
Hartwig Krumbeck & Ute Mischke (Hrsg.)

**Gewässerreport (Nr. 6):
Entwicklungen der Gewässer im
Scharmützelseegebiet und angewandte
Probleme des Gewässerschutzes**

UWV

BTU Cottbus, Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik
Eigenverlag

Zitiervorschlag:

Krumbeck, H. / Mischke, U. (Hrsg.) (2001), Gewässerreport (Nr. 6): Entwicklungen der Gewässer im Scharmützelseegebiet und angewandte Probleme des Gewässerschutzes, BTUC-AR 6/2001, ISSN 1434-6834.

Herausgeber:

Dipl.-Biol. Hartwig Krumbeck
Dr. rer. nat. Ute Mischke

Lehrstuhl Gewässerschutz
Fakultät 4 - Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik
Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Forschungsstation Bad Saarow
Seestraße 45
15526 Bad Saarow
Tel.: (03 36 31) 89 43
Fax: (03 36 31) 52 00
e-mail: b.nixdorf@t-online.de
Homepage: www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu/

Die Aktuelle Reihe wird von der Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus im Eigenverlag herausgegeben.

ISSN 1434-6834

Geschäftsführender Herausgeber:

Prof. Dr. Lothar Knopp / Lehrstuhl Öffentliches Recht und Umweltrecht

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung (B. Nixdorf).....	4
2	Trophieentwicklung von tiefen und flachen Seen im Scharmützelseegebiet (Brandenburg) – Ein Resümee nach 7 Untersuchungsjahren (1994-2000) und Bewertung nach der LAWA-Richtlinie (1999) (R. Deneke, J. Rücker & B. Nixdorf)	5
3	Veränderungen der Zusammensetzung der Algenzönose in Standgewässern des Scharmützelseegebietes (U. Mischke & J. Rücker).....	19
4	Der Neophyt <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> : Eine Blaualge aus tropischen Regionen in Gewässern des Spree-Dahme-Einzugsgebietes (U. Mischke)	39
5	Silizium- und Phosphorfreisetzung aus dem Sediment: Bedeutung und interner Kreislauf in den dimiktischen Seen des Scharmützelseegebietes (A. Kleeberg)	63
6	Wasser- und Sedimentqualität der Talsperre Spremberg (M. Heidenreich & A. Kleeberg)	81
7	Untersuchung des Cybina-Einzugsgebietes (Polen) als Grundlage für die Erarbeitung von Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität - Stand und Probleme (R. Hämmerling & B. Nixdorf)	91
8	Abwasser-Bodenbehandlung in der Kläranlage Storkow und ihre Auswirkungen im Scharmützelseegebiet (R. Pöthig & B. Nixdorf)	97
9	Erste Ergebnisse zur Bedeutung der Nitrifikation in bergbaubeeinflussten Gewässern (R. Ender, G. Schmaland, B. Nixdorf & D. Leßmann).....	110

1 Einleitung

Der Gewässerreport Nr. 6 beinhaltet aktuelle Forschungsergebnisse des Lehrstuhls für Gewässerschutz. Es freut uns, dass wir im 9. Jahr unseres Bestehens detaillierte Auskunft über die Trophieentwicklung im Scharmützelseegebiet geben können (Deneke et al., Artikel 2), die auf relativ langen und kontinuierlichen Messreihen basiert. Trophieprobleme insbesondere in den Flachseen des Tieflandes werden die künftige Arbeit von Limnologen und Wasserwirtschaftlern auch im Zusammenhang mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie bestimmen. Es zeigte sich, dass trotz zahlreicher Anstrengungen und kostenintensiver Maßnahmen im Scharmützelseegebiet nur für den Wolziger See und den Großen Glubigsee eine deutliche Verbesserung des Zustandes festzustellen ist. Die Veränderungen im Phytoplankton sind in diesen beiden Seen gekennzeichnet von einem Dominanzwechsel von Blaualgen zu Dinoflagellaten, während insbesondere die Flachseen auf einem hohen trophischen Niveau (eu- bis polytroph 2) mit Dominanz fädiger Cyanobakterien verharren (Mischke & Rücker, Artikel 3). Künftig wird die Güte eines Gewässers auch daran gemessen, wie hoch der Blaualgenanteil ist und welche Rolle die Toxinproduktion einiger Stämme spielen kann. Im Rahmen eines komplexen DFG-Forschungsverbundes sind in diesem Zusammenhang die Ergebnisse zur Entwicklung und Toxinproduktion der Blaualge *Cylindrospermopsis* entstanden, die im Artikel 4 von Ute Mischke diskutiert werden. Andreas Kleeberg beschreibt in seinem Artikel (5) die vielfältigen Wechselbeziehungen zwischen Freiwasser und Sediment in unseren dimiktischen Seen unter besonderer Beachtung der Si-Freisetzung und -Festlegung und im Zusammenhang mit der Phosphor-Dynamik.

Zwei Artikel thematisieren Schwerpunkte aus Teilprojekten eines BMBF-Forschungsverbundes zur Änderung der Wasserbeschaffenheit in der Spree durch bergbaubedingte Aktivitäten. Das betrifft zum einen die Beschreibung der Sedimentbeschaffenheit in der Talsperre Spremberg von Heidenreich & Kleeberg (Artikel 6) und zum anderen die ersten Ergebnisse zur Nitrifikation als mögliche Folge der Einleitung ammoniumhaltiger Tagebauseeabflüsse in die Spree (Ender et al., Artikel 9).

Gewässerschutz heißt immer auch Sanierung bzw. Einzugsgebietsmanagement. In diesem Zusammenhang sind die Ergebnisse von Pöthig & Nixdorf (Artikel 8) als wichtige Gewässerschutzmaßnahme für den Wolziger See zu betrachten. Die Autorinnen stellten in ihren Untersuchungen fest, dass die jahrelange Überlastung der Pflanzenkläranlage Storkow zu einer Umkehr in der Phosphorsorption des Bodens geführt hat und dieser somit als Phosphorquelle fungieren kann. Inzwischen haben wir zu diesem Schwerpunkt auch länderübergreifende Aktivitäten aufzuweisen. Davon zeugt die Dokumentation des Bearbeitungsstandes des DBU-Projektes zur Ermittlung der Gewässerbelastungen im Einzugsgebiet des Swarzedzses bei Posnan (Hämmerling & Nixdorf, Artikel 7).

Wir hoffen, auch mit diesem Heft wieder eine Brücke zu unseren zahlreichen Fachkollegen in behördlichen und wissenschaftlichen Einrichtungen und in Ingenieurbüros schlagen zu können und sind für jede Kritik oder Anregung dankbar.

Brigitte Nixdorf, September 2001

2 Trophieentwicklung von tiefen und flachen Seen im Scharmützelseegebiet (Brandenburg) – Ein Resümee nach 7 Untersuchungsjahren (1994 - 2000) und Bewertung nach der LAWA-Richtlinie (1999)

Rainer Deneke, Jacqueline Rücker und Brigitte Nixdorf

Abstract

Since 1993 twelve lakes in the Scharmützelsee region (Brandenburg, Germany), most of them eutrophic, have been monitored for nutrient concentrations, chlorophyll a and secchi depth. During this period substantial changes in trophic state did not occur before 1998 and were restricted to the deeper lakes with a stable summer stratification. In stratified lakes concentrations of TP, DIP and ammonia maxima decreased and mean algal biomass (as Chl a) was reduced by more than 20 %, esp. during spring maxima. Non-stratified lakes remained nearly on the same high level. Changes are caused by decreasing epilimnetic TP concentrations in stratified waters whereas polymictic lakes showed no tendency. According to the guidelines given by LAWA (1999) stratified lakes switched from the eutrophic level e2 to e1, non-stratified lakes remained at the polytrophic level p1. On the background of decreasing nutrient loads from the catchment area climatic fluctuations in winter and summer seem to be of major importance for the divergent trophic development in deep and shallow lakes. High winter values of Chl a ($>30 \mu\text{g/l}$), low concentrations of DIP as well as high concentrations of TN, SI and TP can be attributed to interannual fluctuations in ice-coverage in winter and/or mixing intensity during summer.

2.1 Einleitung

Seit 1993 wird die Trophieentwicklung in 12 Seen im Scharmützelseegebiet (Brandenburg) vor dem Hintergrund zurückgehender externer Nährstoffbelastungen im Einzugsgebiet regelmäßig untersucht (NIXDORF et al. 1995, DENEKE et al. 1998). Dabei hatten sich bis 1997 kaum Trophieveränderungen gezeigt. Etwaige Veränderungen ließen sich aufgrund der Kürze des Beobachtungszeitraums bisher noch nicht ausreichend beurteilen bzw. waren noch nicht stabil. Die meisten Seen zeichneten sich durch ein Verharren der Algenbiomasse auf einem hohen trophischen Niveau während der Vegetationsperiode aus. Bis auf den mesotrophen Tiefen See waren bis 1997 alle Seen eutroph bis polytroph, wobei die flachen, polymiktischen Seen deutlich stärker eutrophiert waren. Kennzeichnend für die unverändert hohe, intensive Algenproduktion waren sehr niedrige mittlere Konzentrationen des gelösten Phosphors im Epilimnion ($<10 \mu\text{g/l}$ DIP) und eine hohe Ausnutzung des Phosphorangebots, besonders in den polymiktischen Flachseen. Das kann an hohen Chlorophyll a : Phosphorverhältnissen um den Faktor 1 abgelesen werden und bedeutet, dass der gesamte verfügbare Phosphor in Biomasse (Chlorophyll a) umgesetzt wird. Da die Nährstoffeinträge infolge von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet (z. B. Bau der zentralen Abwasserentsorgung am Scharmützelsee) und Veränderungen in der Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Nutzflächen rückläufig sind, wurde besonders für diese Gewässer eine deutliche Trophieminderung prognostiziert. Bisher liegen noch keine Daten über aktuelle Veränderungen im Einzugsgebiet vor. Eine deutliche Verbesserung des trophischen Zustandes trat bisher jedoch nur in einigen im Sommer thermisch geschichteten, tieferen Seen ein.

Das Ziel dieser Untersuchung ist es, durch den Vergleich des trophischen Zustands von 1994-1997 mit dem von 1998-2000 das Ausmaß der Veränderungen zu dokumentieren und die möglichen Ursachen der anscheinend divergierenden Entwicklung von geschichteten und ungeschichteten Seen im Scharmützelseegebiet näher zu untersuchen. Vor dem Hintergrund der nunmehr über 7-jährigen Datenreihe erscheinen von DENEKE et al. (1998) diskutierte Tendenzen, z. B. zur Verbesserung des Zustandes des Langen Sees, heute in einem anderen Licht. Die Frage ist, ob in einigen Seen die TP-Konzentrationen inzwischen seespezifische, ‚trophische Schwellenwerte‘ (n. CHORUS 1995) unterschritten haben, so dass von einer dauerhaften Trophieminderung ausgegangen werden kann oder ob klimatische Schwankungen und/oder Veränderungen im Nahrungsnetz nur zu einer vorübergehenden Absenkung der Algenproduktion in den letzten Jahren führten. Dafür liefern auch die in Kapitel 3 (MISCHKE & RÜCKER 2001) angeführten Veränderungen in der Zusammensetzung der Algenzönosen wichtige Anhaltspunkte. Das Ergebnis dieser Einschätzung soll dazu beitragen, im Rahmen eines zukünftigen Einzugsgebietmanagements im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie durch gezielte Maßnahmen eine nachhaltige Trophieminderung zu erreichen bzw. zu stabilisieren. Denkbar ist hier z. B. eine gezielte ökologische Fischbewirtschaftung. Da sich der Zustand der Gewässer im Scharmützelseegebiet anscheinend auf einem sensiblen Wendepunkt ‚zum Guten‘ befindet, muss eine zusätzliche Belastung und Nutzung einzelner Gewässer als Vorfluter für Klärwerksabflüsse, wie beim Wolziger See, aus ökologischer Sicht abgelehnt werden.

2.2 Methoden

Die Sichttiefe, die Konzentrationen von Chlorophyll a (Chl a, korrigiert für Phaeophytin) und Gesamtphosphor (TP) wurden mit den in NIXDORF et al. (1995) aufgeführten Methoden und nach DEV (1993-97) bestimmt. Während der Schichtungsphasen im See wurden Mischproben aus dem Epilimnion und bei Vollzirkulation aus der gesamten Wassersäule verwendet. Aus den Monatsmittelwerten von April bis Oktober wurden Mittelwerte für die Vegetationsperiode berechnet. Die Trophieklassifikation wurde nach der LAWA-Richtlinie durchgeführt. Nach LAWA (1999) werden den einzelnen Parametern, getrennt nach geschichteten und ungeschichteten Seen, Indizes zugewiesen und mit Wichtungsfaktoren zu einem Gesamtindex verrechnet. Eine Bewertung des Gewässerzustands erfolgt durch den Vergleich der Trophiestufe des Ist-Zustandes mit der eines Referenzzustandes (‘potentiell natürlicher Zustand’), der anhand morphometrischer Parameter (mittlere Tiefe, Tiefengradient, ‘morphometrie-abhängiger Trophie-Erwartungszustand’) und unabhängig davon auch aus dem ‘potentiell natürlichen Phosphor-Eintrag’ aus den betreffenden Einzugsgebieten berechnet wird. Ergeben sich für einzelne Seen dabei unterschiedliche Referenzzustände, wird allgemein der niedrigere bzw. bei Flachseen der morphometrie-abhängige Referenzzustand zugrunde gelegt. Besonders bei kleinen, flachen Seen mit kleinem Einzugsgebiet (z.B. MEL (Abkürzungen der Seenamen siehe Tab. 1) können große Unterschiede auftreten (Tab. 3). Zur Betrachtung der klimatischen Verhältnisse im Zeitraum 1993–2000 wurden Witterungsdaten vom Meteorologischen Observatorium Lindenberg (52°13′ N; 14°07′ E), das etwa 12 km südöstlich von Bad Saarow liegt, ausgewertet. Es standen Tagesmittel der Lufttemperatur, Tagessummen des Niederschlages sowie die Globalstrahlung als Tagessummen bzw. ab 1997 als 10-Minuten-Summen zur Verfügung. Aus diesen Daten wurden Monatsmittel bzw. –summen gebildet. Für die Berechnung der Abweichung vom langjährigen Mittel wurden bei Niederschlag und Temperatur die klimatologischen Normalwerte für 1961-1990 (MÜLLER-WESTERMEIER 1996) zugrunde gelegt. Im Falle der Globalstrahlung wurden die Monatssummen zum jeweiligen Monatsmittel für 1993–2000 in Beziehung gesetzt.

2.3 Ergebnisse

2.3.1 Klima: Lufttemperatur, Globalstrahlung, Niederschläge

Abbildung 1 zeigt den Verlauf der Monatsmittel der Lufttemperatur sowie die Monatssummen von Globalstrahlung und Niederschlag des Meteorologischen Observatoriums von Lindenberg, das sich etwa 12 km südöstlich von Bad Saarow befindet. Sowohl die Monatswerte als auch die Abweichungen vom langjährigen Mittel (Abb. 2) zeigen deutlich, dass die Winter 1995/96 und 1996/97 besonders streng waren. Alle untersuchten Seen waren 95/96 über 100 (bis 130) Tage zugefroren, 96/97 zwischen 50 und 70 Tagen. Demgegenüber waren die Winter 1993/94, 1994/95 und 1999/2000 sehr mild, weshalb die Gewässer 93/94 nur 20 – 40 Tage zugefroren waren. Im Winter 94/95 und 99/00 waren die großen Seen wie RIE, TIE und WOL gar nicht bzw. nur 2 Tage eisbedeckt, die übrigen Seen etwa 20 bzw. 35 Tage. Die Winter 1997/98 und 1998/99 waren eher durchschnittlich, z.T. mit wechselnden kalten und warmen Perioden, weshalb einige Seen nur periodisch mit Eis bedeckt waren, insgesamt etwa 10 bis 50 Tage. Es lassen sich weitere ‚Muster‘ im Klimaablauf beobachten, die insbesondere für den Wachstumsverlauf wichtiger Phytoplanktongruppen eine große Bedeutung haben, aber im Einzelnen oft noch nicht verstanden werden. Eine Schlüsselrolle spielt dabei das Schichtungsverhalten der Gewässer. So zeichneten sich die Jahre 1993 und 1998 durch überdurchschnittlich warme Frühjahre gefolgt von kühlen, strahlungsarmen Sommern aus. Während 1996 insgesamt das kälteste Jahr im Beobachtungszeitraum war, lag in den Jahren 1999 und 2000 die Lufttemperatur in fast allen Monaten deutlich über den langjährigen Mittelwerten. 1999 war außerdem ein extrem trockenes Jahr, 2000 waren das 2. und 4. Quartal sehr niederschlagsarm.

2.3.2 Entwicklung der Trophieparameter Sichttiefe, Chlorophyll a und Gesamtphosphor im Zeitraum 1994 – 2000

In der LAWA (1999)-Richtlinie wird durch eine unterschiedliche Indizierung geschichteter und ungeschichteter Seen der stärkeren Ausnutzung des Phosphors bei der Produktion von Algenbiomasse in polymiktischen Gewässern (s.a. NIXDORF & DENEKE 1997) Rechnung getragen. Diese Einteilung wird nach verschiedenen morphometrischen Parametern vorgenommen und entspricht nicht immer den realen Schichtungsverhältnissen im Sommer. Auch 3 Seen im Scharmützelseegebiet sind nur instabil geschichtet und weisen aufgrund ihrer Windexposition bzw. einer komplexen Beckengeometrie nur eine kurze Phase der Sommerstagnation auf bzw. sind nur lokal in bestimmten Bereichen des Seebeckens geschichtet (WOL). Innerhalb der beiden Seengruppen existieren im Scharmützelseegebiet große Unterschiede in der Topographie, Hydrologie und Einzugsgebietsgröße (Tab. 1).

Die Entwicklung der Trophieparameter Sichttiefe, Chlorophyll a- und Gesamtphosphorkonzentration zeigte in den letzten Jahren (1998-2000) deutliche Unterschiede im Vergleich mit den Jahren 1994-1997 (s. DENEKE et al. 1998). Bei den geschichteten Seen kam es zu einer deutlichen Trophieminderung, während die ungeschichteten Seen überwiegend weiter auf einem hohen trophischen Niveau verharrten. Die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen im durchmischten Bereich der Wassersäule nahmen für die Vegetationsperiode (April-Oktober) bei allen geschichteten Seen im Zeitraum 1998-2000 deutlich ab (Tab. 1). Besonders stark war die Abnahme mit –62 % beim Wolziger See, was sich auch in einer starken Zunahme bei der mittleren Sichttiefe widerspiegelte (WOL: +103 %). Drei weitere geschichtete Seen (GGL, SPR, RIE) zeigten ebenfalls eine Sichttiefezunahme, die deutlich über 20 % liegt.

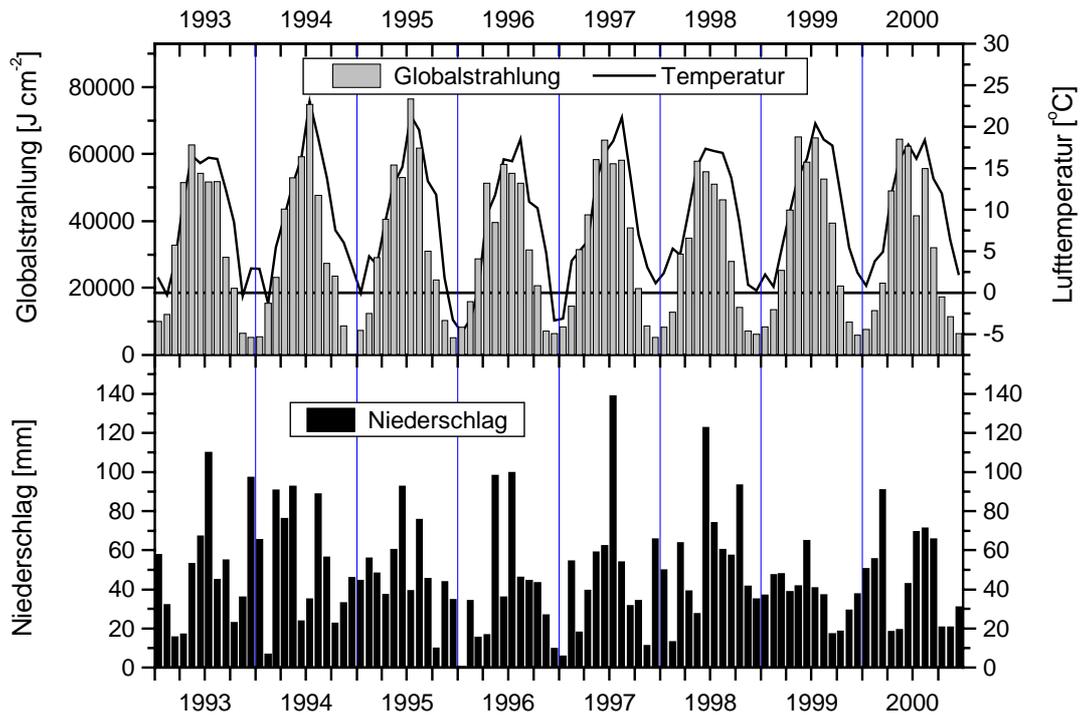


Abbildung 1: Monatsmittel der Lufttemperatur sowie Monatssumme von Niederschlag und Globalstrahlung für die Jahre 1993 bis 2000 für die Wetterstation Lindenberg (52°13' N; 14°07' E).

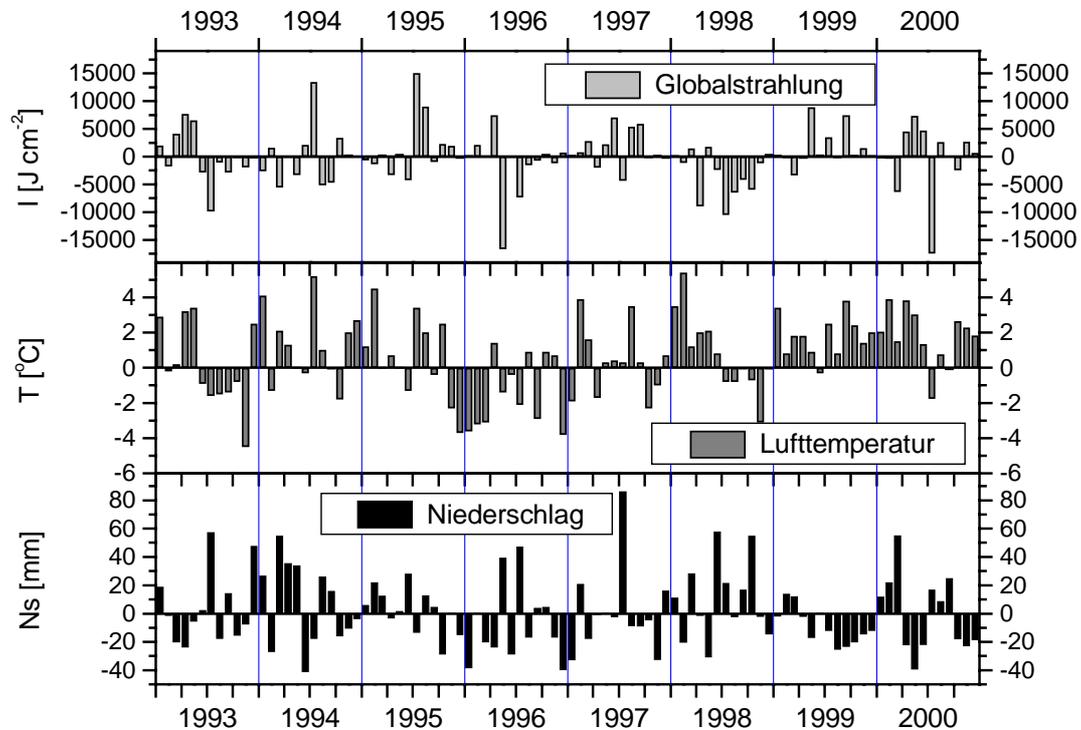


Abbildung 2: Abweichung vom Normalwert (langjähriges Mittel 1961-1990) des Monatsmittels der Lufttemperatur und der Monatssumme des Niederschlages 1993 bis 2000 für die Wetterstation Lindenberg. Bei der Abweichung der Monatssumme der Globalstrahlung wurde der Mittelwert für die Jahre 1993 - 2000 zugrunde gelegt.

Im mesotrophen Tiefe See nahm die mittlere Sichttiefe um weitere 6 % auf über 6 m zu, was aber im Bereich der jährlichen Schwankungen liegt. Zur Beurteilung der Nachhaltigkeit dieser Entwicklung ist es wichtig, ob gleichzeitig auch eine Abnahme der Phosphorkonzentrationen zu verzeichnen ist, die ein Maß für das Eutrophierungspotential der Gewässer sind. Dies ist bei allen geschichteten Seen mit einer Abnahme von -14 bis -34 % in unterschiedlichem Maße der Fall. Nur beim Scharmützelsee ist die Abnahme mit -4 % so gering, dass die Veränderungen von Sichttiefe und Chlorophyll a bisher noch nicht als eine dauerhafte Verbesserung der trophischen Situation angesehen werden können.

Bei den ungeschichteten Seen zeigen 4 von 6 Seen eine mit -8 bis -16 % vergleichsweise geringe Abnahme der mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen im Zeitraum 1998-2000. Beim Petersdorfer See kam es sogar zu einem Anstieg von +16 %. Entsprechend sind die Veränderungen bei der Sichttiefe. Nur in 2 Fällen (KGL, STSU) wurden größere (positive) Veränderungen festgestellt, beim Kleinen Glubigsee (+21 %) und beim Storkower See (Süd) (+27 %). Die anderen Seen lagen zwischen -7 und +9 %. Bei den TP-Konzentrationen zeigten sich ähnlich geringe Veränderungen mit Ausnahme von KGL.

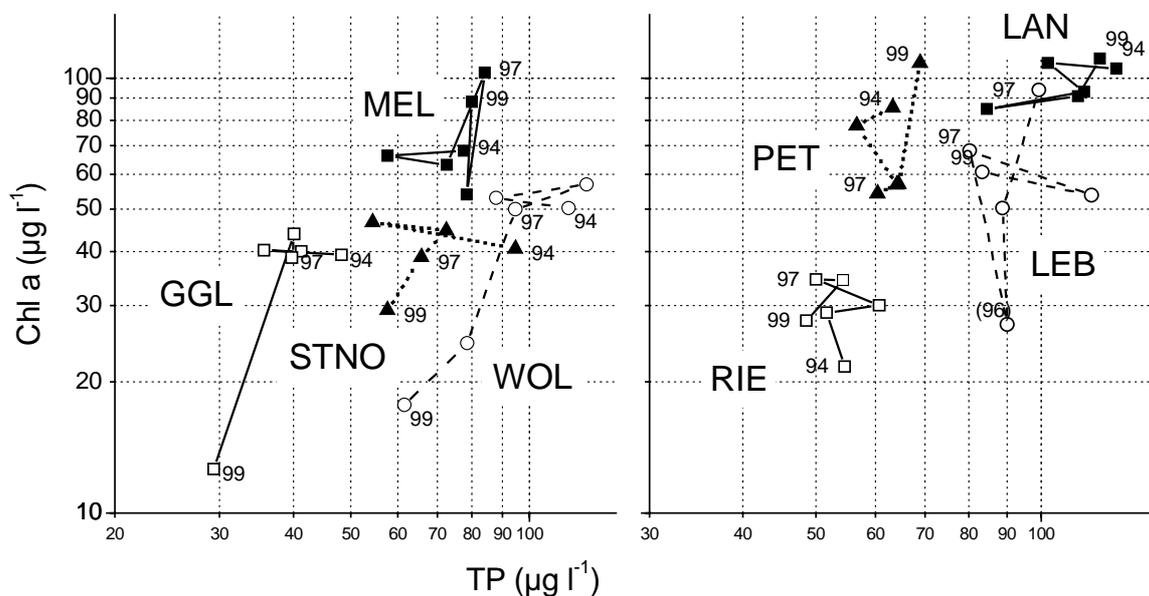


Abbildung 3: Trophieentwicklung ausgewählter Seen im Scharmützelseegebiet 1994-1999. Doppelt-logarithmische Darstellung der Chlorophyll a- und TP-Konzentrationen (Vegetationsmittelwerte) (Abkürzungen der Seen s. Tab. 1).

Ein Vergleich der Langzeitmittelwerte für die Trophieparameter (Tab. 2a) zeigt, dass in 7 von 12 Seen regelmäßig hohe Algenbiomassen im Winter mit z.T. deutlich mehr $30 \mu\text{g l}^{-1}$ Chlorophyll a auftraten (Darstellungen von Jahresgängen von Chlorophyll a und Sichttiefe finden sich bei MISCHKE & RÜCKER, dieses Heft.). In 10 Fällen sind die Winterwerte mehr als halb so groß wie das Vegetationsmittel. Der mesotrophe Tiefe See hat sein Biomassemaximum stets im Winter. Im Sommer findet die Primärproduktion zum überwiegenden Teil im Metalimnion statt (RÜCKER 2000), was in der Trophiebewertung nicht berücksichtigt wird. In den polymiktischen Seen MEL, STSU, LAN und PET liegen die TP-Sommermittelwerte gleich oder sogar deutlich höher als die Winterwerte. Die Annahme, dass die Frühjahrssituation das maximale Eutrophierungspotential darstellt, trifft also für diese Seen nicht zu. Beim gelösten Phosphor werden unabhängig vom Mixisregime regelmäßig sehr niedrige Sommerwerte ($<10 \mu\text{g l}^{-1}$ DIP) beobachtet, die eine zeitweise Phosphorlimitation vermuten lassen

(SAS 1989). Nur im LEB und dem verbundenen Wolziger See liegen die SRP-Werte deutlich höher. In einigen polymiktischen Seen (MEL, KGL, PET) sind auch die Winterwerte ähnlich niedrig, was zu den hohen Winterbiomassen der Algen in diesen Gewässern passt. Im Vollenweider-Diagramm in Abbildung 3 lässt sich die Trophieminderung besonders im WOL und GGL deutlich verfolgen, während sich die Veränderungen in den anderen dargestellten Seen im Rahmen der langjährigen Schwankungen bewegen. Der Lebbiner See scheint sich nach dem winterlichen Fischsterben 1994 wieder auf hohem trophischen Niveau stabilisiert zu haben.

2.3.3 Entwicklung von Mikro- und Makronährstoffen der Algen

Besonders in den intensiv polymiktischen Seen (MEL, LAN, PET) zeigt sich eine ansteigende Tendenz beim Gesamtstickstoff während der Vegetationsperiode (Tab. 2b) auf einem bereits hohen Niveau von $>1 \text{ mg l}^{-1} \text{ TN}$. Bei diesen Seen sind auch die Konzentrationen während der Vegetationsperiode gleich hoch oder sogar höher als im Winter. Der Hauptanteil des gelösten Stickstoffs liegt im Sommer wie im Winter als Ammonium vor (Tab. 2b). In den Seen mit den höchsten Konzentrationen im Winter (STNO, WOL, LAN, LEB, PET) zeigte sich eine abnehmende Tendenz der Ammoniumkonzentrationen. Beim Silizium gibt es eine ähnliche saisonale Verteilung zwischen Sommer und Winter in Abhängigkeit von der Intensität der Polymixie wie beim Gesamtstickstoff. Besonders hohe Konzentrationen in der Vegetationsperiode wurden insbesondere in den polymiktischen Flachseen gefunden. Der Scharmützelsee fällt im Vergleich dazu durch eine relative Siliziumarmut auf ($300\text{-}700 \text{ } \mu\text{g l}^{-1} \text{ SiO}_2$). Die Chlorid-Konzentrationen weisen für den Lebbiner See auf eine (zunehmend) hohe Belastung durch seine Funktion als Vorfluter von Klärwerksabflüssen hin. Aber auch besonders hohe Konzentrationen beim DOC, TN, TP, Ammonium, Silizium (Tab. 2a, b) unterstreichen diese Belastungssituation. Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass die mit dem Lebbiner See durch einen Kanal in Verbindung stehenden WOL und LAN teilweise ähnlich hohe Konzentrationen der o. g. Parameter aufweisen. Trotz der positiven Entwicklung des Wolziger Sees kann das als Ausdruck der nach wie vor hohen anthropogenen Belastung betrachtet werden, wobei die Größe des direkten Einflusses des LEB auf die nachfolgenden Seen derzeit nicht abgeschätzt werden kann.

In Abbildung 4 wurde die Entwicklung der Konzentrationen der wichtigsten Algennährstoffe, Phosphat, Nitrat und Ammonium, dargestellt. Sie wurden zu den Gesamtkonzentrationen der Elemente Phosphor und Stickstoff (TP und TN) in Beziehung gesetzt. Es wurden vier Gewässer (TIE, WOL, RIE, GGL) ausgewählt, in denen sich eine Verringerung der Trophie andeutet und Änderungen in der Phytoplanktonzusammensetzung beobachtet wurden (vgl. MISCHKE & RÜCKER, dieses Heft). So ist in den dargestellten Seen seit 1996 die TP-Konzentration während der Frühjahrsvollzirkulation rückläufig. Eine derartige Tendenz ist in den übrigen geschichteten Seen des Untersuchungsgebietes, Springsee und Storkower See, nicht so deutlich ausgeprägt. Bei den Flachseen lässt sich ebenfalls keine Veränderung feststellen. Beim gelösten Phosphor zeigt sich ein Abnahme der Spitzenwerte im TIE und GGL ab 1997, im WOL ab 1998. Bei den Stickstoffverbindungen fällt der Rückgang der Ammoniumkonzentrationen im WOL und GGL ab 1997 auf. Die Konzentrationen waren 1994 – 96 etwa 2 bis 3 mal so hoch wie im Scharmützelsee. In den letzten drei Jahren nähern sie sich mit $500 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ dem Niveau des Scharmützelsees an. Während dort noch keine Veränderungen festzustellen sind, fallen die Maxima der Ammoniumkonzentrationen im TIE seit Beginn der Untersuchungen ab (Ausnahme Juli 1999).

Tabelle 1: Kennwerte zur Gewässerstruktur und Hydrologie von 12 Seen im Scharmützelseegebiet und Vergleich der Vegetationsmittelwerte der (April-Oktober) verschiedener Trophieparameter (Epilimnion) für die Zeiträume 1994-1997 und 1998-1999/2000. Abkürzungen: Z_{max} : maximale Tiefe, Z_{mean} : mittlere Tiefe, t: theoretische Aufenthaltszeit, EZG: Einzugsgebiet, di: dimiktisch, poly: polymiktisch, ST: Sichttiefe, Chl a: Chlorophyll a (korrigiert), TP: Gesamtphosphor.

Seen	von bis	Z_{max}	Z_{mean}	Fläche km ²	t Tage, Jahre	EZG km ²	Mixis	ST		Chla		TP		Chl a/TP	
		m	m					1994 1997	1998 2000	1994 1997	1998 2000	1994 1997	1998 1999	1994 1997	1998 1999
Geschichtete Seen n. LAWA (1999)															
Tiefer See	TIE	22,9	10,1	0,63	3,5 J.	2,5	di	5,93	6,29	3,7	2,9	21	17	0,2	0,2
Springsee	SPR	18,1	9,5	0,59	1,1 J.	12	di	1,04	1,43	35,2	24,4	35	25	1,0	1,0
Großer Glubigsee	GGL	12,0	4,2	0,64	0,5 J.	16	di	0,90	1,56	39,5	26,7	41	35	1,0	0,8
Scharmützelsee	RIE	29,5	9,0	12,09	16 J.	112	di	1,40	1,74	28,7	25,1	54	52	0,5	0,5
Storkower See (Nord)	STNO	11,4	4,8	1,39	(1,5 J.)	168	di	1,00	1,17	42,7	33,0	72	58	0,6	0,6
Wolziger See	WOL	13,0	5,5	5,79	1,4 J.	382	(poly) di (poly)	1,18	2,39	52,5	20,1	106	70	0,5	0,3
Ungeschichtete Seen n. LAWA (1999)															
Melangsee	MEL	3,3	1,6	0,11	22 T.	5	poly	0,74	0,69	75,1	77,2	73	79	1,0	1,0
Kleiner Glubigsee	KGL	4,4	2,4	0,06	8 T.	17	di (poly)	0,99	1,20	43,3	41,5	49	63	0,9	0,7
Storkower See (Süd)	STSU	8,0	3,8	2,33	(1,5 J.)	168	poly	0,92	1,17	45,7	37,4	65	56	0,7	0,7
Langer See	LAN	3,8	2,1	1,55	-	395	poly	0,54	0,54	97,9	99,0	107	116	0,9	0,9
Lebbiner See	LEB	4,0	2,1	0,28	-	4,6	poly	0,95	1,04	59,9	55,2	89	100	0,7	0,6
Petersdorfer See	PET	4,0	2,3	0,23	-	3,5	poly	0,59	0,54	69,4	80,4	61	67	1,1	1,2

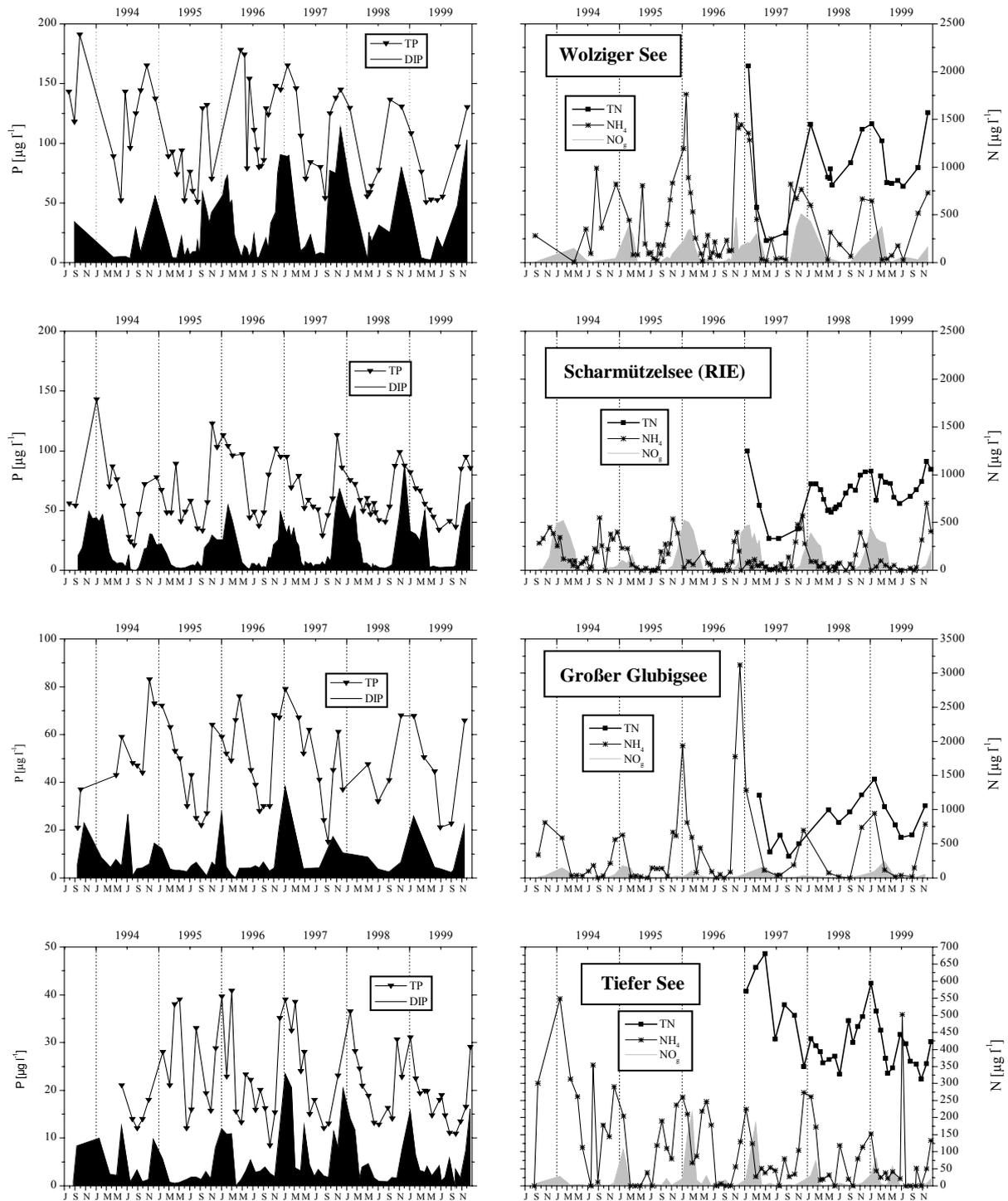


Abbildung 4: Jahresgänge des gelösten (DIP) und des Gesamtphosphors (TP) sowie der gelösten NO-Verbindungen ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) (NO_g) und von Ammonium (NH_4) und Gesamtstickstoff (TN) für die durchmischte Wasserschicht ausgewählter Seen des Scharmützelseegebietes von Juli 1993 bis Dezember 1999.

Tabelle 2a: Vegetationsmittelwerte (Veg) und Wintermittel (Win) der Sichttiefe (ST), der Chlorophyll a-Konzentration (Chl a), des Gesamtphosphors (TP), des gelösten, anorganischen Phosphors (DIP) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) berechnet aus den Monatsmittelwerten von April bis Oktober bzw. Dezember bis Februar für den Zeitraum November 1994 bis Oktober 1999 für 12 Untersuchungsgewässer im Scharmützelseegebiet (Abkürzung der Seen s. Tab. 1). Die Markierungen geben an, ob seit 1997 eine stark ansteigende oder stark abnehmende Tendenz festzustellen ist (+ ansteigende Tendenz; – abnehmende Tendenz).

	ST m		Chl a $\mu\text{g l}^{-1}$		TP $\mu\text{g l}^{-1}$		DIP $\mu\text{g l}^{-1}$		DOC mg l^{-1}	
	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win
TIE	6,1 +	5,3	3,5	5,9	21	32	3,0	13,1	3,8	3,4
MEL	0,7	1,5	73,3	37,1	75	41	5,1	6,6	6,3	5,0
SPR	1,1	2,2	31,7	17,9	33	66	4,0	24,3	5,1	5,3
GGL	1,0	1,4	36,5	33,6	40	63	5,3	15,3	6,0	5,4
KGL	1,0	1,3	43,4	38,1	49	58	5,5	7,6	5,7	5,8
RIE	1,3	2,7	29,5	17,1	53	87	7,3	40,6	5,7	5,6
STSU	1,0	1,6	43,7	32,9	64	58	7,2	14,0	6,5	6,3
STNO	1,0	1,8	40,7	28,2	69	91	8,0	25,0	6,3	6,4
WOL	1,4 +	2,0 +	45,5 –	20,3 –	98 –	120	19,0	68,0 –	7,8	7,9
LAN	0,5	1,1	98,7	67,8	110	122 –	6,6	29,9	7,6	7,8
LEB	0,9	1,5	57,3	36,6	111	160 –	39,4	64,6	10,7	11,7
PET	0,6	0,8	72,7	52,4	63	46	7,2	7,3	14,6	13,8

Tabelle 2b: Vegetationsmittelwerte (Veg) und Wintermittel (Win) des Gesamtstickstoffs (TN) und verschiedener gelöster Mikro- und Makronährstoffe (NOg: Nitrit- und Nitrat-Stickstoff, NH₄: Ammonium-Stickstoff, SiO₂: Silikat, Cl: Chlorid, SO₄: Sulfat) berechnet aus den Monatsmittelwerten von April bis Oktober bzw. Dezember bis Februar für den Zeitraum November 1994 bis Oktober 1999 für 12 Untersuchungsgewässer im Scharmützelseegebiet (Abkürzung der Seen s. Tab. 1). Die Markierungen geben an, ob seit 1997 eine stark ansteigende oder stark abnehmende Tendenz festzustellen ist (+ ansteigende Tendenz; – abnehmende Tendenz).

	TN $\mu\text{g l}^{-1}$		NOg $\mu\text{g l}^{-1}$		NH ₄ $\mu\text{g l}^{-1}$		SiO ₂ $\mu\text{g l}^{-1}$		Cl mg l^{-1}		SO ₄ mg l^{-1}	
	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win
Tie	376	371	6	50	72	213	648	1219	31,5	32,2	98,3	101
MEL	1045 +	867	4	42	46	334	2522	2127	27,5	27,3	79,9	79,1
SPR	649	1055	11	34	35	938	1497	2412	19,6	18,4	61,8	58,0
GGL	676	1284	11	73	75	1041	1152	2067	17,7	18,9	52,7	55,0
KGL	836	1564	7	93	86	749	1516	2009	18,2	18,3	53,8	55,7
RIE	671	988	14	319	79	191	309	700	22,4	21,6	53,9	54,0
STSU	679	1125	10	124	88	387	903	1451	22,0	22,1	50,4	52,9
STNO	611	1308	11	121	105	639 –	819	1476	21,3	21,8	47,1	51,7
WOL	697	1633	38	244	218	962 –	1029	3049	37,1	37,9	65,3	69,3
LAN	1409 +	1416	15	284	60	438 –	2334	3051 –	36,6	37,6	81,2	79,5
LEB	1245	2421	187	201	459	1786 –	3169 –	3702 –	43,1 +	45,2 +	69,1	70,2
PET	1722 +	1647	16	27	102	1397 –	890	1419	37,5	36,4	39,8 –	38,5

2.3.4 Trophieklassifikation und Bewertung nach LAWA (1999)

Die Veränderungen bei den Trophieparametern spiegeln sich auch bei der Trophieklassifikation und -bewertung nach LAWA (1999) wider (Tab. 3). Bei den geschichteten Seen kommt es generell zu einer Trophieminderung um eine Stufe (Ausnahme STNO) und die Bewertung verbesserte sich im Mittel von 3,2 auf 2,3. Am besten von allen Seen schneidet der Tiefe See ab, der jetzt knapp als oligotroph klassifiziert werden kann und damit seinem Referenzzustand entspricht. Der Springsee und der Große Glubigsee erhalten trotz der schon eingetretenen Verbesserung eine relativ schlechte Bewertung innerhalb dieser Gruppe, da sie immer noch um 2 Stufen von ihrem Referenzzustand ‚oligotroph‘ abweichen. Bei den ungeschichteten Seen konnte auch 1999 noch keine Veränderung beobachtet werden. Eine Ausnahme ist hier der STSU, der als 2. Seebecken des Storkower Sees getrennt und im Gegensatz zum tieferen Nordbecken (STNO) als ungeschichtet klassifiziert wird. Damit haben beide Becken jetzt wieder die selbe Trophie. Der Lange See ist weiterhin das insgesamt am stärksten eutrophierte Untersuchungsgewässer (polytroph). Er weicht als einziger ungeschichteter See um 2 Stufen von seinem an sich schon hohen Referenzzustand (e2) ab und erhält damit die schlechteste Bewertung (5). Der Unterschied im Trophiezustand zwischen geschichteten und ungeschichteten Seen ist aufgrund dieser Entwicklung weiter angewachsen (Abb. 5). Abgesehen vom Tiefen See befinden sich die geschichteten Seen jetzt überwiegend im eutrophen Zustand e1, während die ungeschichteten Seen weiterhin im Mittel polytroph p1 sind. Unterschiede von einer Trophiestufe sollten bei einzelnen Seen aber nicht überbewertet werden. Wie in Abbildung 5 dargestellt, können kleine Veränderungen im Grenzbereich zwischen 2 Trophiestufen zu einer anderen Klassifikation führen (RIE, STSU), dem stehen andererseits relativ große Veränderungen innerhalb einer Trophiestufe ohne Auswirkungen auf die Klassifikation gegenüber (PET, LEB, STNO, KGL).

2.4 Diskussion

Es ist zu vermuten, dass der strenge Winter 1995/96 mit einer ungewöhnlich langen Eisbedeckung der Seen (mehr als 3 Monate) einen nachhaltigen Einfluss auf die Entwicklung insbesondere der dimiktischen Seen hatte. Der Tiefe See froh beispielsweise zu einem Zeitpunkt zu, als der Wasserkörper noch nicht vollständig durchmischt war (vgl. KLEEBERG et al. 2000). Da die Seen bis Mitte April eisbedeckt waren, ging die Winterstagnation quasi in die Sommerstagnation über. Die Folge dürfte für alle tiefen Gewässer eine stärkere Nährstoffrücklösung am Sediment gewesen sein, da durch die stark verkürzte Vollzirkulation der Sauerstoffvorrat des Wasserkörpers geringer als in normalen Jahren war. Infolge dessen war in den geschichteten Seen bis 1997 eine Tendenz der Trophieerhöhung an Hand der Erhöhung des Chlorophyllgehaltes und der Abnahme der Sichttiefe festzustellen (Abb. 1a in MISCHKE & RÜCKER, dieses Heft). Nach 1997 setzte sich der Trend der Trophieerhöhung nicht fort und das von KLEEBERG et al. (2000) gezeichnete Szenario für den Tiefen See, bei dem es zu einem Aufschaukeln des Eutrophierungsprozesses kommt, hat sich glücklicherweise nicht eingestellt. In anderer Art wirkte sich der strenge Winter 1995/96 auf den flachen Lebbiner See aus. Dort kam es unter Eis zu einem Fischsterben, in dessen Folge sich im folgenden Jahr das Zooplankton dermaßen stark vermehren konnte, dass das Phytoplankton nicht die Abundanz der Vorjahre erreichen konnte (DENEKE et al. 1998).

Tabelle 3: Trophie-Klassifikation und Bewertung des Gewässerzustandes nach der LAWA-Richtlinie (1999) für die Zeiträume 1994-97 und 1998-2000. Die grau hinterlegten Referenzzustände wurden für die Bewertung zugrunde gelegt. Abkürzungen: m: mesotroph, e: eutroph, p: polytroph, Ref_M: Referenzzustand, morphometrisch, Ref_{PN}: Referenzzustand nach potentiell natürlichem Nährstoffeintrag).

	Referenzzustand		IST-Zustand		Bewertung	
	Ref _M	Ref _{PN}	94-97	1999	94-97	1999
Geschichtete Seen						
Tiefer See	m	o	m	o	2	1
Springsee	m	o	e2	e1	4	3
Großer Glubigsee	m (e1)	o	e2	e1	4	3
Scharmützelsee	m	m	e2	e1	3	2
Storkower See (Nord)	m (e1)	m	e2	e2	3	3
Wolziger See	m	-	e2	e1	3	2
Ungeschichtete Seen						
Melangsee	e2	o	p1	p1	3	3
Kleiner Glubigsee	e1	o	e2	e2	2	2
Storkower See (Süd)	e1	m	p1	e2	3	2
Langer See	e2	-	p2	p2	5	5
Lebbiner See	e2	m	p1	p1	3	3
Petersdorfer See	e2	-	p1	p1	3	3

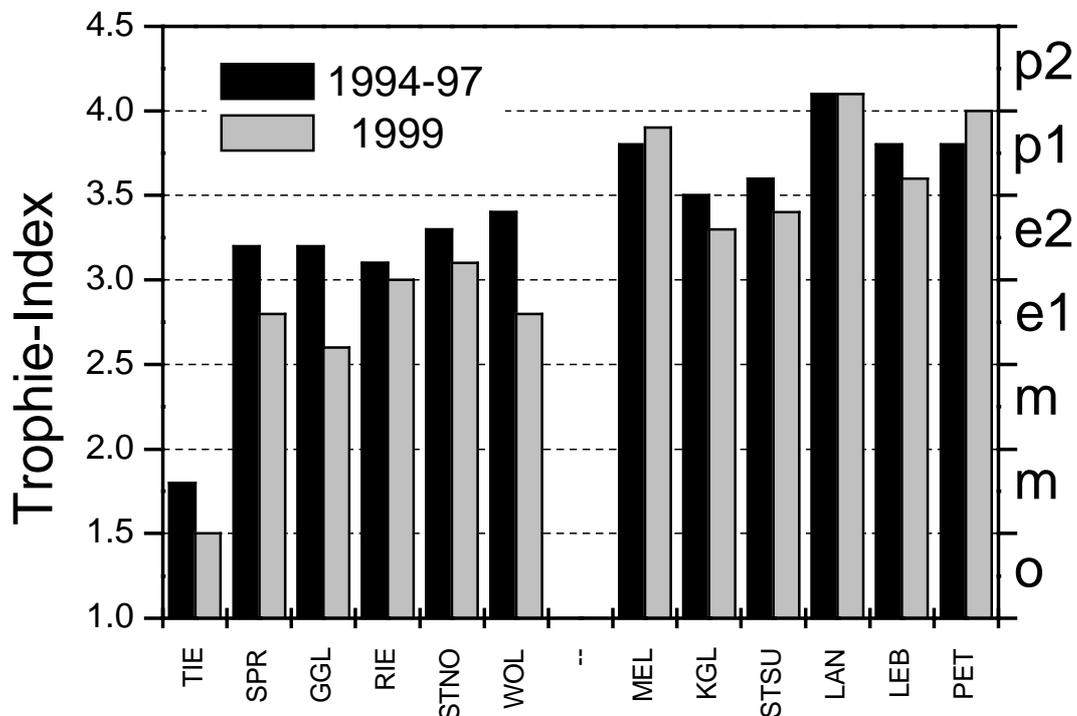


Abbildung 5: Vergleich der Trophiebewertung nach LAWA (1999) für die Jahre 1994-97 und 1999. Linke Gruppe: geschichtete Seen, rechte Gruppe: ungeschichtete Seen; Abkürzungen der Seen s. Tab.1, für die Trophiestufen s. Tab. 3.

Es zeigt sich beim Vergleich der Periode bis 1997 und danach eine deutlich divergierende Entwicklung zwischen den geschichteten und ungeschichteten Seen. Eine deutliche Trophieminderung trat nur bei den geschichteten Seen ein. Die ungeschichteten Seen zeigten Veränderungen sowohl in Richtung Trophiezunahme als auch Trophieabnahme auf einem weiterhin deutlich hohem Niveau. Besonders beim WOL und GGL scheinen trophische Schwellenwerte (CHORUS 1995) unterschritten worden zu sein, wobei die Hypolimnia eine wichtige Rolle als Nährstoffsinken spielen dürften. Dagegen sind Prognosen hinsichtlich einer Verschlechterung bzw. Verbesserung des Scharmütelsees bzw. des Langen Sees (DENEKE et al. 1998) nicht eingetreten. Die bis 1997 beobachteten Veränderungen erwiesen sich als nicht dauerhafte Schwankungen. Sie sind klimabedingt oder durch Veränderungen in der Biozönose hervorgerufen. Eine besondere Rolle für die weitere Beurteilung der Trophieentwicklung spielt die unterschiedliche, saisonale Empfindlichkeit von geschichteten und ungeschichteten Seen gegenüber Klimaschwankungen, die sich in einer Veränderung des Schichtungsverhaltens widerspiegeln und das Wachstum der Planktonpopulationen sowie die Verfügbarkeit wichtiger Ressourcen (Licht, TP) beeinflussen. Dies lässt sich auch an den deutlichen Unterschieden der Winter- und Sommerwerte verschiedener Nährstoffe ablesen.

2.5 Literatur

- CHORUS, I. (1995): Müssen in der Seensanierung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? In JÄGER, D. & R. KOSCHEL (Hrsg.), Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer.- Limnologie aktuell 8: 21-28.
- DENEKE, R., KLEEGERG, A., HÄMMERLING, R., NIXDORF, B. (1998): Trophiestatus und Bewertung der Seen im Scharmütelseegebiet (Brandenburg) im Zeitraum 1994 – 97 als Grundlage für die Erarbeitung von Restaurierungsmaßnahmen.- In TRAUTMANN, A. (Hrsg.), Internationale Seen-Fachtagung 1998 – Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen. Oberschwäbische Verlagsanstalt, Ravensburg: 295-306.
- DEV (1993-97): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- KLEEGERG, A., JENDRITZKI, D. & NIXDORF, B (2000): Ursachen und Ausmaß der Erhöhung der Phosphormobilität im Sediment eines Brandenburger Klarwassersees (Tiefer See, Scharmütelseegebiet) - Indikation des Wechsels in ein höheres trophisches Niveau. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 4: 147-157.
- LAWA (1999): Gewässerbewertung –stehende Gewässer. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- MISCHKE, U. & RÜCKER, J. (2001): Veränderungen der Algenzusammensetzung in Standgewässern des Scharmütelseegebietes. In KRUMBECK, H. & MISCHKE, U. (Hrsg.) 2001, Gewässerreport (Nr. 6): Entwicklungen der Gewässer im Scharmütelseegebiet und angewandte Probleme des Gewässerschutzes. BTUC-AR 6/01: S. 19-38.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1996): Klimadaten der Bundesrepublik Deutschland 1961-1990. Deutscher Wetter Dienst.
- NIXDORF, B., RÜCKER, J., DENEKE, R. & ZIPPEL, P. (1995): Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmütelseegebiet, Teil I.- BTUC-Aktuelle Reihe 1/95: 52 S.
- NIXDORF, B. & DENEKE, R. (1997): Why ‘very shallow’ lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. Hydrobiologia 342/343: 269-284.
- OECD (1982): Eutrophication of waters. OECD report, Paris.

- RÜCKER, J.(2000): Der Tiefe See (Scharmützelseegebiet) - Besonderheiten der phototrophen Besiedlung eines Klarwassersees. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 4
- SAS, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. Academia-Verlag Richarz GmbH, St. Augustin.

3 Veränderungen der Zusammensetzung der Algenzönose in Standgewässern des Scharmützelseegebietes

Ute Mischke und Jacqueline Rücker

Abstract

The phytoplankton composition of 10 lakes in the region of lake Scharmützelsee was studied within the framework of decreasing nutrient load. At least one sample of the chlorophyll maximum was analysed for the year 2000. The results were compared to the phytoplankton composition of the years 1993 – 97. The long-term data set of secchi depth and chlorophyll a (7 years at least bimonthly) was included into the investigation of biomass development. Since 1997, changes of algal composition characterised by a replacement of cyanobacteria by other algal groups were observed in four lakes. The species composition of lakes Springsee and Storkower See was not affected by slightly reduced TP concentrations, but secchi depth and the portion of dinoflagellates increased. In the shallow polymictic lakes, trophic state did not change and the phytoplankton is still dominated by cyanobacteria. In the only mesotrophic lake Tiefer See, the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* vanished almost completely since 1998.

Kurzfassung

Vor dem Hintergrund einer verringerten Nährstoffbelastung in Seen des Scharmützelseegebietes wurden mögliche Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Algenzönosen untersucht. Dazu wurde für das Jahr 2000 aus 10 Seen mindestens eine Probe, die zur Zeit des Jahresmaximums der Chlorophyll-a-Konzentration entnommen wurde, analysiert. Das Ergebnis wurde mit der Algenzusammensetzung der Jahre 1993 - 97 verglichen. Der kontinuierliche Langzeitdatensatz von Sichttiefe und Chlorophyll a (7 Jahre mit mindestens 2monatlicher Probenahme) wurde in die Betrachtung der Biomasseentwicklung einbezogen. Seit 1997 konnte in vier geschichteten Seen eine Veränderung der Algenzusammensetzung beobachtet werden, die durch eine Ablösung der Blaualgen durch andere Algengruppen gekennzeichnet war. Springsee und Storkower See zeigten trotz einer leichten Verringerung der TP-Konzentration keine Änderungen in der Artenzusammensetzung, jedoch nahmen die sommerlichen Sichttiefen und der Anteil der Dinoflagellaten zu. In den flachen, polymiktischen Seen veränderte sich die Trophie nicht und das Phytoplankton wird weiterhin von Blaualgen beherrscht. Im einzigen mesotrophen See der Region, dem Tiefen See, verschwand die Blaualge *Planktothrix rubescens* seit 1998 vollständig.

3.1 Einleitung

Im Freiwasser der meisten Seen der Scharmützelsee-Region herrschen im Sommer Blaualgen (Cyanobakterien) vor, die die Wasserqualität durch Aufrahmungen und starke Trübung erheblich beeinträchtigen können. Nach RÜCKER et al. (1997) ist in flachen und sehr häufig durchmischten Seen die Art *Planktothrix agardhii* regelmäßig bestandsbestimmend, während in weniger windexponierten Seen Arten der Gattung *Limnothrix* vorherrschen. Diese Begünstigung von *Planktothrix agardhii* durch häufige Misisereignisse konnte durch Enclosure-Versuche im Langen See von WIEDNER (1999) bestätigt werden.

Planktothrix agardhii ist als toxinbildende Art bekannt. Sie enthält Gifte, die die Leber von Säugetieren schädigen (Hepatotoxine), wozu das Microcystin gehört. Da die Microcystine überwiegend in den Zellen gebunden sind, stellen sie allerdings nur beim Verschlucken des algenhaltigen Seewassers eine unmittelbare Gefährdung dar. Nach der Badeverordnung der Weltgesundheitsorganisation (WHO) sollte in Gewässern mit ausgeprägten Blaualgenblüten ($> 50 \mu\text{g Chl a l}^{-1}$ bei Dominanz von Blaualgen) nicht gebadet und Trinkwasser mit mehr als $1 \mu\text{g l}^{-1}$ Microcystin nicht zum Verzehr freigegeben werden. Nach einer deutschlandweiten Untersuchung (gefördert durch das BMBF) enthielten zwei unserer Untersuchungsgewässer (Langer See und Wolziger See) die mit Abstand höchsten Microcystinkonzentrationen im Seston (WIEDNER & NIXDORF 1997).

Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet zur Verminderung der Nährstoffbelastung von Seen (z.B. Kläranlagenbau in Storkow) sind also nur dann wirklich erfolgreich, wenn neben der gewünschten Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse auch ein Wandel in der Algenzusammensetzung erreicht wird, d.h. der Anteil von potentiell toxischen Blaualgen zurückgedrängt wird. Doch auch bei ähnlicher Algenbiomasse kann sich die Qualität eines Sees verbessern, wenn sich nicht länger Blaualgen, sondern Arten anderer Algenklassen im Phytoplankton durchsetzen können, wie am Beispiel des Lebbiner See gezeigt werden kann. Ähnlich verhielt sich der in der Sanierung befindliche Tegeler See in den Jahren 1990 - 1993, der bei einer mittleren Gesamtphosphor- (TP-) Konzentration in der Vegetationsperiode von $55 - 60 \mu\text{g l}^{-1}$ TP mit einer nur leichten Abnahme der sommerlichen Algenbiomasse, aber einer erheblichen Verminderung des Anteils der Cyanobakterien im Sommer reagierte (CHORUS, 1995). CHORUS (1995) beobachtete an verschiedenen Berliner Seen ein „Umschalten“ der Phytoenose auf ein stabil niedrigeres Biomasseniveau, wenn ein Schwellenwert unterhalb von $60 \mu\text{g l}^{-1}$ Gesamt-P erreicht wurde. Eine erste Reaktion des Phytoplanktons auf eine P-Entlastung ist in den Sommermonaten zu erwarten (CHORUS 1995), weshalb im folgenden überwiegend das Sommerplankton betrachtet wird.

In einigen geschichteten Seen des Scharmützelseegebietes verringerte sich die über die Vegetationsperiode gemittelte TP-Konzentration in den Jahren nach 1997 (DENEKE et al., dieses Heft), so dass eine Veränderung der Algenzusammensetzung erwartet werden kann. Der vorliegende Beitrag vergleicht die aus den Jahren 1993 bis 1996 bekannte Algenzusammensetzung einiger Seen (ZIPPEL 1996, ZIPPEL & NIXDORF 1997, WIEDNER et al. 1996, WIEDNER 1999) mit der heutigen im Licht einer veränderten trophischen Situation. Trotz der bisher nur sporadischen Erfassung der Algenzusammensetzung im Sommer 1999 und 2000 werden für einige Seen drastische Veränderungen gegenüber früheren Jahren sichtbar, die hier erstmalig aufgezeigt werden.

3.2 Material und Methoden

Seit 1993 wurden aus 12 Seen regelmäßig mit einem 2,3-Liter-LIMNOS-Wasserschöpfer volumengewichtete Mischproben aus der durchmischten Schicht, d.h. entweder aus der gesamten Wassersäule oder nur aus dem Epilimnion, entnommen. Davon wurden die Konzentrationen von Chlorophyll a und gelösten Nährstoffen sowie nach Aufschluss des Gesamtphosphors und -stickstoffes bestimmt (vgl. NIXDORF et al. 1995). Eine Beschreibung der Morphometrie und Mixis der Seen findet sich in DENEKE (1996).

Grundlage für den vorliegenden Beitrag ist die Auswertung der Planktonproben für die Sommer 1999 und 2000. Aus Zeitgründen konnten nur ausgewählte Proben bearbeitet werden. Für jeden See wurde mindestens eine Probe aus der Zeit des Jahresmaximums von Chlorophyll a untersucht. Lugol-fixierte Proben wurden hinsichtlich ihrer Phytoplanktonzu-

sammensetzung qualitativ (Nikon, 600fach; Phasenkontrast) und quantitativ nach der Utermöhl-Technik (ROTT 1981) mit Hilfe eines Umkehrmikroskopes (Zeiss 500fach und 200fach; Interferenzkontrast) ausgewertet. Die Berechnung der Zellvolumina aus einfachen Dimensionsmessungen (je 20 Zellen der dominanten Arten) erfolgte durch die Volumenberechnung von geometrischen Körpern, die der Zellform angenähert sind. Die Länge der Filamente von fädigen Blaualgen, die innerhalb eines Zählstreifens lagen oder hineinreichten, wurden bei der Zählung direkt mit Hilfe des Okularmikrometers vermessen und die Längen aufaddiert. Die Biovolumina ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ bzw. $\text{cm}^3 \text{m}^{-3}$) wurden 1:1 als Frischgewicht (mg l^{-1}) umgerechnet.

Weitere Proben von 1999 und 2000 wurden nach dem Absetzen der lugolfixierten Proben in Sedimentationskammern (2,1 ml) nur halbquantitativ ausgewertet, indem eine Artenliste mit Zuordnung der Arten zu drei Häufigkeitsklassen (Einzelfund; 2 bis 20 Zellen / Kammer = bestandsbildend; >20 Zellen / Kammer = häufig bis dominant) erstellt wurde.

Einige Taxa der Cyanobakterien wurden fotografisch dokumentiert. Die im Text hinter den Art- bzw. Klassennamen in Klammern gesetzten Prozentangaben geben den Anteil des Taxons an der gesamten Algenbiomasse an. Die Angaben der Gesamtphosphor-(TP) und Chlorophyll-a-Konzentration im Text sind Mittelwerte der Vegetationsperiode April bis Oktober (vgl. DENEKE et al., dieses Heft).

Folgende Kürzel wurden für die verschiedenen Seennamen verwendet:

LAN	= Langer See	RIE	= Scharmützelsee; Probestelle Wendisch-Rietz
MEL	= Melangsee	SPR	= Springsee
PET	= Petersdorfer See	WOL	= Wolziger See
LEB	= Lebbiner See	GGL	= Großer Glubigsee
KGL	= Kleiner Glubigsee	TIE	= Tiefer See

3.3 Ergebnisse

In den Abbildungen 1 a und b sind die Sichttiefen sowie die Chlorophyll-a-Konzentrationen im Epilimnion bzw. bei vollständiger Durchmischung der gesamten Wassersäule für den Zeitraum Juli 1993 bis Dezember 2000 für 12 ausgewählte Seen der Scharmützelsee-Region dargestellt. Wie bei DENEKE et al. (dieses Heft) bereits ausgeführt, kann in den dimiktischen Seen (Abb. 1a) eine Verringerung des Chlorophyllgehaltes bzw. eine Erhöhung der Sichttiefe nach 1997 beobachtet werden, wobei diese Entwicklung in den einzelnen Seen unterschiedlich stark ausgeprägt ist und in verschiedenen Jahren einsetzt, d.h. im Tiefen, Wolziger und Storkower See bereits ab 1998, im Großen Glubig- und Springsee ab 1999 und im Scharmützelsee erst ab 2000. Die flachen, polymiktischen Seen (Abb. 1b) zeigen dagegen keine Tendenz zur Verringerung der Trophie.

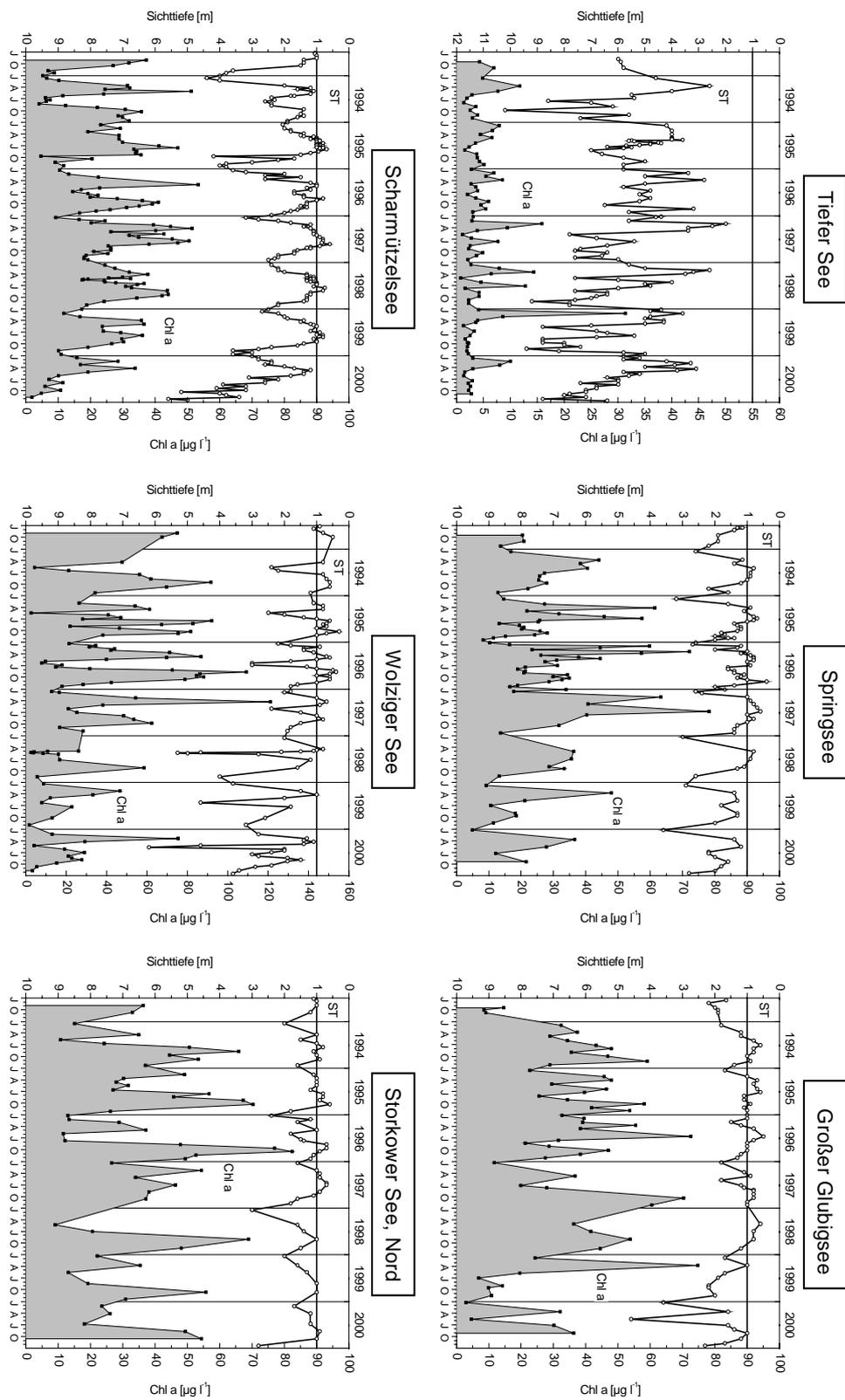


Abb. 1a: Verlauf von Sichttiefe und Chlorophyll a in ausgewählten Seen des Scharmützelseegebietes von Juli 1993 bis Dezember 2000.

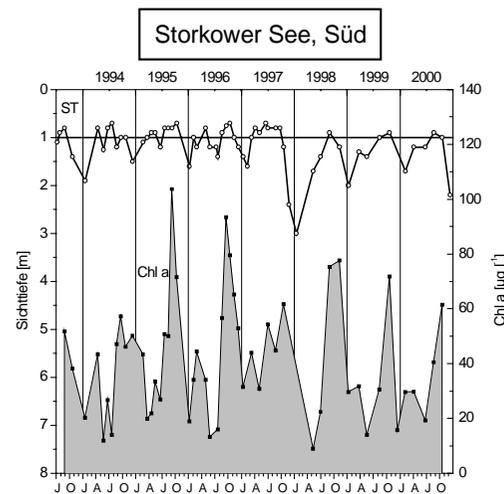
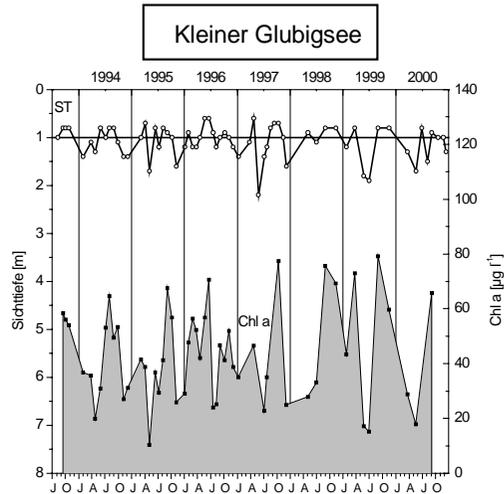
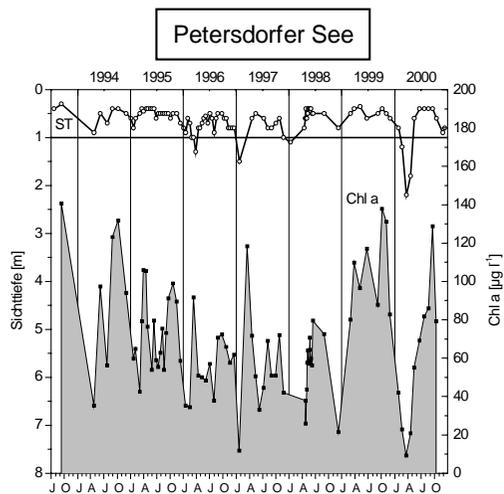
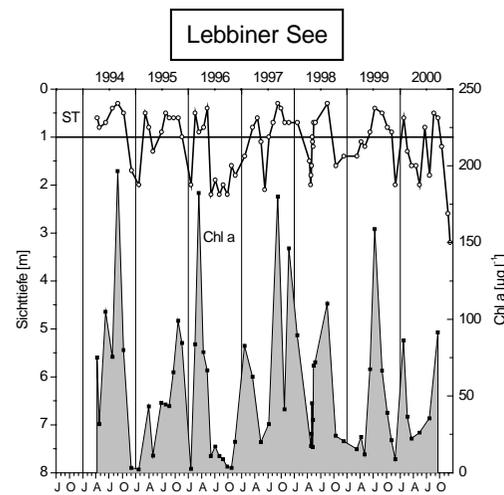
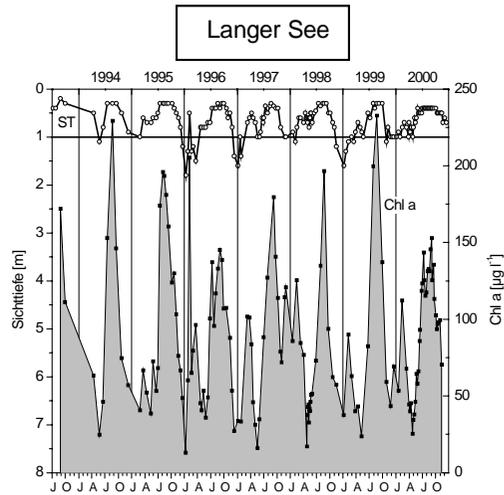
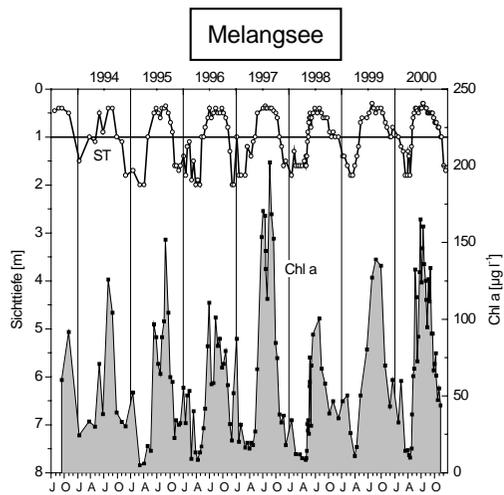


Abb. 1b: Verlauf von Sichttiefe und Chlorophyll a in ausgewählten Seen des Scharmütelseegebietes von Juli 1993 bis Dezember 2000.

Von 10 Seen wurde die Algenzusammensetzung zum Zeitpunkt des Jahresmaximums der Biomasse ausgewertet (Abbildung 2). Die Veränderungen der trophischen Situation sowie der Algenzusammensetzung können in den vier Gruppen zusammengefasst werden:

- A) Seen, die eine Änderung der Algenzusammensetzung in der zweiten Hälfte der 90er Jahre erfuhren.
- B) Seen, in denen trotz einer Abnahme der TP-Konzentration bisher keine Veränderung in der Phytoplanktonzusammensetzung beobachtet werden konnte.
- C) Seen mit unveränderter Trophie und Algenzusammensetzung.
- D) Der Tiefer See, der einzige mesotrophe See mit einem Tiefenchlorophyllmaximum

3.3.1 A) Seen, die eine Änderung der Algenzusammensetzung in der zweiten Hälfte der 90er Jahre erfuhren

In allen Untersuchungs Jahren von 1993 bis 1996 herrschten in den Sommermonaten von Juli bis September im Wolziger See, Großen Glubigsee, Lebbiner See und im Scharmützelsee fädige Blaualgen vor. In den letzten beiden Jahren konnten in diesen vier Seen deutliche Veränderungen in der Algenzusammensetzung beobachtet werden.

Wolziger See

Das Phytoplankton im Wolziger See wurde in den fünf Jahren vor 1998 von unterschiedlichen Blaualgenarten bestimmt: 1993 und 1994 dominierte *Planktothrix agardhii*, 1995 "*Limnothrix*" (v.a. *Pseudanabaena limnetica*) und 1996 und 1997 herrschten heterocytische Arten der Gattungen *Anabaena*, *Anabaenopsis* und *Cylindrospermopsis* in den Sommermonaten Juli und August vor. Demnach gehörte der Wolziger See nicht eindeutig zu einem der beiden in der Region vorherrschenden Blaualgen-Seentypen, wie sie in RÜCKER et al. (1997) beschrieben sind. Der Wechsel von einem *Planktothrix*-See hin zu einem *Limnothrix*-See hat möglicherweise mit den Bedingungen im relativ milden Winter 1994/95 zu tun. *Limnothrix redekei* ist dafür bekannt, dass sie unter Lichtlimitation gut wachsen kann. Der Wechsel zu den heterocytischen Blaualgen 1996 und 1997 kann weder aus dem Witterungsverlauf noch aus der veränderten Nährstoffzusammensetzung eindeutig erklärt werden.

Erst das weitgehende Verschwinden der Blaualgen im Wolziger See in den drei nachfolgenden Sommern 1998 bis 2000 (Beispiel 1999; WOL, Abb. 2) fällt mit einer deutlichen Abnahme der Ammonium- und SRP-Konzentrationen, vor allem in den Wintermonaten, zusammen. Heute bestimmen Dinoflagellaten (um 80 %), ergänzt durch einen erheblichen Anteil an Diatomeen und/oder Cryptophyceen, das Phytoplankton im Wolziger See. Das Maximum der Biomasse liegt etwa um die Hälfte niedriger als in den früheren Jahren. Dabei ist bemerkenswert, dass sich die Veränderung in der Zusammensetzung des Phytoplanktons bereits zu einem Zeitpunkt ereignete, in dem die trophische Situation durch eine unverändert hohe Gesamtphosphorkonzentration gekennzeichnet war (Vegetationsmittel 1998 > 90 µg l⁻¹ TP).

Die Veränderung im Phytoplankton wirkte sich in zweierlei Hinsicht günstig auf die Sichttiefen im Sommer 1998 aus: Zum einen durch die um etwa die Hälfte verminderte gesamte Algenbiomasse, zum anderen durch die geringere Streuung des Lichtes an den großzelligen Panzerflagellaten. Erst 1999 und 2000 konnte auch hinsichtlich der TP-Konzentration im Wolziger See eine Trendwende ausgemacht werden (< 70 µg l⁻¹ TP). Möglicherweise trug die

Sedimentation von Kieselalgen und Dinoflagellaten zu einem verstärkten Transport von partikulär gebundenem Phosphor ins Sediment bei, welcher dort besser als in früheren Jahren zurückgehalten wurde. Die TP-Konzentration liegt aber immer noch oberhalb des von CHORUS (1995) genannten Schwellenwertes, unterhalb dessen eine Veränderung der Algenzusammensetzung zu erwarten ist. Dennoch kann im Wolziger See die verringerte Belastung, die besonders am starken Rückgang der Ammoniumkonzentrationen in den Wintermonaten zu erkennen ist, als Ursache für den seit 1998 beobachteten Dominanzwechsel innerhalb der Algenzusammensetzung angesehen werden.

Großer Glubigsee

Das sommerliche Plankton im Großen Glubigsee wurde in den früheren Jahren regelmäßig von Blaualgen (max. 68 %) beherrscht, woran schmale fädige Arten der Gattungen *Limnothrix* und *Pseudanabaena* den größten Anteil hatten.

Dagegen zeigte sich im Sommer 1999 im Phytoplankton ein sehr diverses Bild: Neben Cryptophyceen fanden sich zu etwa gleichen Anteilen Diatomeen und Grünalgen (*Tetraedron*, *Oocystis*), während die Blaualgen unbedeutend waren (GGL, Abb. 3). Die maximale Gesamtbiomasse der Algen nahm um zwei Drittel gegenüber 1994 (30.08.94 = 13 mg l⁻¹; 11.07.1995 = 15 mg l⁻¹) ab (s. Abb. 2; 31.08.1999 = 3,7 mg l⁻¹).

Auch als im Sommer 2000 wieder Blaualgen der Gattung *Pseudanabaena* gemeinsam mit Dinophyceen wie *Ceratium* vorherrschten, fiel die Algenbiomasse wie bereits seit Juni 1999 insgesamt geringer als in früheren Jahren aus, was sich in den deutlich verminderten Chlorophyll-a-Konzentrationen und den erhöhten Sichttiefen niederschlug (Abb. 1a).

Ein Zusammenhang mit den TP-Konzentrationen kann nicht beobachtet werden, da die Vegetationsmittelwerte seit 1994 unverändert in einem Bereich zwischen 37 und 48 µg l⁻¹ TP liegen.

Lebbiner See

Die Algenzusammensetzung des Lebbiner Sees wurde in den Jahren 1994 bis 1995 an drei Sommerterminen erfasst. Der See war von Blaualgen (90 %) der Gattungen *Aphanizomenon* (um 50 %) und *Planktothrix agardhii* (um 25 %) dominiert. Zusätzlich konnte die neu in unser Gebiet eingewanderte, bisher als tropische bis subtropische Art bekannte *Cylindrospermopsis raciborskii* mit einem Biomasseanteil bis zu 13 % nachgewiesen werden (Zippel 1996).

Im Winter 1995/96 ereignete sich ein umfangreiches Fischsterben unter Eis. Es wird vermutet, dass der Fraßdruck auf die Wasserflöhe erheblich nachließ und sie sich dadurch außerordentlich stark vermehren konnten. Als Folge ihrer dadurch erhöhten Filtrationsleistung wurden möglicherweise derartig viele Algen konsumiert, dass die Algenbiomasse im Sommer 1996 (gemessen als Chlorophyll a mit 27 µg l⁻¹ im Mittel) um die Hälfte geringer als in früheren Jahren ausfiel (DENEKE & NIXDORF 1999).

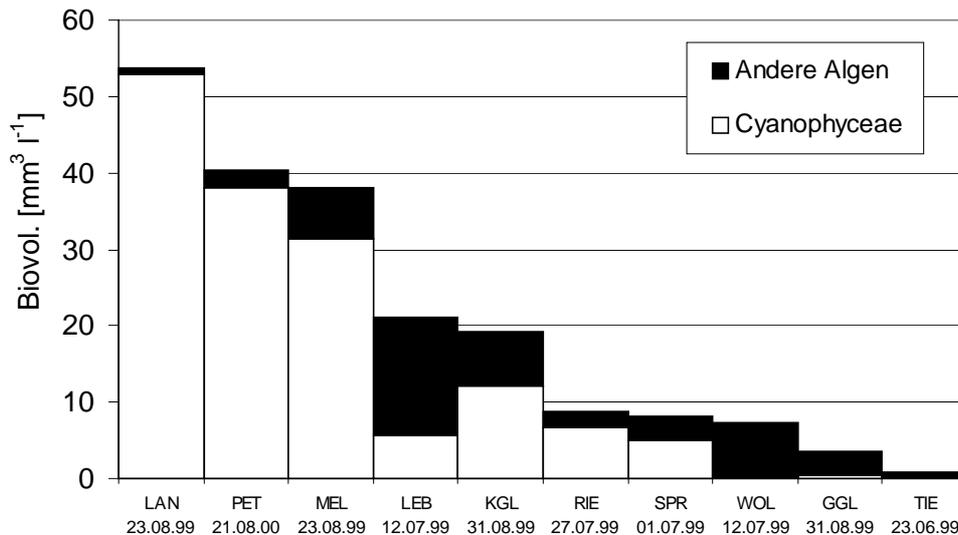


Abbildung 2: Algenbiomassen in Seen der Scharmützelsee-Region zum Zeitpunkt des Sommermaximums der Chlorophyll a- Konzentration im Jahr 1999, Petersdorfer See im Sommer 2000.

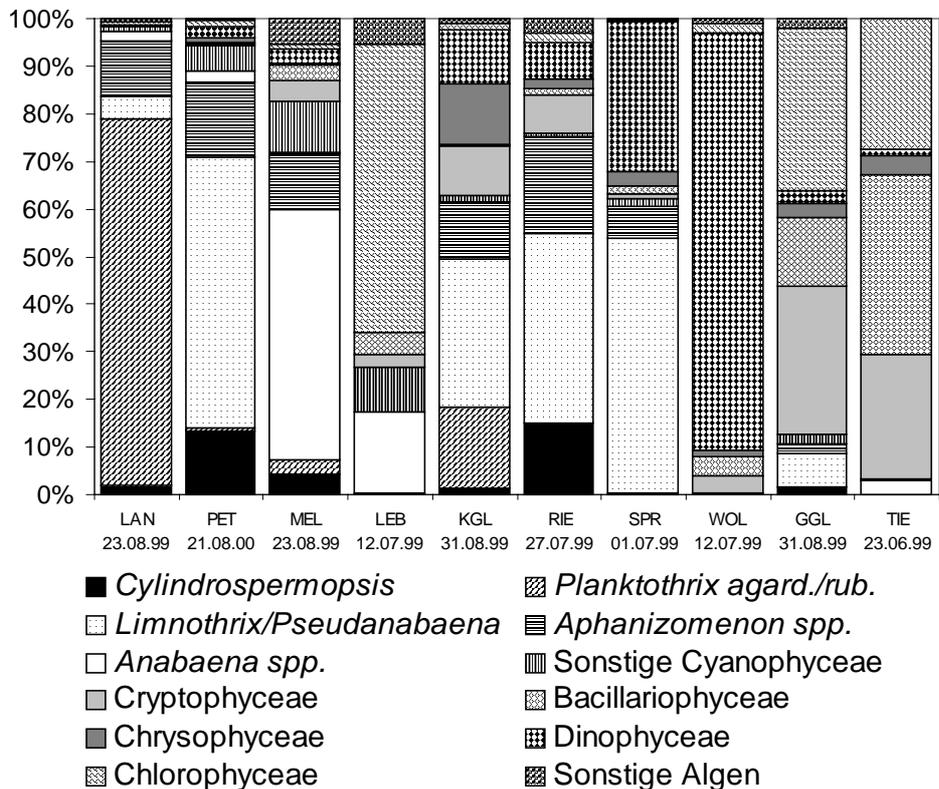


Abbildung 3: Prozentualer Anteil der Algengattungen bzw. Algenklassen an der Gesamtbiomasse zum Zeitpunkt des Sommermaximums im Jahr 1999. Termine s. Abb. 1. Kürzel der Seenamen s. Material und Methoden.

In den Sommermonaten der Jahre 1999 und 2000 wurden keine Blaualgenblüten mehr beobachtet. Anstelle der Blaualgen trat Mitte Juli 1999 eine Blüte von Grünalgen der Gattung *Coelastrum microporum* (57 %; LEB, Abb. 3) auf. Grünalgen sind für ihren hohen biomasse-spezifischen Gehalt an Chlorophyll a bekannt (z.B. LEB 12.7.1999 = 21 mg l⁻¹ FG bei 7,6 µg Chl a mg⁻¹ FG). Die anhaltend hohe mittlere Chlorophyll-a-Konzentration (um 60 µg l⁻¹ Chl a) entsprach 1999 deshalb einer geringeren Algenbiomasse als in früheren Jahren (z.B. 1.9.1994 = 41 mg l⁻¹ FG bei 4,8 µg Chl a mg⁻¹ FG). Eine Grünalgenblüte wiederholte sich im

Juli 2000 nicht, doch das Plankton war sehr divers zusammengesetzt. Ende August 2000 dominierte die Dinophyceae *Ceratium hirundinella*.

Der Dominanzwechsel innerhalb der Algenzusammensetzung des Lebbiner Sees ist angesichts des unverändert hohen trophischen Niveaus, das durch hohe Konzentrationen an Gesamtphosphor um $90 \mu\text{g l}^{-1}$ TP gekennzeichnet ist, erstaunlich. Allerdings sprechen eine drastische Abnahme der Ammonium- und SRP-Konzentrationen sowie ein leichter Rückgang der Sulfatkonzentrationen für eine verbesserte Abwasseraufbereitung in der nahegelegenen Kläranlage Storkow. Der seit Beginn der Untersuchungen ungebrochene Anstieg der Chloridkonzentration zeigt jedoch, dass dieses Gewässer immer noch stark anthropogen belastet wird.

Scharmützelsee (Seetiefstes bei Wendisch Rietz)

Der Scharmützelsee weist hinsichtlich seiner Algenzusammensetzung relativ starke Jahr-zu-Jahr-Schwankungen, besonders im Frühjahrsplankton, auf (DENEKE & NIXDORF 1999). Von 1993 bis 1999 ist allerdings dokumentiert (RÜCKER 1998), dass im Sommerplankton Blaualgen bestimmend waren ($> 70 \%$).

1999 waren im Phytoplankton wie in allen anderen Jahren die Arten der Gattungen *Pseudanabaena* und *Limnothrix* häufig (früher Sammelgruppe "*Limnothrix*"). Wie Zippel (1996) beschreibt, muss die vorhandene vakuolenarme, sehr schmale *Limnothrix*-Art des Sees als ein von *Limnothrix redekei* oder *L. planktonica* abgegrenztes Taxon behandelt werden. Daneben hatten die heterocytischen Arten *Aphanizomenon gracile* sowie der Neophyt *Cylindrospermopsis raciborskii* einen Anteil von je 15 % an der Sommerblüte 1999 (RIE, Abb. 3).

Ein Dominanzwechsel im Phytoplankton fand im Sommer 2000 von den bisher dominanten fädigen Blaualgen zu Diatomeen (Kieselalgen) und Dinophyceen statt (Abb. 4). Diese Veränderung gingen mit einer signifikanten Verminderung der Algenbiomasse und einer Zunahme der Sichttiefen im Jahr 2000 (Abb. 1a) einher.

Das Plankton wurde nicht mehr den ganzen Sommer über durch wenige Arten dominiert, sondern es konnte eine rasche Abfolge verschiedener Arten unterschiedlichster Algenklassen beobachtet werden. Anfang Juli war die Biomasse sehr gering (Abb. 4). Sie wurde überwiegend von Cryptomonaden und einigen Dinoflagellaten gebildet. Die Abundanz wurde allerdings von sehr kleinzelligen, schnellwachsenden Arten wie der Grünalge *Ankyra* sowie der koloniebildenden Blaualge *Aphanothece cladrathra* bestimmt.

Bereits 2 Wochen später war der Dinoflagellat *Ceratium hirundinella* erheblich angewachsen und bildete die Hälfte der gesamten Algenbiomasse. Ende Juli, zum Zeitpunkt des Chlorophyll-a-Maximums, wurde *Ceratium*, zumindest im Epilimnion, kurzzeitig von der Blaualge *Anabaena flos-aquae* abgelöst. Ende August konnten wieder vermehrt *Ceratium* und Diatomeen wie *Fragilaria crotonensis* angetroffen werden. Die Schwankungen der Biomasse von *Ceratium* beruhen wahrscheinlich auf der unterschiedlichen vertikalen Einschichtung des Dinoflagellaten. Die Veränderungen sollten aufgrund ihrer Brisanz quantitativ auch für das Folgejahr dokumentiert werden.

Die deutliche Verringerung des Anteils der Blaualgen und die Abnahme der Biomasse im Scharmützelsee im Jahr 2000 ereignete sich bei TP-Konzentrationen größer $40 \mu\text{g l}^{-1}$ (Daten liegen bisher nur unvollständig vor). In den Jahren zuvor schwankte das Vegetationsmittel zwischen minimal $47 \mu\text{g l}^{-1}$ TP (1999) und maximal $62 \mu\text{g l}^{-1}$ TP (1996) und lag damit meist unterhalb des Schwellenwertes von CHORUS (1995). Insofern war schon seit längerem eine

Verminderung der sommerlichen Algenbiomasse zu erwarten, die aber erst nach dem Dominanzwechsel in der Algenzusammensetzung im Jahr 2000 eintrat.

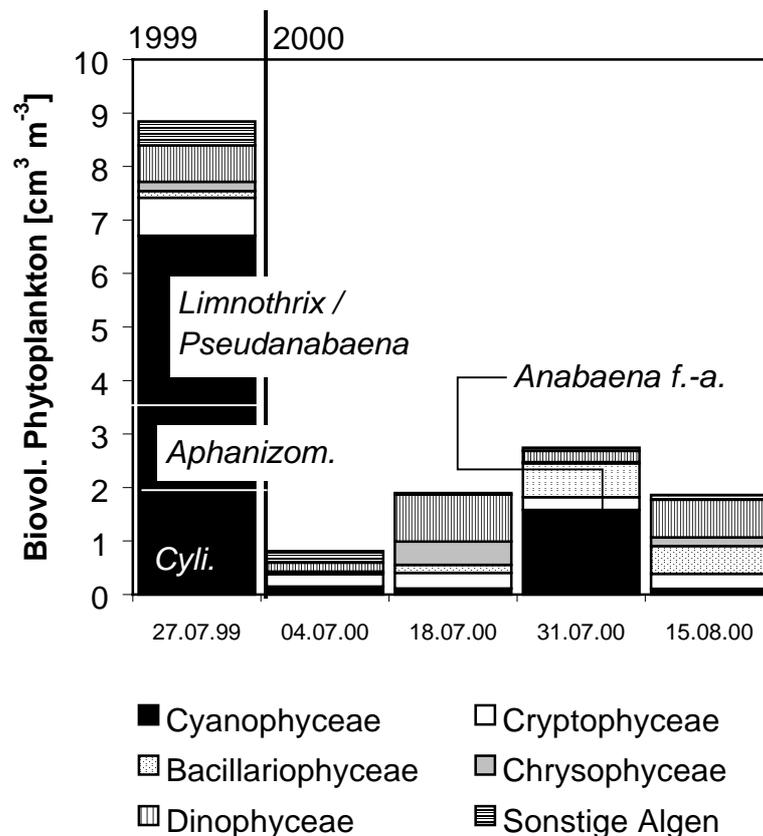


Abbildung 4: Zusammensetzung des Phytoplanktons im Epilimnion des Scharmützelsees im Sommer 1999 und 2000 an ausgewählten Terminen.

3.3.2 B) Seen, in denen trotz einer Abnahme der TP-Konzentration bisher keine Veränderung in der Phytoplanktonzusammensetzung beobachtet werden konnte

Die mittlere TP-Konzentration verringerte sich im Jahr 1999 im Springsee und Storkower See um etwa 20 % gegenüber den Jahren 1996 – 98. Ebenso nahm die Algenbiomasse, gemessen als Chlorophyll a, in den letzten 2 Vegetationsperioden um 20 bzw. 31 % ab. Das Phytoplankton jedoch zeichnet sich in beiden Seen durch eine ungebrochene Dominanz von Blaualgen aus.

Springsee

Der Springsee ist ein stabil geschichteter, 17 m tiefer See in windgeschützter Lage. Er ist nur moderat mit Phosphor belastet ($35 - 37 \mu\text{g l}^{-1}$ TP für 1996 - 1998; $27 - 28 \mu\text{g l}^{-1}$ TP 1995 und 1999). Sein Plankton wird regelmäßig durch sehr schmale, fädige Blaualgen wie *Limnothrix redekei* und *Pseudanabaena limnetica* bestimmt (SPR, Abb. 3). Die Arten dieser beiden Gattungen lassen sich mikroskopisch nur bei starker Vergrößerung und mit Hilfe besonderer Beleuchtungstechniken (Phasenkontrast oder Interferenzkontrast) anhand der Gasvakuolen und der Einschnürungen an den Querwänden der Zellen unterscheiden (s. Abb. 5). Deshalb wurden sie früher beide in der Sammelgruppe "Limnothrix" geführt. Nach Durchsicht des konservierten Probenmaterials von den Jahren 1993 bis 1995 herrschten damals wie heute die *Pseudanabaena*-Arten vor, während *Limnothrix* deutlich seltener ist und aufgrund ihrer klei-

nen Gasvakuolen überwiegend als *Limnothrix planktonica* (MEFFERT 1988) angesprochen werden muss. Als eine weitere wichtige Art im Plankton des Springsees ist die Blaualge *Aphanizomenon gracile* (5 - 10 %) zu nennen, die zur Fixierung von Luftstickstoff mit Hilfe von Heterocyten befähigt ist (Abb. 6).

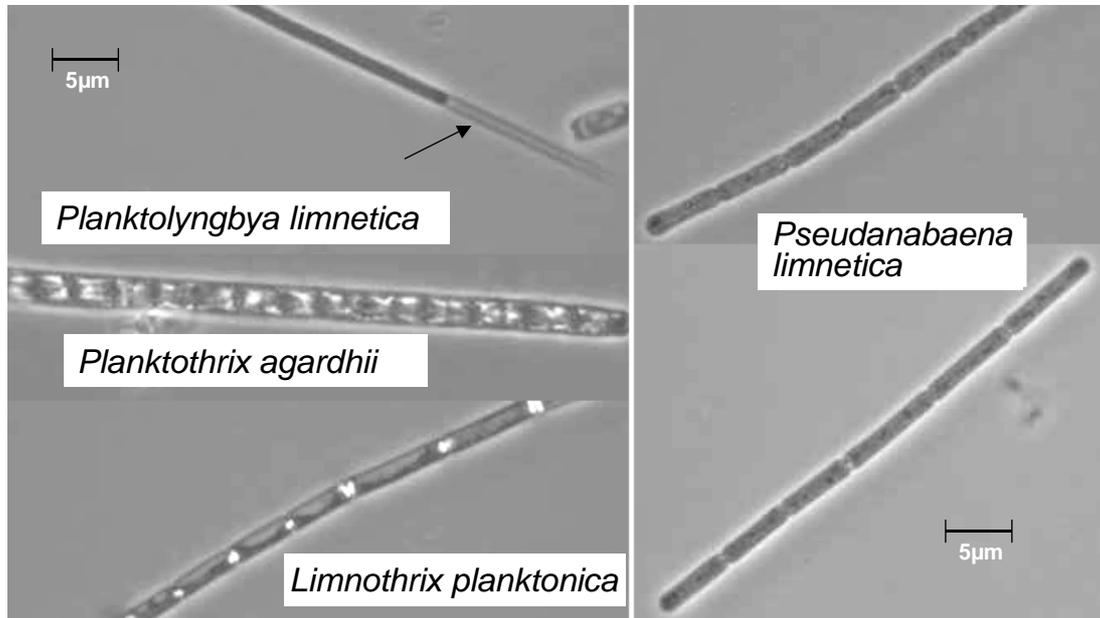


Abbildung 5: Verschiedene Oscillatoriaceen (Cyanobacteria) bei 1000facher Vergrößerung im Phasenkontrast. Der Pfeil markiert die feine Gallertscheide bei *Planktolyngbya limnetica*. Der Maßstab gilt für alle Abbildungen der Tafel.

Neben den Blaualgen wurden am 1.7.1999 viele kleinzellige Peridineen beobachtet, wodurch der sommerliche Anteil von Dinophyceen (Abb. 3; 32 %) an der gesamten Algenbiomasse deutlich höher als in früheren Jahren (5 – 15 %) ausfiel.

Storkower See

Das Phytoplankton im Storkower See ist etwa zur Hälfte durch eine sonst in den Gewässern der Region eher selten anzutreffenden Blaualgengattung, nämlich *Planktolyngbya* geprägt, die in hohen Konzentrationen vorkommt ($>10^9$ Fil. ml⁻¹). Diese besonders schmalen, fädigen Blaualgen (Breite um 1,2 µm) sind an ihren feinen Gallertscheiden zu erkennen (Abb. 5), in denen die länglichen Einzelzellen hintereinander aufgereiht sind. Sie besitzen keine Gasvakuolen und ihre Filamente sind unbeweglich. Arten dieser Gattung wurden früher ebenfalls zur Sammelgruppe "*Limnothrix*" gezählt (1993 - 1996).

Neben diesen filigranen Blaualgen finden sich besonders im Südbecken des Gewässers großzellige Panzerflagellaten (*Ceratium*, *Peridinium*), die mit wenigen Zellen pro Milliliter häufig die Hälfte der Biomasse ausmachten, oder sogar, wie im Juli 1994, dominant waren. Diese Algenzusammensetzung mit *Planktolyngbya*, Dinophyceen und einem zusätzlich relevanten Vorkommen von *Aphanizomenon* fand sich auch im Sommer 1999 und 2000 wieder (nicht dargestellt; halbquantitativ).

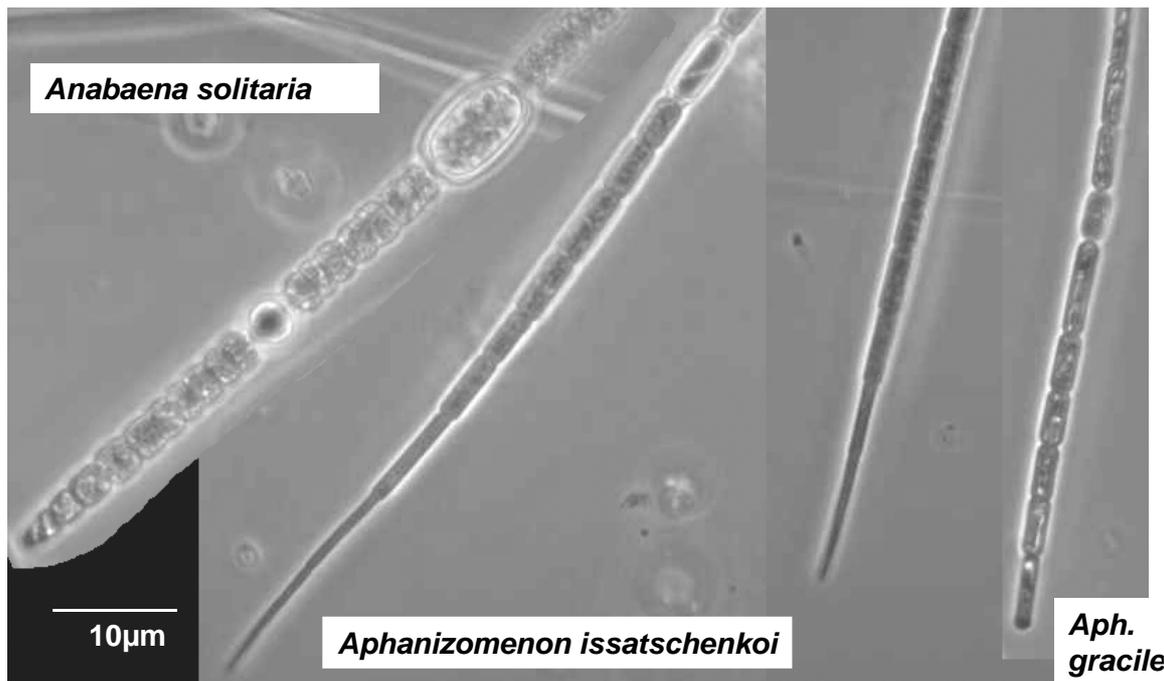


Abbildung 6: Trichome von heterocytischen Cyanobakterien (Nostocales) in Seen des Scharmützelseegebietes. *Aph. gracile* = *Aphanizomenon gracile*.

3.3.3 C) Seen mit unveränderter Trophie und Algenzusammensetzung

Die sehr flachen Gewässer Melangsee, Langer See, Petersdorfer See und Kleiner Glubigsee weisen sowohl hinsichtlich ihrer Trophie als auch in ihrer Algenzusammensetzung keine signifikanten Veränderungen für den Zeitraum von 1993 bis 2000 auf. Die sommerlichen Sichttiefen liegen stets unter 1 m und der Chlorophyllgehalt bewegt sich auf gleichem Niveau (Abb. 1b). In den letzten zwei Jahren wurde mit Ausnahme des Kleinen Glubigsees sogar eine außerordentlich hohe Algenbiomasse in diesen Flachseen beobachtet.

Melangsee und Petersdorfer See

Diese zwei sehr flachen Seen haben ein ähnliches Phytoplankton. In beiden Seen herrschen die *Pseudanabaena*-Arten vor (> 50 %), während im Sommer nur wenige Fäden von *Limnothrix planktonica* stammen. Dagegen können die heterocytischen Nostocales (Abb. 6) wie *Aphanizomenon gracile* und *Anabaena solitaria* sowie *Cylindrospermopsis raciborskii* bis zu 20 % der gesamten Biomasse im Frühsommer ausmachen (MEL und PET, Abb. 3). Da die *Pseudanabaena*-Arten sowie *Limnothrix* nicht toxisch sind, ist es von großer Relevanz, dass in diesen beiden Seen die potentiell toxische Alge *C. raciborskii* sich erfolgreich etablieren konnte (siehe MISCHKE 2001, dieses Heft).

Langer See

Der Lange See weist ein für häufig durchmischte Flachseen typisches Plankton auf: Die Sommeralgenblüte wird in einem hohen Maß von der fädigen Blaualge *Planktothrix agardhii* (> 85 %) bestimmt. In diesem See sind Algenbiomassen von über 50 mg m⁻³ im Sommer keine Seltenheit (LAN, Abb. 2; sowie 1995 und 1999). Damit ist der Lange See der plankton-

reichste See der Region, und er enthält den höchsten Anteil an toxischen Blaualgen, weshalb im Hochsommer vom Baden abgeraten wird.

Im Frühsommer findet man einen relativ hohen Anteil von *Aphanizomenon gracile* und anderen heterocytischen Blaualgen. *Limnothrix redekei* ist in ihrer typischen Merkmalsausprägung in diesem See mit einem geringen Anteil an der Gesamtbiomasse den ganzen Sommer über vertreten, gewinnt aber regelmäßig im Winter und im Frühjahr eine größere Bedeutung für die Algenbiomasse. Für diesen See wäre zu prüfen, ob durch eine vernünftige Fischbewirtschaftung eine Verbesserung der Wasserqualität erreicht werden könnte.

Kleiner Glubigsee

In den Sommermonaten der bisher untersuchten Jahre (1994/1995) dominierten Blaualgen der Gattungen *Limnothrix* und *Planktothrix* das Plankton des Kleinen Glubigsees. Diese Zusammensetzung trifft auch für die Jahre 1999 und 2000 zu, wobei zusätzlich Chrysophyceen (*Uroglena*) und Cryptophyceen zu finden sind (KGL, Abb. 3), was für kleine, teichähnliche Seen typisch ist.

3.3.4 D) Der Tiefer See, der einzige mesotrophe See mit einem Tiefenchlorophyllmaximum

Der Tiefe See ist mit Sichttiefen um 6 m bzw. mit Chlorophyllgehalten um 4 und TP-Werten um $17 \mu\text{g l}^{-1}$ (Vegetationsmittel Epilimnion) der einzige große mesotrophe See im Scharmützelseegebiet (RÜCKER 2000). Im Gegensatz zu den übrigen Seen hat er sein Chlorophyll- und Biomassemaximum stets im Frühjahr während der Vollzirkulation. In den Jahren 1997, 98 und 2000 wurden maximale Konzentrationen von rund 15, 1999 sogar über $30 \mu\text{g Chl a l}^{-1}$ gemessen (Abb. 1a). Das entsprach Biomassen von rund 2 mg m^{-3} , die vor allem durch Kieselalgen (überwiegend zentrische Arten) und Cryptophyceen geprägt werden (Abb. 7).

Im Gegensatz zu früheren Jahren (WIEDNER & NIXDORF 1997) wurden in Winterproben nach 1997 keine Trichome von *Planktothrix rubescens* mehr gefunden. Diese toxische Blaualge kommt in klaren Seen mit großen Wassertiefen vor, wobei eine TP-Konzentration von $15 \mu\text{g l}^{-1}$ (STEINBERG & HARTMANN 1988) bzw. $10 \mu\text{g l}^{-1}$ (BÜRGI et al. 1988 und SCHRÖDER in STEINBERG & HARTMANN 1988) als kritische Schwellenwerte für ein erhebliches Vorkommen dieser Art in einem tiefen See betrachtet werden. Da im Tiefen See in den vergangenen Jahren im Winter und Frühjahr stets mehr als $15 \mu\text{g TP l}^{-1}$ gemessen wurden, kann das Verschwinden dieser Art nicht auf eine Reduzierung der Phosphorkonzentrationen im See zurückgeführt werden. Eventuell spielen klimatische Faktoren eine Rolle. Die Winter 98 und 99 waren sehr mild. Diese häufig im Metalimnion geschichteter mesotropher Seen anzutreffende Art (KONOPKA 1982, LINDHOLM 1992, FEUILLADE 1994) ist eher an niedrige Temperaturen angepasst.

Im Sommer ist die Algenbiomasse im Epilimnion des Tiefen Sees mit Werten um 1 mg m^{-3} bzw. $4 \mu\text{g Chl a l}^{-1}$ stets gering und wird von Kieselalgen und Dinoflagellaten bestimmt (Abb. 1a und 7). Vereinzelt werden auch Blaualgen, überwiegend *Anabaena flos-aquae*, gefunden. Im Juni 1999 setzte sich das Phytoplankton etwa zu gleichen Teilen aus zentrischen Kieselalgen, kleinzelligen Cryptophyceen (*Rhodomonas*) und koloniebildenden Grünalgen (*Eutetramorus*, *Oocystis*, *Willea*) zusammen (TIE, Abb. 3).

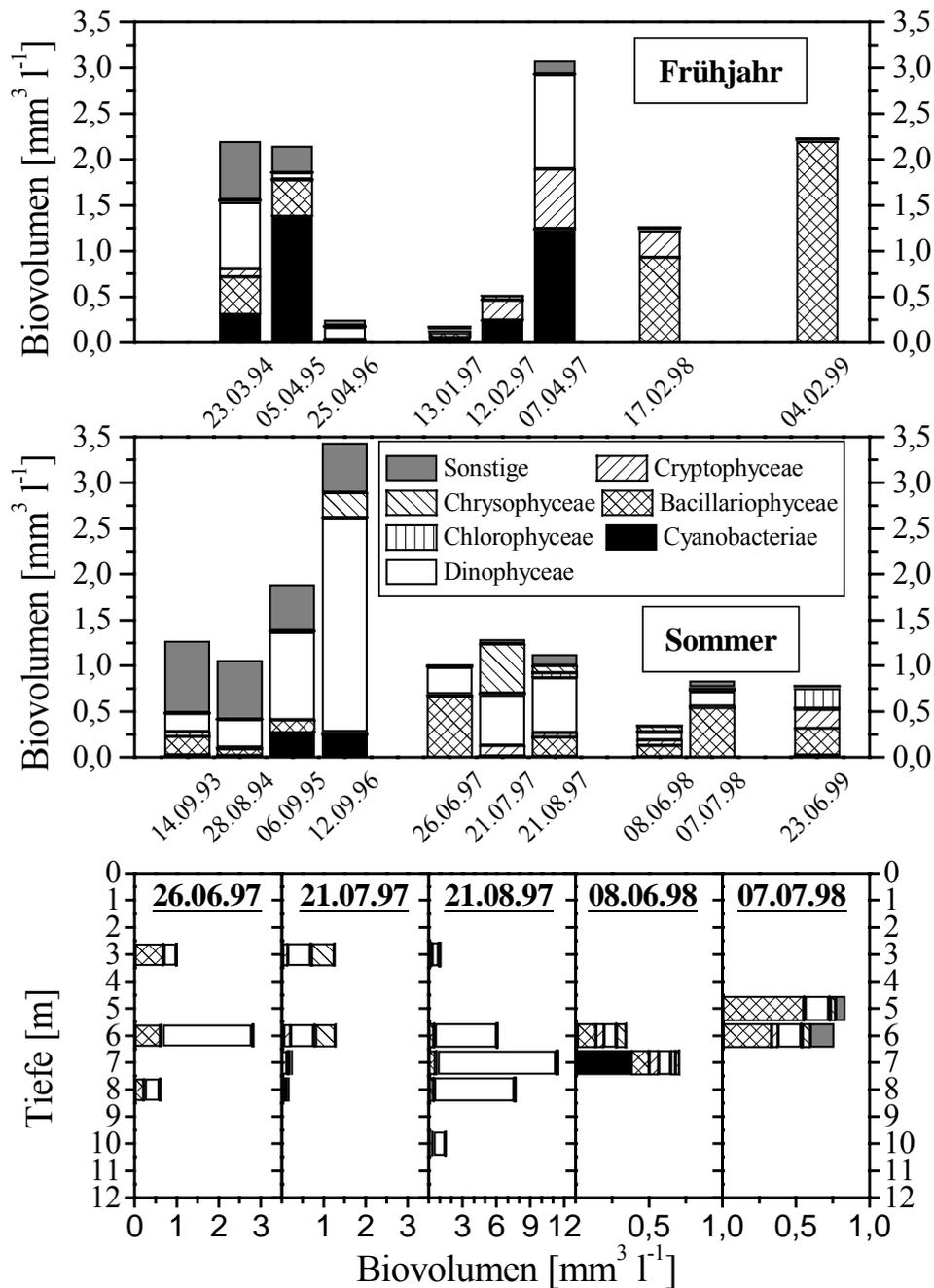


Abbildung 7: Zusammensetzung des Phytoplanktons im Tiefen See an ausgewählten Terminen. Oben: Frühjahrsaspekt, Mitte: Sommeraspekt; unten: Vertikalprofile

Wie durch die Messungen mit der Fluoreszenzsonde belegt werden konnte, sind im Tiefen See alljährlich zwischen Juni und August lokale Chlorophyllmaxima im Bereich der thermischen Sprungschicht zu beobachten. Es liegen einzelne mikroskopische Untersuchungen der Algenzusammensetzung dieser Tiefenmaxima vom Sommer 1997 und 98 vor (Abb. 7). Diese belegen, dass häufig Dinophyceen, vor allem die Art *Ceratium hirundinella*, dort vorkommen. Am 21.08.97 betrug mit $10,4 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ der Anteil dieser Art 92 % am Gesamtbiovolume in 7 m Tiefe. Primärproduktionsmessungen haben gezeigt, dass die im Metalimnion eingeschichteten Algen photosynthetisch aktiv sind. Mit rund 188 kg C d^{-1} fixierten sie am 21.08.97 fast ebenso viel wie die Algen im gesamten Epilimnion (185 kg C d^{-1} ; vgl. RÜCKER 2000). In diese Tiefen, die meist im Bereich der einfachen Sichttiefe liegen, dringen etwa 10 % des

Oberflächenlichtes vor. Häufig, aber nicht immer, sind infolge der photosynthetischen Aktivität der Organismen auch lokale Maxima der Sauerstoffsättigung festzustellen (Abb. 8). Der Anstieg der Trübung im anaeroben, schwefelwasserstoffhaltigen Hypolimnion ist auf Massenansammlungen phototropher Schwefelbakterien zurückzuführen (RÜCKER 1997).

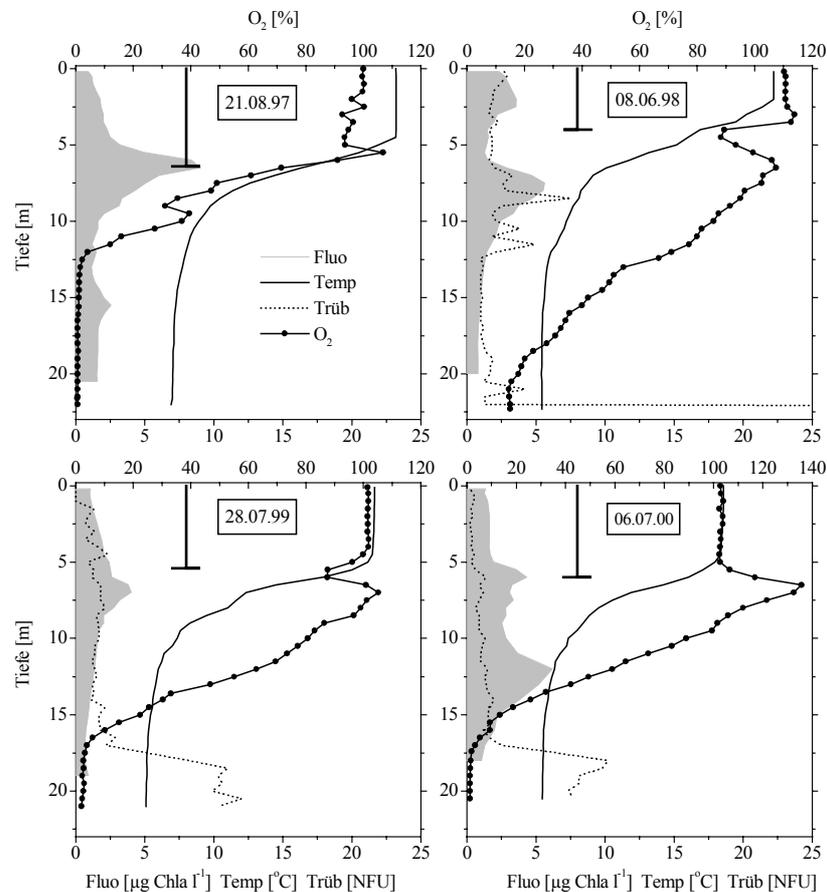


Abbildung 8: Ausgewählte Tiefenprofile von Temperatur, Sauerstoffsättigung, Trübung und Chlorophyllfluoreszenz (graue Fläche) sowie die Sichttiefe an ausgewählten Terminen der Jahre 1997 bis 2000 im Tiefen See.

3.4 Diskussion und Zusammenfassung

In einigen Seen der Scharmützelsee-Region konnte in den letzten ein bis zwei Jahren eine Erhöhung der Sichttiefe in den Sommermonaten beobachtet werden. Diese erfreuliche Entwicklung ist auf eine Verringerung der Algenbiomasse oder/und auf eine Veränderung der Artenzusammensetzung im Phytoplankton zurückzuführen. Der Anteil von Blaualgen, die häufig für die starke Gewässertrübung verantwortlich sind, ist in einigen Fällen drastisch zurückgegangen. Als Ursache für die Verbesserung der Wasserqualität kann die Reduzierung der externen Belastung nach 1990 angesehen werden. Die Zentralisierung der Abwasserbehandlung, die Modernisierung von Kläranlagen, der Rückgang der Landwirtschaft sowie die Beendigung von Fischintensivhaltungen im Seengebiet beginnen sich auszuwirken. Als Schlüsselement der Eutrophierung in der Vergangenheit wird auch bei der Betrachtung des Prozesses der Trophieverminderung (Oligotrophierung) der Phosphor im Mittelpunkt der Diskussion stehen.

Aus verschiedenen Langzeituntersuchungen wurden Schwellenwerte für die Gesamtphosphor-(TP-) Konzentration abgeleitet, unterhalb derer ein Dominanzwechsel von Blaualgen zu anderen Algenklassen erwartet werden kann. CHORUS (1995) nennt einen Wert von 50 - 60 $\mu\text{g l}^{-1}$ TP (Mittel über die Vegetationsperiode). In 2 von 9 vormalig durch Blaualgen dominierten Seen des Scharmützelseegebietes, dem Großen Glubigsee (GGL) und dem Springsee (SPR) unterschreiten die TP-Konzentrationen in den letzten beiden Jahren diesen Schwellenwert deutlich (DENEKE et al., dieses Heft). Eine grundlegende Veränderung der Algenzusammensetzung konnte jedoch bisher nur im Großen Glubigsee beobachtet werden. Im Scharmützelsee und im Wolziger See haben sich die TP-Vegetationsmittel diesem Schwellenwert angenähert, und es fand ebenfalls ein Dominanzwechsel im Phytoplankton statt. Die Veränderungen in anderen Seen können nicht so eindeutig wie im Fall des GGL mit einer verminderten P-Belastung in Zusammenhang gebracht werden. Denkbar sind auch Interaktionen innerhalb der Zönose, wie sie im Lebbiner See nach dem Fischsterben im Winter 1995/96 auftraten.

Es ist bekannt, dass klimatisch bedingt, von Jahr zu Jahr erhebliche Unterschiede in den mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen auftreten (ADRIAN et al. 1995). Zusätzlich kann die Varianz durch eine unterschiedliche Probenahmefrequenz, die auch für den vorliegenden Datensatz zutrifft, erhöht werden. Deshalb ist es nicht unproblematisch, den Signifikanzlevel einer Veränderung festzulegen. Legen wir im folgenden eine Änderung der mittleren TP-Konzentration von 25 % als signifikant fest, so weist nur der Wolziger See eine eindeutige Abnahme auf.

Die Schwierigkeit, einen Signifikanzlevel für die Änderung der Algenzusammensetzung zu nennen, ist ähnlich groß wie bei dem Trophieparameter Gesamtphosphor. Durch die Auswertung von Planktonproben aus den Jahren 1999 und 2000 wurden besonders für den Scharmützelsee (RIE) und den GGL erhebliche Unterschiede zwischen den beiden Sommern sichtbar. Ein Wechsel von einem Blaualgenregime hin zu einem diversen mesotrophen Plankton kann bisher nur für jeweils ein Jahr (GGL 1999; RIE 2000) dokumentiert werden, so dass erst in den folgenden Jahren fundiert geprüft werden kann, ob tatsächlich eine Trendwende in diesen Seen vorliegt. Für beide Seen ist aufgrund der veränderten Algenzusammensetzung ein erhöhter und beschleunigter Stofftransport vom Pelagial ins Sediment zu erwarten, da Kieselalgen und große Dinoflagellaten höhere Sinkgeschwindigkeiten erreichen und sich ihre zelluläre Zersetzung während des Absinkens nicht so rasch vollzieht wie es für Blaualgen bekannt ist. Das könnte den Prozess der Trophieverminderung beschleunigen.

Im Scharmützelsee veränderte sich die Algenzusammensetzung nach einer über 50 Jahre dokumentierten sommerlichen Blaualgendominanz (CZENSNY, 1938; WUNDSCH, 1940) im Jahr 2000 plötzlich zugunsten einer Diatomeen-/Dinoflagellaten-Zönose. Diese Entwicklung vollzog sich, nachdem eine TP-Konzentration mit rund 50 $\mu\text{g l}^{-1}$ den Schwellenwert von CHORUS (1995) erreichte. Die Verringerung des TP-Gehaltes ist jedoch noch nicht signifikant (Def. s.w.o.) gegenüber den Vorjahren. Der erstmalige und vergleichsweise hohe Anteil von *Cylindrospermopsis raciborskii* an der Blaualgenblüte im Jahr 1999 könnte als ein Anzeiger für ein verändertes Lichtklima und Nährstoffangebot im See gedeutet werden, welches die bisher dominierenden Blaualgen weniger begünstigte. Durch ein geringeres Inokulum der bisher dominanten Blaualgenarten *Limnithrix* und *Aphanizomenon* hatten diese im Jahr 2000 schlechtere Startbedingungen und eine andere Algengruppe, die Diatomeen, konnte sich stärker entwickeln. Das sommerliche Erscheinen von *Anabaena flos-aquae* wurde wahrscheinlich durch das verbesserte Lichtangebot in Folge der deutlich verminderten Algenbiomasse bei gleichzeitig geringem Angebot an gelöstem organischen Stickstoff ermöglicht. *Anabaena flos-aquae* kann bei hoher Lichtverfügbarkeit schneller als *Aphanizomenon* wachsen (DE NOBEL et al. 1997, 1998).

Der Große Glubigsee (GGL) und der Wolziger See (WOL) erfuhren in den letzten beiden Jahren einen dramatischen Wandel, der zum Verschwinden des sommerlichen Blaualgenregimes führte. Für beide zeichnet sich eine Verminderung der über die Vegetationsperiode gemittelten TP-Konzentration ab, die beim WOL stärker ausgeprägt und auf Grund der Datenlage besser gesichert ist als im GGL. Allerdings liegen die TP-Konzentrationen im WOL etwa doppelt so hoch wie im GGL, also wesentlich weiter von dem für die Blaualgendominanz kritischen Schwellenwert der TP-Konzentration (CHORUS 1995: $50 \mu\text{g l}^{-1}$ TP) entfernt. Die drastische Abnahme der Ammoniumkonzentrationen im WOL sind jedoch eindeutiger Beweis für den Rückgang der externen Belastung und eine deutliche Veränderung im Stoffhaushalt des Sees. Während im GGL die fädigen Blaualgen im Sommer 2000, wenn auch mit verminderter Biomasse, zurückzukehren vermochten, konnten sich im Wolziger See die Dinoflagellaten bereits seit drei aufeinanderfolgenden Sommern gegenüber den zuvor dominanten Blaualgen durchzusetzen. Eine mögliche Erklärung dafür, dass ausgerechnet diese beiden Seen am schnellsten und am deutlichsten auf die Reduzierung der externen Belastung reagieren, könnte in ihrem Mixisverhalten liegen. Beide Seen sind auf Grund ihrer relativ geringen maximalen Tiefe (12 bzw. 13 m) und ihrer ebenmäßigen Beckengestalt sehr windanfällig. DENEKE (1996) stuft sie als di- bis polymiktisch ein. Das heißt, dass die sommerliche thermische Schichtung durch starken Wind temporär aufgehoben werden kann. Solche Ereignisse, die auch durch Messungen des Institutes erfasst wurden, haben natürlich enorme Auswirkungen auf den Stoffhaushalt des Sees und nicht zuletzt auf die Planktonzönose. Sie können als Störungen in Sinne der Intermediate Disturbance Hypothesis (CONNELL 1978) aufgefasst werden und tragen zu einer Erhöhung der Artenvielfalt bei.

Springsee und Storkower See zeigen trotz einer leichten Verringerung des TP-Gehaltes während der Vegetationsperioden noch keine deutlichen Veränderungen der Phytoplanktonzusammensetzung. Jedoch können die Zunahme der sommerlichen Sichttiefen in beiden Seen (Abb. 1a und b) sowie der erhöhte Anteil von Dinophyceen im Plankton des Springsees als erste Hinweise auf ein sich veränderndes Planktonregime betrachtet werden. Sowohl die *Pseudanabaena*-Arten des Springsees als auch die *Planktolyngbya*-Population im Storkower See weisen auf ein für viele Blaualgen typisches Verharrungsvermögen unter einem verminderten Nährstoffangebot hin.

Mehr Dinophyceen und ein um 80 % geringeres Biomassemaximum im Springsee sind die markanten Unterschiede zum sonst sehr ähnlich zusammengesetzten Phytoplankton des Melangsees. Der Springsee erhält über seinem Hauptzulauf, dem Melangfließ das Wasser des Melangsees. Auch wenn das Plankton im baumbestandenen Fließ überwiegend abstirbt, bevor es den Springsee erreicht (SCHMITT & NIXDORF 1999), profitieren die Blaualgen *Limnithrix redekei* und *Pseudanabaena limnetica* möglicherweise derart von dem ständigen Eintrag in den Springsee, dass sie dort auch bei erheblich geringeren TP-Konzentrationen das Phytoplankton beherrschen.

In den Flachseen des Untersuchungsgebietes Melangsee, Langer See, Petersdorfer See und Kleiner Glubigsee konnte bisher weder eine Verringerung des TP-Gehaltes noch eine deutliche Veränderung in anderen Parametern festgestellt werden. Auf Grund des intensiven Sedimentkontaktes in polymiktischen Seen, ist eine Veränderung des Nährstoffgehaltes auch noch nicht zu erwarten. Die Phytoplanktonzusammensetzung blieb bislang unverändert. Es herrschen weiterhin unterschiedliche fädige Oscillatoriales wie *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica* und *Limnithrix planktonica* vor.

Im Tiefen See ist das Verschwinden der Blaualge *Planktothrix rubescens* in den Wintern 1998 und 1999 zwar angesichts der für die Art unkritischen Phosphorkonzentrationen überr-

schend, jedoch war ihre Abundanz stets nicht so bedeutend wie der durch ihre Trichomgröße bedingt hohe Anteil am Biovolumen. Als positiv ist zu bewerten, dass sich der bei KLEEBERG et al. (2000) beschriebene Trend zu Erhöhung der Trophie auf Grund der Intensivierung verschiedener Umsatzprozessen am Sediment anscheinend nicht fortgesetzt hat. Interessant wird die Entwicklung der metalimnischen und hypolimnischen Primärproduktion durch Algen bzw. phototrophe Schwefelbakterien in der Zukunft sein. Welche Bedeutung erlangen diese Prozesse, wenn die Trophie des Sees weiter abnimmt?

Für das gesamte Scharmützelseegebiet bleibt also abschließend zu hoffen, dass sich die Wasserqualität weiterhin verbessert. Das würde die touristische Attraktivität des Gebietes wesentlich erhöhen. Eine Prognose des Verlaufs dieses komplexen Prozesses ist allerdings kaum möglich, da die natürlichen Schwankungen der Witterungsbedingungen und die Sukzessionen und Interaktionen von Primärproduzenten und Konsumenten nicht vorhersehbar sind.

3.5 Literatur:

- ADRIAN, R., DENEKE, R., MISCHKE, U., STELLMACHER, R., & LEDERER, P. (1995): A long-term study of the Heiligensee (1975-1992). Evidence for effects of climatic change on the dynamics of eutrophied lake ecosystems. *Archiv für Hydrobiologie* 133 (3): 315-337.
- CHORUS, I. (1995): Müssen in der Seensanierung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? In: JAEGER & KOSCHEL (Hrsg.), *Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer*, Gustav Fischer Verlag Stuttgart Jena New York: 21-28.
- CONNELL, J. H. (1978): Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science* 109: 1304.
- CZENSNY, R. (1938): Die Oscillatorienkrankung unserer Seen, *Biologie und Chemismus einiger märkischer Seen*. *Vom Wasser* 8: 36-57.
- DENEKE, R. (1996): Über den Einfluß von Seegröße und Beckenform auf die Mixisintensität von Flachseen im Scharmützelseegebiet. In: NIXDORF, B. & KLEEGERG, A. (Hrsg.), *Gewässerreport (Teil II)*. BTUC-AR 2/96: 15-19.
- DENEKE, R. & NIXDORF B. (1999): On the occurrence of clear-water phases in relation to shallowness and trophic state: a comparative study. *Hydrobiologia* 408/409: 251-262.
- DENEKE, R., RÜCKER, J. & NIXDORF, B. (2001) Trophieentwicklung von tiefen und flachen Seen im Scharmützelseegebiet (Brandenburg) – Ein Resümee nach 7 Untersuchungsjahren (1994-2000) und Bewertung nach der LAWA-Richtlinie (1999). In: KRUMBECK, H. & MISCHKE, U. (Hrsg.): *Gewässerreport (Nr. 6): Entwicklungen der Gewässer im Scharmützelseegebiet und angewandte Probleme des Gewässerschutzes*. BTUC-AR 6/01: 5-18.
- DE NOBEL, W. T., HUISMAN, J., SNOEP, J. L., & MUR, L. R. (1997) Competition for phosphorus between the nitrogen-fixing cyanobacteria *Anabaena* and *Aphanizomenon*. *Microbiology Ecology* 24: 259-267.
- DE NOBEL, W. T., MATTHIJS, H.C.P., VON ELERT, E., & MUR, L. R. (1998): Comparison of the light-limited growth of the nitrogen-fixing cyanobacteria *Anabaena* and *Aphanizomenon*. *New Phytologist* 138: 579-587.
- FEUILLADE, J. (1994): The cyanobacterium (blue-green alga) *Oscillatoria rubescens* D. C.. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 41: 77-93.

- KLEEGERG, A., JENDRITZKI, D. & NIXDORF B. (2000): Ursachen und Ausmaß der Erhöhung der Phosphormobilität im Sediment eines Brandenburger Klarwassersees (Tiefer See, Dahme-Heideseengebiet) – Indikator des Wechsels in ein höheres trophisches Niveau. In: Mietz et al.: Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands. Heft 4: 147-157.
- KONOPKA, A. (1982): Physiological ecology of a metalimnetic *Oscillatoria rubescens* population, Limnol. Oceanogr. 27: 1154-1161.
- LINDHOLM, T. (1992): Ecological role of depth maxima of phytoplankton, Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 35: 33-45.
- MEFFERT, M.-E. (1988): *Limnothrix* MEFFERT nov. gen.. Archiv für Hydrobiologie Supplement 80 (1-4): 269-276.
- MISCHKE, U. (2001) Der Neophyt *Cylindrospermopsis raciborskii*: Eine Blaualge aus tropischen Regionen in Gewässern des Spree-Dahme-Einzugsgebietes. In: KRUMBECK, H. & MISCHKE, U. (Hrsg.) Gewässerreport (Nr. 6): Entwicklungen der Gewässer im Scharmützelseegebiet und angewandte Probleme des Gewässerschutzes. BTUC-AR 6/01: 39-62.
- NIXDORF, B., RÜCKER, J., DENEKE, R. & ZIPPEL, P. (1995) Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet. BTUC-AR 1/95.
- ROTT E. (1981): Some results from phytoplankton counting intercalibrations. Schweiz. Z. Hydrol. 43: 34-62.
- RÜCKER, J. (1997): Untersuchungen zum Vorkommen phototropher Bakterien in Seen des Scharmützelseegebietes. In: DENEKE, R. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Teil III): Limnologische Untersuchungen im Scharmützelseegebiet und von Tagebauen in der Lausitz. BTUC-AR 5/97.
- RÜCKER, J. (1998): Chlorophyll, Phytoplanktonentwicklung und Primärproduktion im Scharmützelsee 1993 bis 1997. In: SCHMITT, M. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Nr. 4): Forschungsergebnisse zur Limnologie von Gewässern im Scharmützelseegebiet und in Bergbaufolgelandschaften. BTUC-AR 5/98.
- RÜCKER, J. (2000): Der Tiefe See (Scharmützelseegebiet) - Besonderheiten der phototrophen Besiedlung eines Klarwassersees. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands (4): 78-86.
- RÜCKER, J., WIEDNER, C. & ZIPPEL, P. (1997): Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnothrix redekei* in eutrophic shallow lakes. Hydrobiologia 342/343: 107-115.
- SCHMITT, M. & NIXDORF, B. (1999) Spring phytoplankton dynamics in a shallow eutrophic lake. Hydrobiologia 408/409, 269-276.
- STEINBERG, C. & HARTMANN, H. (1988): Planktische blütenbildende Cyanobakterien (Blaualgen) und die Eutrophierung von Seen und Flüssen. Vom Wasser 70: 1-10.
- WIEDNER, C. (1999): Toxische und nicht-toxische Cyanobakterien in Gewässern der Scharmützelseeeregion: Ihr Vorkommen in Gewässern unterschiedlicher Trophie und Morphometrie und Steuermechanismen ihrer Dynamik in polymiktischen Flachseen. Dissertation an der Brandenburgischen Technischen Universität. S. 131.
- WIEDNER, C. & NIXDORF B. (1997): Verbreitung und Steuerung der Entwicklung von toxischen und nicht-toxischen Cyanobakterien in ostbrandenburgischen Gewässern unterschiedlicher Trophie und Hydrographie im Zuge der reduzierten Belastung. WaBoLu-Hefte 4/97: 17-26.
- WIEDNER, C., RÜCKER J. & ZIPPEL, P. (1996): Phytoplanktonsuccession und -dynamik in den Gewässern des Scharmützelseegebietes. Besonderheiten des Blaualgenregimes in ausgewählten Gewässern des Scharmützelseegebietes – In: B. NIXDORF & A. KLEEGERG (Hrsg.), Gewässerreport (Teil II). BTUC-AR 2/96: 44-60.

- WUNDSCH, H. H. (1940): Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen VI. die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H₂S-Oscillatorien-Seen) im Flußgebiet der Spree und Havel, und seine Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. Z.Fischerei 38: 443-648.
- ZIPPEL, P. (1996): Phytoplankton Sukzession und -dynamik in den Gewässern des Scharmützelseegebietes. Allgemeine Beschreibung des Phytoplanktonregimes (Sommeraspekt) – In: B. NIXDORF & A. KLEEBERG (Hrsg.), Gewässerreport (Teil II). BTUC-AR 2/96: 44-60.
- ZIPPEL P. & NIXDORF, B. (1997): Die Entwicklung des Phytoplanktons im Scharmützelsee (1993-96) und Storkower See. In: DENEKE, R. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Teil III): Limnologische Untersuchungen im Scharmützelseegebiet und von Tagebauseen in der Lausitz. BTUC-AR 5/97.

4 Der Neophyt *Cylindrospermopsis raciborskii*: Eine Blaualge aus tropischen Regionen in Gewässern des Spree-Dahme-Einzugsgebietes

Ute Mischke

Abstract

The northern expansion of the toxin producing cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* was thought to be restricted by low water temperatures. Using long-time data of two lakes in the eastern part of Brandenburg it could be demonstrated that the recently invaded population has a 5 degree lower temperature demand than those from tropical or subtropical strains. *C. raciborskii* occurred regularly in summer since 6 years in three study sites with a high biomass, which could produce an important amount of toxin. The HPLC-MS/MS analysis of concentrated seston of the study lakes revealed the first record of the toxin cylindrospermopsin in Europe. Although *C. raciborskii* exhibits the possibility of various physiological adaptations, it could not outcompete the common blue-green species in the lakes. Its biomass never exceeded 20 % of total algal biomass and from June until September the averaged portion was 4.4 % in two lakes. Additionally, the population showed a dramatic summer decline, while the biomass of the oscillatoriales (*Planktothrix agardhii*, *Limnothrix planktonica* und *Pseudanabaena* spp.) retended on same level. A raised light demand of *C. raciborskii* under N-fixing situation will be discussed as the most likely disadvantageous factor.

Kurzfassung

Zu niedrige Wassertemperaturen wurden als Haupthindernis für die nördliche Ausbreitung der toxinbildenden Blaualge *Cylindrospermopsis raciborskii* betrachtet. Anhand des langjährigen Datensatzes aus zwei Seen in Ost-Brandenburg konnten die gegenüber tropischen und subtropischen Stämmen um 5°C geringeren Temperatursprüche der nach Deutschland eingewanderten Population dokumentiert werden. Das sommerliche Vorkommen von *C. raciborskii* ist seit mindestens 6 Jahren in 3 Untersuchungsgewässern stetig und in einer Biomasse, die einen relevanten Toxingehalt enthalten kann. Durch die HPLC-MS/MS-Analyse von angereicherter Seston aus den Untersuchungsseen gelang der erstmalige Nachweis des Toxins Cylindrospermopsin aus Freilandproben in Europa. Trotz der enormen physiologischen Adaptationsmöglichkeit kann sich *C. raciborskii* bisher nicht gegenüber den einheimischen Blaualgenarten durchsetzen. Ihr Biomasseanteil erreichte maximal 20 % an der gesamten Algenbiomasse und lag von Mitte Juni bis Mitte September im Durchschnitt zweier Seen nur bei 4,4 %. Außerdem erfuhr die Population regelmäßig einen erheblichen Einbruch im Hochsommer, während die Biomasse der Oscillatoriales (*Planktothrix agardhii*, *Limnothrix planktonica* und *Pseudanabaena* spp.) stabil blieb. Als möglicher Konkurrenznachteil wird der erhöhte Lichtbedarf von *C. raciborskii* bei N-Fixierung diskutiert.

4.1 Einleitung

In Gewässern des Spree-Dahme-Einzugsgebietes in Ost-Brandenburg wurde die fädige Blaualge *Cylindrospermopsis raciborskii* 1995 erstmalig von Zippel beobachtet (ZIPPEL 1996, WIEDNER et al. 1996). Sie war bis dato in Deutschland nur aus der Lieps bekannt, wo sie

nach KRIENITZ & HEGEWALD (1996) einmalig Anfang der neunziger Jahre auftrat. Dieser Fund stellt weltweit das nördlichste Vorkommen dar.

Das Erscheinen von *C. raciborskii* in Gewässern Deutschlands ist überraschend, da die Art ursprünglich nur in tropischen bis subtropischen Regionen der Erde beobachtet und deshalb als wärmeliebend eingestuft wurde. *C. raciborskii* bildet in warmen ($> 25^{\circ}\text{C}$) geschichteten Gewässern hohe Biomassen (MCGREGOR & FABBRO 2000). Das Vordringen der Art in die nördliche Hemisphäre schien aufgrund ihrer hohen Temperaturansprüche behindert und ist aufgrund ihrer Möglichkeit, verschiedene Toxine zu produzieren, auch wasserwirtschaftlich relevant. Die Toxizität ihres Hepatotoxin Cylindrospermopsin und der neurotoxischen PSP-Toxine (paralytic shellfish poisoning) ist für Säugetiere nachgewiesen.

Im Gegensatz zu den bisher bekannten Temperaturansprüchen stehen die Funde von *C. raciborskii* in der Lieps (Mecklenburg-Vorpommern), in Ost-Brandenburg sowie in der Alten Donau bei Wien (DOKULIL & MAYER 1996). Diese Fundorte wiesen deutlich niedrigere Wassertemperaturen auf, als aus Freiland- und Laborbeobachtungen an anderen Verbreitungsorten als Wachstumsvoraussetzung ermittelt wurde. PADISÁK (1997) vermutete daher eine graduelle, genetische Adaptation der Art an niedrigere Wassertemperaturen.

Da das Auftreten von *C. raciborskii* in der Lieps und in der Alten Donau entweder nur sporadisch oder aufgrund von Sanierungsmaßnahmen unterdrückt wurde, bot sich nur in den Gewässern im Ost-Brandenburg die Möglichkeit, die Temperaturansprüche der nach Europa eingewanderten Stämme anhand des mehrjährigen saisonalen Verteilungsmuster von *C. raciborskii* in zwei Seen darzustellen. Ergänzend wurde auch die Morphologie der Art detailliert erfasst, da sich die genetisch veränderte Population möglicherweise auch in einem veränderten Morphotyp äußern könnte.

Vor dem Hintergrund ihrer auch für Menschen gefährlichen Toxine (BOURKE et al. 1983, HAWKINS et al. 1997) stand die Erfassung der maximal gebildeten Biomasse von *C. raciborskii* zur Risikoeinschätzung im Zentrum der Untersuchung. Ihre Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen in den Gewässern dominanten Blaualgenarten ist für ihren Verbreitungserfolg ausschlaggebend und ihr Potenzial soll anhand der erhobenen Daten sowie durch Vergleiche mit Literaturangaben diskutiert werden.

Ergebnisse zu weiteren Zielen des vorliegenden DFG-Forschungsprojektes (1999-2001, Az.: NI 347/5-1), wie die Ermittlung der wichtigsten Umweltfaktoren, die das Populationswachstum der Art fördern, und der Nachweis ihrer Toxine in unseren Gewässern, liegen bisher erst unvollständig vor und werden hier zur Ableitung erster Hypothesen gemeinsam mit den Ergebnissen der weltweiten Untersuchungen zu dieser Art dargestellt.

4.2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Der Melangsee und der Lange See sind mit einer maximalen Wassertiefe von 3,3 m bzw. 3,8 m zwei sehr flache, polymiktische und als polytroph eingestufte Gewässer, die in zwei unterschiedliche Seenketten (Glubig-Seen-Kette, „Dahme-Seenkette“) eingebunden sind (s. DENEKE 1996). Gegenüber dem Langen See weist der Melangsee durch einen ufernahen Baumbestand und eine kleinere Seefläche eine windgeschütztere Lage auf (WIEDNER 1999). Der Lehrstuhl Gewässerschutz beprobt weitere Seen in der Spree-Dahme-Region, darunter auch den Scharmützelsee, den Petersdorfer See und den Großen Glubigsee.

Aus dem Melangsee und dem Langen See wurden mit einem 2,3 L-LIMNOS-Wasserschöpfer quantitative Mischproben aus der gesamten Wassersäule entnommen. Die Probenahmefrequenz betrug im Jahr 1999 alle 2-3 Wochen und im Jahr 2000 wurden wöchentlich Wasserproben entnommen. Temperatur, O₂-Konzentration und pH-Wert wurden mit einer Multiparameter-Sonde (H20[®], Hydrolab) gemessen. Ammonium (NH₄⁺) und Nitrat (NO₃⁻) wurden nach Filtration (0,45 µm) entsprechend der DIN spektrometrisch bestimmt (Segmented Flow Analysis, Perstop Analytical).

Die Phytoplanktonzusammensetzung wurde anhand Lugol-fixierter Proben qualitativ (Nikon, 1000x Öl Objektiv; Phasenkontrast) und quantitativ nach der Utermöhl-Technik (ROTT 1981) mit Hilfe eines Umkehrmikroskopes (Zeiss; Interferenzkontrast) bestimmt. Um eine akzeptable Gleichverteilung der sehr filigranen Trichome der Blaualgen zu erreichen, wurden die Proben aus der Sommerperiode (Juni-Sept) zuvor 1:19 verdünnt und anschließend in 10 ml-Absetzkammern absedimentiert. Es wurden immer insgesamt mehr als 1000 Zellen oder Trichome pro Probe erfasst und mindestens 2 sowie für seltene Arten 4 Zählstreifen bei 500facher Vergrößerung, sowie ein Viertel der Zählkammer bei 200facher Vergrößerung hinsichtlich größerer Kolonien oder Zellen ausgewertet. Die Berechnung der Zellvolumina aus einfachen Dimensionsmessungen (je 20 Zellen der dominanten Arten) erfolgte durch die Volumenberechnung von geometrischen Körpern, die der Zellform angenähert sind. Die Länge der Trichome der fädigen Blaualgen, die innerhalb eines Zählstreifens lagen oder hineinreichten, wurden bei der Zählung direkt mit Hilfe des Okularmikrometers vermessen und die Längen aufaddiert. Zur Erfassung der Dimensionen wurde die Länge, die Breite und die Anzahl von Akineten, Heterocyten und Gasvakuolen von jeweils 20-70 Trichomen (Fadenkolonien) sowie die Zelllängen für ausgewählte Probetermine bestimmt. Die Daten für die Trichomdimensionen wurden statistisch mit Hilfe des 2-Stichproben t-Test (p=0,05) verglichen. Die Biovolumina wurden 1:1 als Frischgewicht (mg m⁻³) umgerechnet.

Zur Toxinbestimmung wurden im Sommer 2000 regelmäßig mit Netzen (30 µm Maschenweite) Proben angereichert und tiefgefroren gelagert. Die Proben wurden am Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes durch Dr. J. Fastner gefriergetrocknet und als Trockensubstanz in ein toxin-analytischen Labor nach Australien verschickt. Die Toxinanalyse erfolgte mit HPLC-MS/MS nach EAGLESHAM et al. (1999) zur Bestimmung von Cylindrospermopsin und wurde durch Eaglesham durchgeführt.

4.3 Morphologisches Erscheinungsbild der Art in unseren Gewässern

C. raciborskii (WOLZ.) SEENAYYA UND SUBBA RAJU gehört innerhalb der Blaualgen zu den Nostocales. Neben den zylindrischen, vegetativen Zellen, die hintereinander in einem Trichom angeordnet sind, können terminal Heterocyten und intercalare Akineten (Dauerzellen) ausgebildet werden (Abb. 1).

Cylindrospermopsis raciborskii wurde zuerst von Woloszynska 1912 als *Anabaena raciborskii* beschrieben, und nach mehreren Debatten wurde sie aufgrund ihrer terminal gebildeten Heterocyten durch SEENAYYA und SUBBA RAJU 1972 einer eigenen Gattung *Cylindrospermopsis* zugeordnet. Die Trichome weisen weltweit eine große morphologische Varianz auf. Es gibt zur Morphologie der Art mehr als 25 Beschreibungen (u.a. HORECKÁ & KOMÁREK 1979, HINDÁK 1988, KOMÁREK & KLING 1991, COUTÉ et al. 1997, KÓMÁRKÓVÁ, LAUDARES-SILVA & SENNA 1999, SAKER et al. 1999). Die Trichome können gerade gestreckt, sigmoid oder gewunden sein, wobei einige Autoren diese Morphotypen als Arten unterscheiden (KÓMÁRKÓVÁ-LEGNEROVÁ & TAVERA 1996).

Drei unterschiedliche Morphotypen der Gattung *Cylindrospermopsis* wurden in Australien isoliert und die Gensequenzen der 16sRNA und des Phycocyanin Gen verglichen. Nach der RNA-Konvention waren diese Morphotypen identisch und gehören demnach zur gleichen Art (SAKER et al. 1999).

Tabelle 1: Dimensionen der Trichome von *Cylindrospermopsis raciborskii* in drei Seen im Juli 2000. N=70.

Länge der Trichome [μm]			
Name des Sees	Median	Maximum	Minimum
Melangsee	144	340	18
Petersdorfer See	160	276	63
Langer See	202	478	55

Breite der Trichome [μm]			
	Median	Maximum	Minimum
Melangsee	2,4	3,3	2,0
Petersdorfer See	2,2	3,1	1,8
Langer See	2,9	3,7	2,2

Zahl der spezialisierten Zellen in den Trichome [Median]		
	Heterocyten / Trichom	Akineten / Trichom
Melangsee	1,1	0,4
Petersdorfer See	1,1	0,2
Langer See	1,5	0,5

Prozentanteil der Trichome ohne Gasvakuolen	
Melangsee	31
Petersdorfer See	34
Langer See	40

In den Gewässern der Scharmützelsee-Region (Abb. 1) besitzen die Stämme immer gerade gestreckte Trichome, ähnlich denen, wie sie aus Ungarn (HORECKÁ & KOMÁREK 1979) und aus der Alten Donau beschrieben sind (ROSCHITZ 1996). Die Querwände zwischen den Zellen sind zumeist schwer auszumachen. Gasvakuolen sind, falls vorhanden, unregelmäßig angeordnet. Die filigranen Trichome können bis zu einem halben Millimeter lang sein. Im Mittel sind sie um 171 μm (Tab. 1) und besitzen eine Trichombreite zwischen 1,8 μm und 3,7 μm . Die Trichome sind im Langer See signifikant länger und breiter als in den beiden anderen Seen (t-Test, $p < 0,05$) und weisen zudem häufiger Gasvakuolen auf. Die vegetativen Zellen haben ein mittleres Zellvolumen von $40 \pm 30,2 \mu\text{m}^3$ bei einer Länge von 9,2 μm (min. 5 μm ; max. 14 μm). Damit sind die vegetativen Zellen deutlich länger als für die australischen Varietäten angegeben wird (5-7 μm ; MCGREGOR & FABBRO 2000).

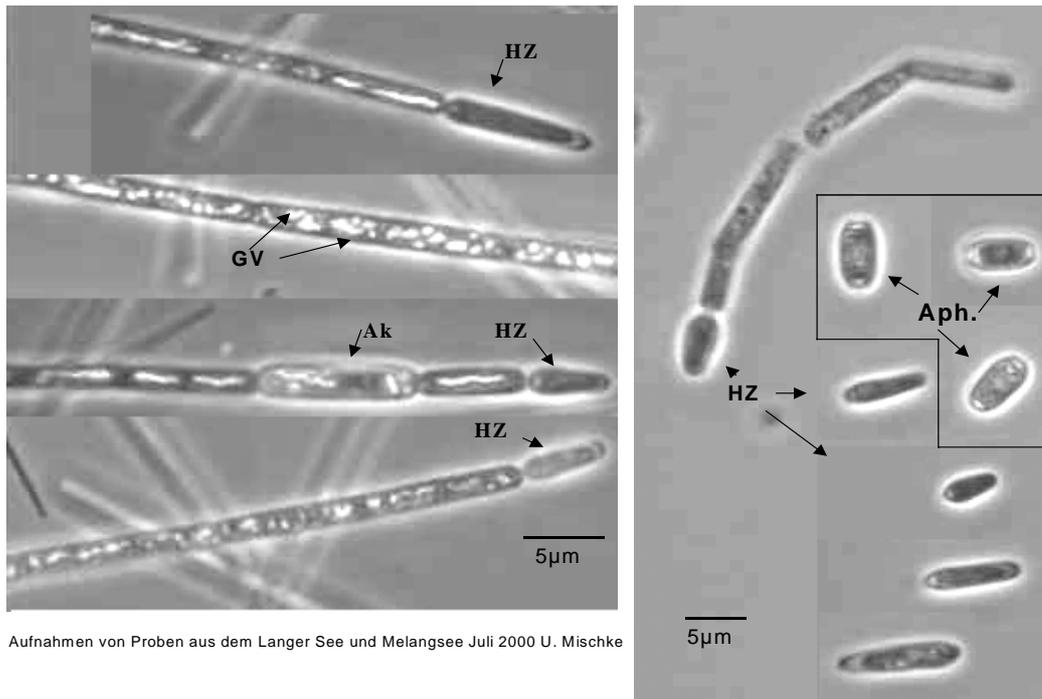


Abbildung 1: Links: Verschieden ausgebildete Trichome mit endständigen Heterocyten (HZ), Akineten (Ak) und Gasvakuolen (GV) (im Phasenkontrast 400fache Vergrößerung). Rechts: Heterocyten von *C. raciborskii* (HZ) und von *Aphanizomenon* (Aph.). Das dargestellte Trichom weist Lysiserscheinungen auf.

Die meisten Trichome im untersuchten Material aus den Seen Ost-Brandenburgs tragen eine oder zwei endständige Heterocyten (Tab. 1). Die Heterocyten sind zumeist kürzer als die vegetativen Zellen und besitzen auch ein kleineres Biovolumen ($12,8 \mu\text{m}^3$ versus $40 \mu\text{m}^3$ im Median). Ihre Form ist variabel zwischen länglich lanzettförmig bis zu nahezu kugelig mit nur einem durchscheinenden Bereich an der Trichomspitze. Dagegen weisen die HZ von *Aphanizomenon gracile* zwei helle Bereiche im Phasenkontrast auf, welches die Kontaktbereiche zu den Nachbarzellen darstellen (s. Abb. 1).

Die regelmäßige Ausbildung von Heterocyten ist ein Hinweis auf die Notwendigkeit, atmosphärischen Stickstoff zu fixieren. Im Durchschnitt hatten 87 % der Trichome Heterocyten. Die Anzahl der Heterocyten veränderte sich jedoch saisonal in den Seen.

30 % der Trichome besaßen 1-3 Akineten und diese waren den gesamten Sommer und nicht nur während des Zusammenbruchs der Population zu beobachten. Die Länge der vegetativen Zellen der Akineten ist sehr variabel (12-26 μm). Mit einem Median von 16,6 μm sind sie deutlich größer als alle anderen Zelltypen. Die Akineten weisen häufig mehrere auffällig große, stark lichtbrechende Tröpfchen, wahrscheinlich ölhaltige Speicherstoffe, in ihrem Innern auf.

Wenn die Trichome von *C. raciborskii* keine Heterocyten und Akineten ausbilden, ist die Abgrenzung von anderen Blaualgenarten wie von *Raphidiopsis mediterraneae* SKUJA nicht sicher vorzunehmen (MCGREGOR & FABBRO 2000). Kurze und extrem schmale Trichome (1,6-1,8 μm breit) von *R. mediterraneae* waren im Langer See in geringer Häufigkeit und vereinzelt mit ausgebildeten Akineten zu beobachten. Die geringere Trichombreite (<1,6 μm) sowie die regelmäßig spitzzulaufenden Trichomenden dienten als Abgrenzungsmerkmale gegenüber *C. raciborskii*. Die Abgrenzung undifferenzierter Trichome von *Aphanizomenon is-*

satschenkoi von *C. raciborskii* im Langen See war schwierig, zumeist aber bildete *A. issatschenkoi* auch an kurzen Trichomen bereits Heterocyten aus.

4.4 Das Vorkommen von *C. raciborskii* im Spree-Dahme-Einzugsgebiet von 1994 bis 2000

Von den zwischen 1994 bis 1996 untersuchten 22 unterschiedlich großen und tiefen Seen im Spree-Dahme-Einzugsgebiet wurden im Sommer zehn von *C. raciborskii* besiedelt (Tab. 2; ZIPPEL 1996, WIEDNER et al. 1996). In allen Seen herrschten Cyanophyceen im Sommerplankton vor, woran *C. raciborskii* nur einen Anteil kleiner als 4 % hatte. Eine bedeutende Biomasse von *C. raciborskii* wurde im Lebbiner See und im Melangsee an einzelnen Terminen beobachtet.

In sechs von den ehemaligen 10 Fundorten aus den Jahren 1994 bis 1996 konnte die Art 1999 und 2000 nicht mehr oder nur in sehr geringer Biomasse nachgewiesen werden (s. Tabelle 1, MISCHKE 2000a). Im Lebbiner See, den Wolziger See und den Großen Glubigsee dominierten 1999 nicht mehr Blaualgen, wie in früheren Jahren, sondern andere Algenklassen (Tab. 2). Dies gilt auch für das Plankton des Scharmützelsees im Sommer 2000 (s. Beitrag MISCHKE & RÜCKER 2001 dieses Heft).

In vier Gewässern nahm der Biomasseanteil von *C. raciborskii* im Sommer 1999-2000 deutlich gegenüber dem ersten Untersuchungszeitraum (1994-1996) zu. Dies gilt für den Scharmützelsee, den Petersdorfer See, den Langen See und den Melangsee, wobei letztere die beiden wöchentlich beprobten Modellseen des Projektes sind. Der Anteil von *C. raciborskii* an der gesamten Algenbiomasse betrug an mehreren Terminen mehr als 10 %. Die maximale Trichomzahl lag bei 1440 bis 14110 Trichome ml⁻¹ in den verschiedenen Seen. Zum Vergleich mit Literaturangaben wurden in Tabelle 2 die Konzentrationen an Zellen angegeben.

4.5 Das Vorkommen von *C. raciborskii* im Langen See und Melangsee in Abhängigkeit zur Wassertemperatur

In Planktonproben aus den Jahren 1993 und 1994 wurde *C. raciborskii* nicht beobachtet. Die Art erschien 1995 zum ersten Mal mit einer beachtlichen Biomasse im Melangsee und geringeren Abundanzen im Langen See (WIEDNER et al. 1996). *C. raciborskii* wurde in diesen beiden Seen in allen weiteren Jahren nachgewiesen, jedoch 1997 und 1998 bisher nur qualitativ (Abb. 2 a, b).

In den Seen der Scharmützelsee-Region wurde die Art bei aktuellen Wassertemperaturen zwischen 9-26°C beobachtet. Das Vorkommen bei Temperaturen kleiner als 15°C war auf Termine im Herbst während des Populationsrückganges von *C. raciborskii* beschränkt (Abbildung 3).

Das erste Erscheinen von *C. raciborskii* nach der Winterpause wurde im Freiwasser bei aktuellen Wassertemperaturen ab 17°C beobachtet. Der Wert vom Frühjahr 1996 erscheint als Ausreißer, stellt aber diesen Schwellenwert nicht grundsätzlich in Frage, da der Wasserkörper bereits zuvor auf über 18°C erwärmt war und anschließend auf 16°C abkühlte als die ersten Trichome von *C. raciborskii* erschienen. Zusammenfassend erscheint eine Wassertemperatur von etwa 17°C nötig, um die Keimung aus den Akineten auszulösen und ein Wachstum von *C. raciborskii* zuzulassen.

Tabelle 2: Biomasse von *Cylindrospermopsis raciborskii* als Frischgewicht (Maxima) in 9 Seen der Spree-Dahme-Region in Ost-Brandenburg unterschieden nach der Periode der Erstbeschreibung von 1994-1996¹⁾ und dem Nachweis im Projektzeitraum 1999 bis 2000. Der Berechnung der Abundanz der Zellen (Zellzahl · ml⁻¹) liegt ein mittleres Zellvolumen von 40 µm³ und das maximal höchste Biovolumen im Zeitraum von 1994 bis 2000 zugrunde.

	Max. FG mg l ⁻¹ 1994-96 ¹⁾	Max. FG mg l ⁻¹ 1999-2000	Maxima Zellzahl Z/ml	Dominante Algengattungen (> 30 % FG-Anteil) 1999
Wolziger See	0,5	n.n.	12.500	<i>Ceratium hirundinella</i> / <i>Cryptomonas</i> spp.
Storkower See	1,6	n.n.	40.000	<i>Planktolyngbya limnetica</i>
Lebbiner See	5,5	n.n.	137.500	<i>Ceratium hirundinella</i>
Springsee	0,2	0,03	5.000	<i>Limnothrix redekei</i> / <i>Aphanizomenon</i> spp.
Großer Glubigsee	0,1	0,06	2.500	<i>Ceratium hir.</i> / <i>Chrysochromulina</i> sp.
Kleiner Glubigsee	1,2	0,20	30.000	<i>Planktothrix agardhii</i> / <i>Pseudanabaena limnetica</i>
Scharmützelsee	0,6	1,3	32.500	<i>Limnothrix</i> sp./ <i>Aphanizomenon</i> <i>C. raciborskii</i> bis 15 % (1999)
Petersdorfer See	0,2	1,6	40.000	<i>Pseudanabaena</i> / <i>Limnothrix redekei</i> <i>C. raciborskii</i> bis 11 % (2000)
Langer See	0,7	5,3	132.500	<i>Planktothrix agardhii</i> / <i>Limnothrix planktonica</i> ; <i>C. raciborskii</i> bis 14 % (1999)
Melangsee	5,5	9,2	230.000	<i>Pseudanabaena lim.</i> / <i>Limnothrix planktonica</i> <i>C. raciborskii</i> bis 20 % (1999)

1.) aus ZIPPEL (1996), WIEDNER (1999 und unveröff.)

Die weitere Populationsentwicklung von *C. raciborskii* war nicht eng an die herrschende Wassertemperatur gekoppelt. Die Perioden mit den höchsten Wassertemperaturen, welche in unserer Klimaregion zumeist im August zu verzeichnen sind, fielen nur in den Jahren 1995 und 1996 mit dem Populationsmaximum der Art zusammen, während die Biomassen im August 1999 und 2000 geringer als in den Vormonaten ausfielen (Abb. 4).

Nach einer Abkühlung des Wasserkörpers unter 18°C nahm die Biomasse von *C. raciborskii* spätestens im Oktober deutlich ab (Abb. 3). Kleine Bestände konnten jedoch bis in den November hinein beobachtet werden.

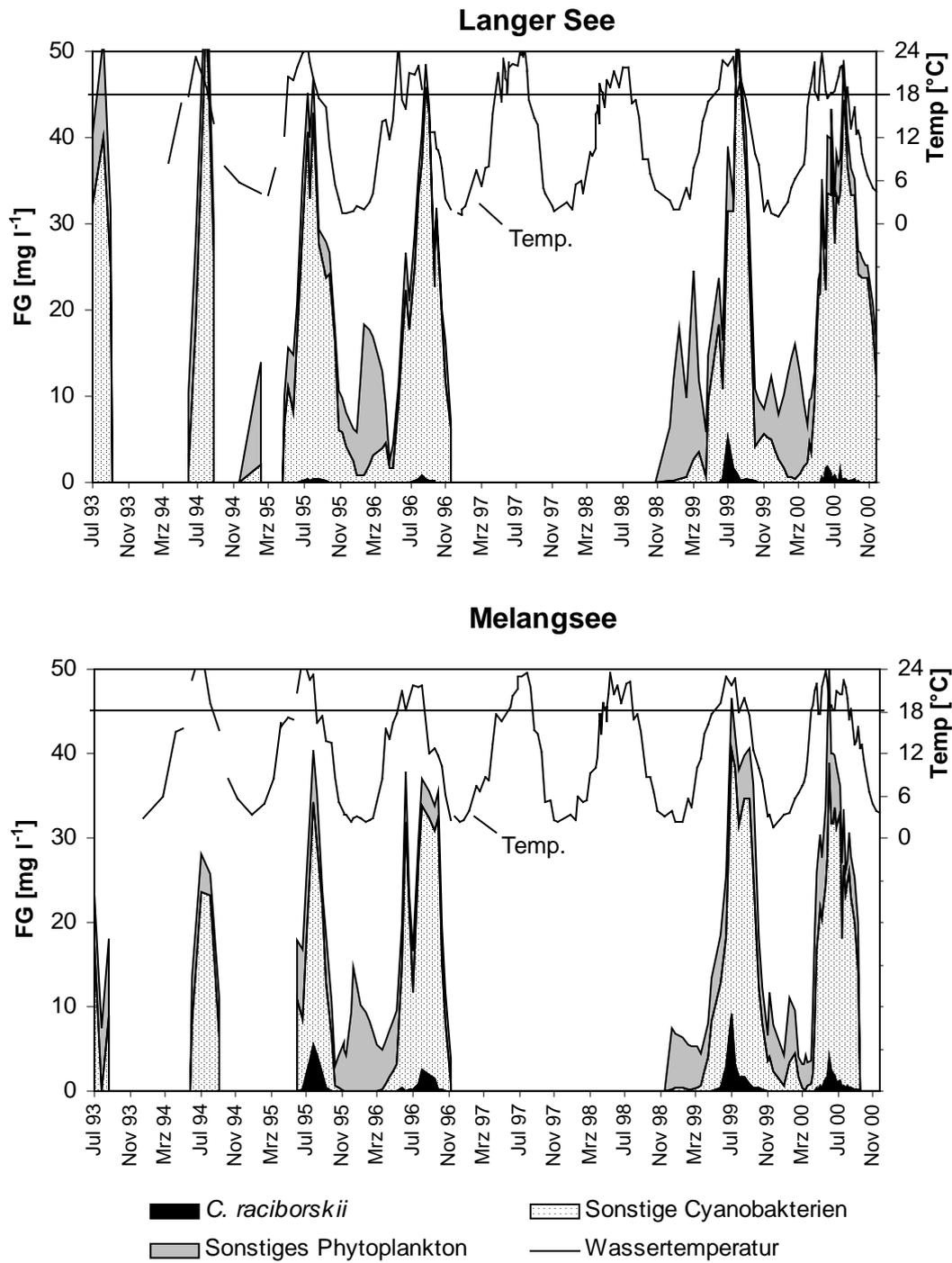


Abbildung 2a, b: *Cylindrospermopsis raciborskii* im Langer See (oben) und im Melangsee (unten) in der Periode von 1993 bis 2000. Es ist das Algenbiovolumen 1:1 umgerechnet in Frischgewicht dargestellt [mg l⁻¹]. Mit Balken sind die Perioden markiert, in denen die mittlere Wassertemperatur in der 1,5 m Wassersäule über 18 °C lag.

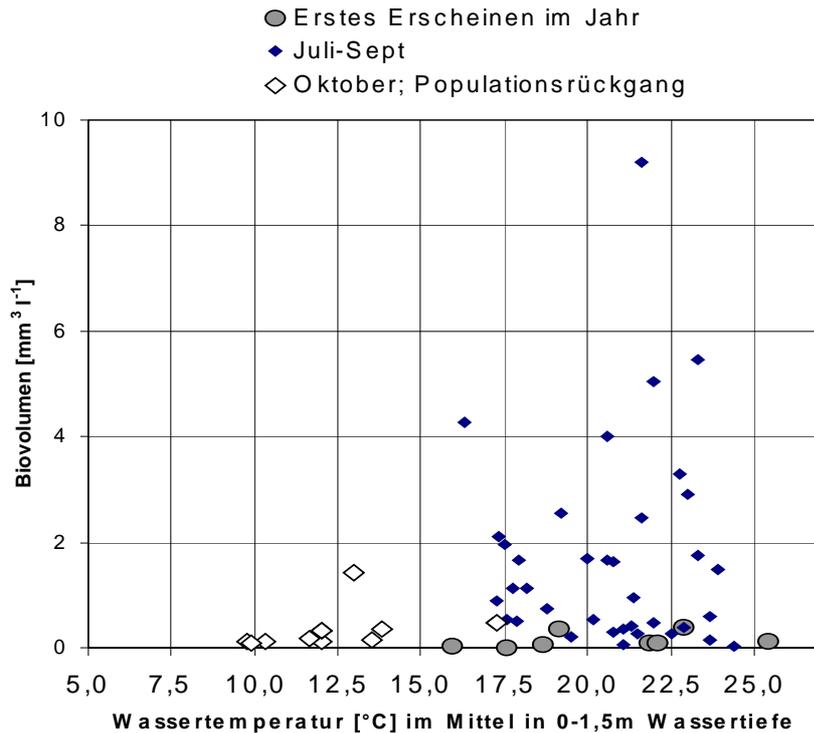


Abbildung 3: Biovolumen von *Cylandrospermopsis raciborskii* versus Wassertemperatur (Mittel in 0-1,5m Wassertiefe) an 53 Probestermine von 1994 bis 2000 im Langen See und Melangsee gepoolt.

4.6 Die saisonale Entwicklung von *C. raciborskii* im Verhältnis zu den anderen Algenarten

Die Biomassemaxima von *C. raciborskii* waren im Sommer 1999 und 2000 sehr unterschiedlich (Abb. 4), was auf den warmen Mai/Juni und die niedrigen Temperaturen im Juli im Jahr 2000 zurückzuführen ist.

Die Populationsentwicklung von *C. raciborskii* begann 1999 im Juni und erreichte ihr Maximum in den beiden Seen jeweils Ende Juli (Abb. 5). Nach dem außergewöhnlich warmen Frühjahr 2000 erschienen einige Trichome von *C. raciborskii* bereits Mitte Mai. Eine nennenswerte Biomasse wurde jedoch wie im Vorjahr erst im Juni erreicht und die sommerlichen Maxima fielen im Jahr 2000 deutlich geringer als 1999 aus.

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons war wie in den Jahren im Sommer zuvor im Melangsee und Langen See von anderen fädigen Blaualgen der Ordnungen Oscillatoriales und Nostocales geprägt (Abb. 6, Tab. 4). Andere Algenklassen bildeten nur im Winter und Frühjahr einen nennenswerten Anteil an der Gesamtbio­masse (Tab. 4). Während im Langen See die zentralen Diatomeen ein ausgeprägtes Frühjahrsmaximum bildeten, herrschten im Melangsee wie in früheren Jahren (WIEDNER & NIXDORF 1998) im Frühjahr Chrysophyceen wie *Synura* und *Uroglena* sowie Cryptophyceen und pennate Diatomeen vor.

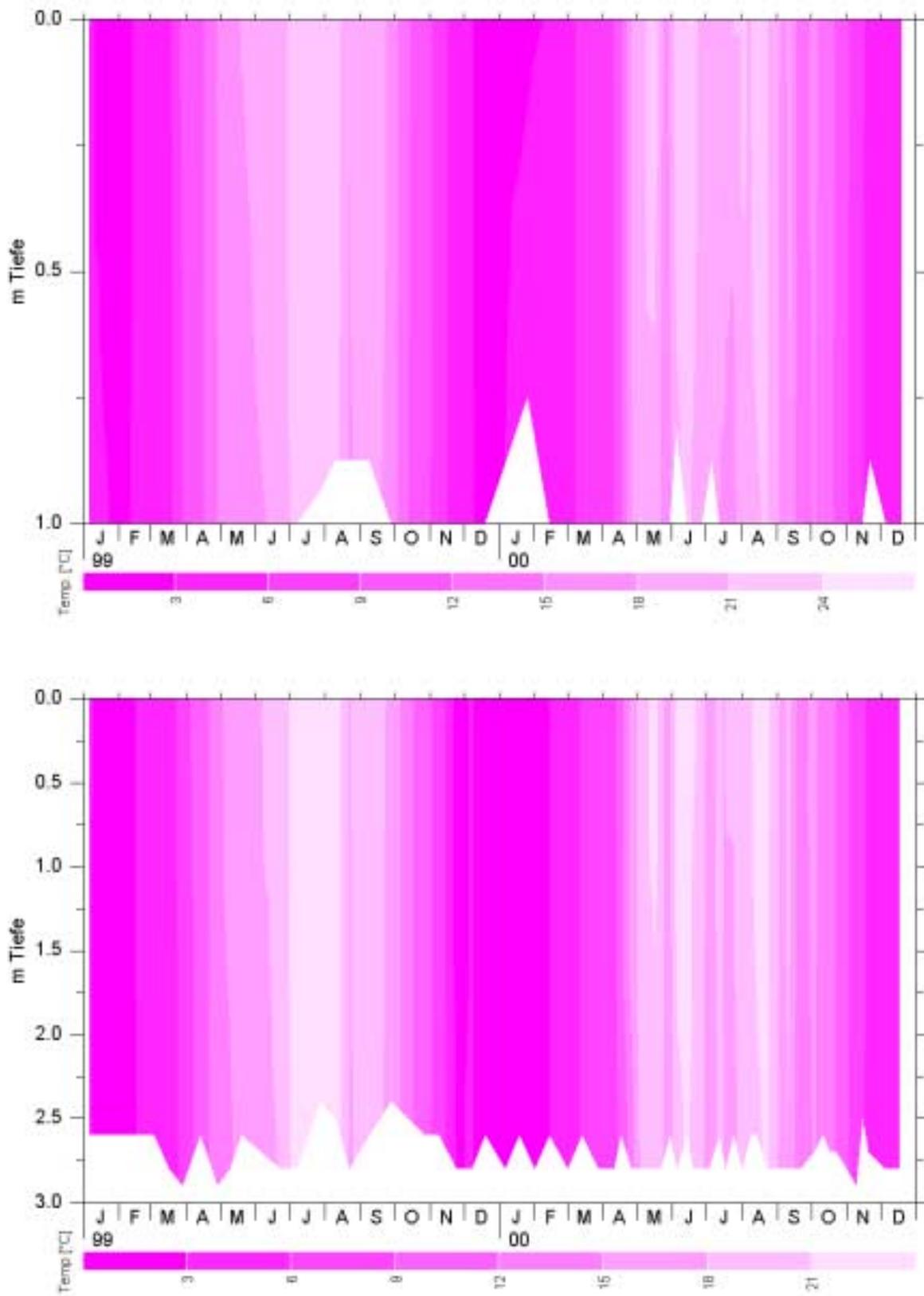


Abbildung 4: Isotherme im Melangsee und Langen See für die Jahre 1999 und 2000.

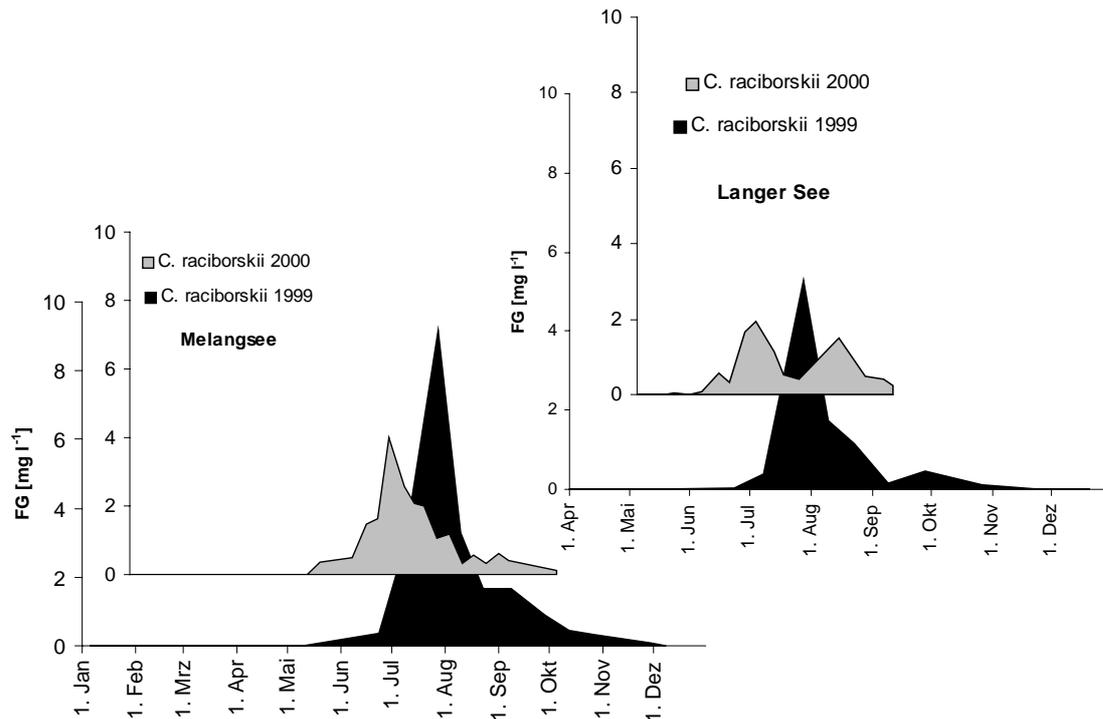


Abbildung 5: Populationsentwicklung von *Cylindrospermopsis raciborskii* aus Mischproben vom Melangsee (links) und dem Langer See (rechts) für die Untersuchungsjahre 1999 und 2000. Die Zeitachse gilt für beide Jahresgänge.

Im Sommer dominierte im Langer See *Planktothrix agardhii* bis zu 96 % während im Melangsee die filigranen *Pseudanabaena*- und *Limnithrix* - Arten das Sommerplankton beherrschten (Abb. 5). Die Nostocales, wozu die heterocytischen Arten *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon gracile*, *Aph. issatschenkoi*, *Anabaenopsis cunningtonii* und *Anabaena solitaria*, *A. flos-aquae*, *A. compacta* gehören, hatten ihren Populationsschwerpunkt Anfang August 1999 und im Jahr 2000 bereits im Juli. *Aphanizomenon gracile* konnte sich als einzige heterocytische Blaualge über mehrere Sommermonate hinweg als subdominante Art behaupten (Mitte April und bis September).

Nur solitäre Chroococcales wie *Synechocystis* waren in beiden Seen kurzfristig von Bedeutung. Die koloniebildenden chroococcalen Blaualgen, vertreten durch die *Microcystis*-Arten *M. wesenbergii*, *M. flos-aquae* und *M. aeruginosa* sowie *Snowella litoralis*, *Woronichinia naegelianae* und weitere Arten, traten besonders im Melangsee mit geringen Biomassen ($0,2 - 0,81 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$) von August bis Oktober 1999 auf.

4.7 Die Populationsentwicklung von *C. raciborskii* in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren

Im Folgenden werden Umweltfaktoren während des sommerlichen Rückgang von *C. raciborskii* dargestellt (s. grau unterlegter Zeitraum in Abbildung 7). Dazu sind die einzelnen Begleitdaten (Temperatur, Niederschläge, Nährstoffe und Globalstrahlung) vergleichend zur sommerlichen Biomasseentwicklung von Ende Juli bis Mitte August 1999 gegenübergestellt. Im Jahr 2000 fiel die Populationsentwicklung im Hochsommer ebenfalls deutlich geringer als die Frühjahrsentwicklung, aber auch geringer als im Vorjahr aus (s. Abb. 5) und soll deshalb hier nicht gesondert dargestellt werden.

Tabelle 3: Algentaxa ($> 1 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ an mindestens einem Termin) mit Angabe ihres maximalen Biovolumen im Untersuchungszeitraum vom 1.1.1999 bis 1.11.2000 in den beiden Untersuchungsseen

Langer See b. Dolgenbrodt		Melangsee	
Taxon	Max	Taxon	Max
Cyanophyceae			
<i>Planktothrix agardhii</i>	43,6	<i>Limnothrix redekei</i>	25,5
<i>Aphanizomenon gracilis</i>	9,8	<i>Limnothrix amphigranulata</i>	19,6
<i>Pseudanabaena spp.</i>	8,8	<i>Limnothrix planctonica</i>	16,2
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	5,3	<i>Aphanizomenon gracilis</i>	10,0
<i>Limnothrix redekei</i>	5,2	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9,2
<i>Limnothrix planctonica</i>	4,9	<i>Pseudanabaena spp.</i>	8,8
<i>Skujanema spp.</i>	1,6	<i>Limnothrix spec.</i>	5,8
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>	1,5	<i>Anabaena solitaria</i>	4,5
<i>Limnothrix spec.</i>	1,8	<i>Chroococcus</i>	4,3
<i>Synechocystis</i>	2,3	<i>Planktothrix agardhii</i>	3,9
<i>Anabaena solitaria</i>	2,2	<i>Aphanizomenon spec.</i>	1,2
<i>Anabaena flos-aquae</i>	1,4	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	1,0
<i>Aphanizomenon spec.</i>	1,4	<i>Synechocystis</i>	2,6
Andere Algenklassen			
<i>Cryptomonas erosa</i>	5,5	<i>Pinnularia divergens</i>	5,6
<i>Cryptomonas marssonii</i>	1,8	<i>Nitzschia cf. acicularis</i>	5,0
<i>Rhodomonas lacustris</i>	1,7	<i>Fragilaria ulna var acus</i>	2,8
<i>Rhodomonas minuta</i>	1,5	<i>Fragilaria ulna var ulna</i>	2,2
<i>Ceratium hirundinella</i>	3,0	<i>Fragilaria crotonensis</i>	1,2
<i>Mougeotia sp.</i>	2,6	<i>Ephithemia spec.</i>	1,1
Zentrale Diatomeen $< 12\mu\text{m}$	11,5	<i>Gymnodinium helveticum</i>	3,5
Zentrale Diatomeen $12-18\mu\text{m}$	5,9	<i>Cryptomonas erosa</i>	3,0
Zentrale Diatomeen $>18\mu\text{m}$	9,2	<i>Cryptomonas marssonii</i>	2,5
<i>Asterionella formosa</i>	1,9	<i>Peridinium aciculiferum</i>	2,1
		<i>Peridinium cf. cinctum</i>	1,5
		<i>Chrysochromulina spec.</i>	2,2
		<i>Uroglena sp.</i>	1,5
		<i>Synura spec.</i>	1,4
		<i>Dinobryon sertularia</i>	1,2
		<i>Mougeotia sp.</i>	1,7
		<i>Carteria spec.</i>	4,4
		<i>Chlamydomonas spec. 5-10 μm</i>	1,2

Wassertemperatur: Die höchsten Wassertemperaturen ($> 22^\circ\text{C}$ im Mittel des Epilimnions) fielen mit dem Populationsmaximum von *C. raciborskii* und dem einsetzenden Populations-einbruch zusammen. Erst nach dem ersten gravierenden Verlust von über 60 % der Biomasse wurden am 23. August auch um 5°C geringere Wassertemperaturen beobachtet.

Auswaschung: Wie SCHMITT & NIXDORF (1999) für die Frühjahrsentwicklung im Melangsee demonstrierten, kann die Auswaschung ein wichtiger Verlustfaktor für die Algenentwicklung in Flachseen sein. Besonders schnell wachsende Arten haben nach solchen Ereignissen einen Vorteil. Die Niederschläge waren jedoch in der Periode vom 28.7. – 15. 8. 1999 besonders gering (Abbildung 7) und der Pegel am Auslauf des Melangsees zeigte bei gleichbleibend geringem Abfluss keine erhöhten Werte.

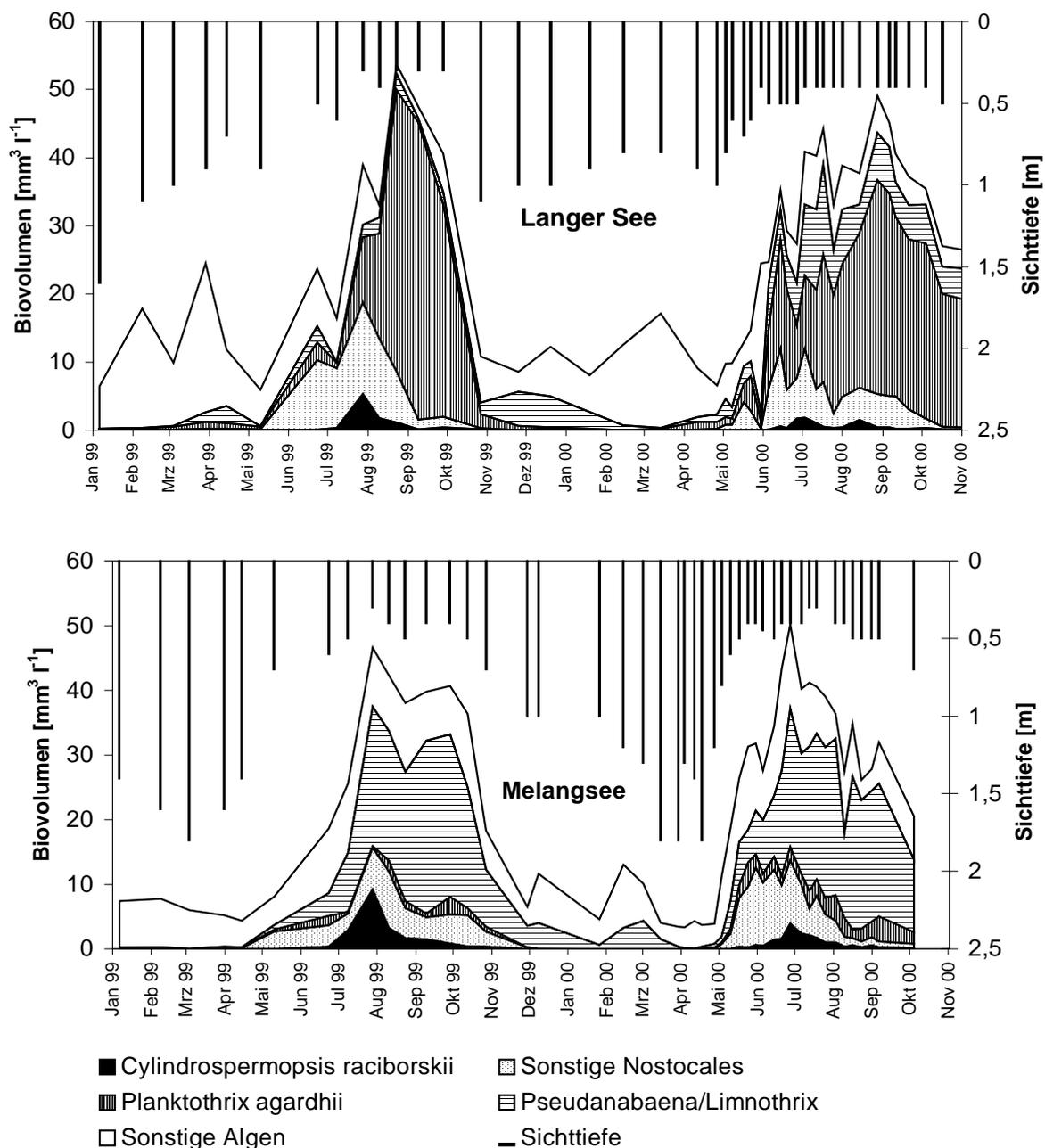


Abbildung 6: Sichttiefen (Balken) und die Zusammensetzung des Phytoplanktons im Langer See (oben) und Melangsee (unten) von 1999 bis Juli 2000. Kumulative Darstellung.

Nährstoffe: Die Nährstoffsituation im Melangsee ist gekennzeichnet durch einen Mangel an gelösten Stickstofffraktionen (DIN). Mit Konzentrationen von Nitrat an der Nachweisgrenze ($2 \mu\text{g l}^{-1} \text{NO}_3$) und von Ammonium unter $30 \mu\text{g l}^{-1}$ lagen die DIN-Konzentration in einem Bereich, indem eine N-Limitierung für das Phytoplankton wahrscheinlich ist. Der gelöste Phosphor lag in Konzentrationen zwischen 4 und $8 \mu\text{g l}^{-1}$ vor und war somit nicht völlig aufgezehrt. Es hat sich in der Periode des Populationsrückganges von *C. raciborskii* zumindest keine einschneidende Änderungen des Nährstoffregimes ergeben, die den Rückgang erklären könnten. Ähnliches gilt für den Langer See, dessen Nährstoffsituation in Abbildung 8 dargestellt ist.

Licht: Als begrenzender Wachstumsfaktor verbleibt das Lichtangebot. Dargestellt als Wochenmittel der Globalstrahlung erfuhr das Lichtangebot Anfang August 1999 ebenfalls keinen drastischen Einschnitt, sondern war zumindest in der Periode des ersten Populationsrückganges (28.7. – 10.8.99) ausgesprochen hoch. Das seeinterne Lichtklima war durch sommerlich geringe Sichttiefen von 0,3 – 0,5 m gekennzeichnet (s. Abb. 5) und die Ausdehnung der euphotischen Zone, ermittelt anhand von in-situ-Lichtmessungen während einer Volldurchmischung (12.7.2000), bewegte sich zwischen 0,9 und 1,5m.

4.8 Toxizität von *Cylindrospermopsis raciborskii*

Um die Bedeutung der im Rahmen des vorliegenden Teilprojektes beauftragten Toxinanalysen einordnen zu können, soll hier der aus der Literatur vorhandene Wissensstand zur Toxizität von *C. raciborskii* dargestellt werden.

In Australien kam es bei unzureichender Aufbereitung des Wassers zu Vergiftungserscheinungen bei Menschen und Tieren (BOURKE et al. 1983). *C. raciborskii* kann das Hepatotoxin Cylindrospermopsin bilden, was zur Schädigung der Proteinsynthese und zu schweren Leberschäden führt (HAWKINS et al. 1997). Die Bildung von Cylindrospermopsin tritt nur bei einigen Stämmen der Art, aber regelmäßig im Verbreitungsgebiet Australiens auf (MCGREGOR & FABBRO 2000). Die Toxizität von Rohextrakten von australischen *C. raciborskii*-Stämmen ist in Maus-Tests höher als die entsprechende Konzentration an isoliertem Cylindrospermopsin (FALCONER et al. 1999), was auf die Bildung weiterer toxisch relevanter Stoffe durch *C. raciborskii* hinweist.

In Extrakten aus Stämmen brasilianischer Herkunft wurde bisher kein Cylindrospermopsin festgestellt. Auch dort treten regelmäßig Algenblüten von *C. raciborskii* in Trinkwassertalsperren und anderen Gewässern auf. Sie enthielten jedoch die neurotoxischen PSP-Toxine (LAGOS et al. 1999).

In isolierten Stämmen von *C. raciborskii* aus europäischen Massenentwicklungen und in Freilandproben aus Ungarn, Frankreich, Portugal und Österreich wurde bislang ebenfalls nie Cylindrospermopsin nachgewiesen, aber viele der Proben/Stämme waren im Maustest toxisch (ARAÚJO et al. 2000, BERNARD et al. 2000, BRIAND et al. 2000). So sind einige portugiesische Stämme stark hepatotoxisch (SAKER, pers. Mitteilung an Fastner), aber das Toxin konnte bislang nicht identifiziert werden. Während die bisher gut untersuchten Microcystine auf Säugetiere und Vögel wirken und ihre Funktion im Ökosystem See ungeklärt ist, macht das breite Spektrum an verschiedenen Toxinen sowie die Hemmung der Proteinbiosynthese durch Cylindrospermopsin eine toxische Wirkung von *C. raciborskii* auf aquatische Organismen wahrscheinlich. Zudem weisen neuere Erkenntnisse auf eine Bioakkumulation von Cylindrospermopsin hin (SAKER & EAGLESHAM 1999).

Bisher wurden 7 gefriergetrocknete Proben vom Sommer 2000 mit Hilfe der HPLC-MS/MS freundlicherweise durch Geoff Eaglesham (Australien) analysiert. Demnach enthielten alle Proben das Toxin Cylindrospermopsin (Tab. 4). Der Toxingehalt lag im Melangsee bei 4 bis 17,6 µg Toxin g⁻¹ Trockengewicht und im Langer See bei 3 bis 8, 5 µg g⁻¹ TG. Durch diesen aktuellen Nachweis konnte dieses Toxin zum ersten Mal aus Freilandproben in Europa detektiert werden (pers. Eaglesham).

Der Toxingehalt folgte nicht dem Biovolumenanteil von *C. raciborskii* im Gewässer, was sich im variablen Toxingehalt pro Trockengewicht von *C. raciborskii* ausdrückt (Spalte 4, Tabelle 4). Während der Toxingehalt pro TG *C. raciborskii* im Langer See im Jahresverlauf zunahm,

war er im Melangensee zum Zeitpunkt der höchsten Biomassen von *C. raciborskii* im See am höchsten. Eine Aussage über die Bedingungen, die zu einer erhöhten Toxinproduktion führen, kann aus den bisherigen Ergebnissen nicht gesichert abgeleitet werden.

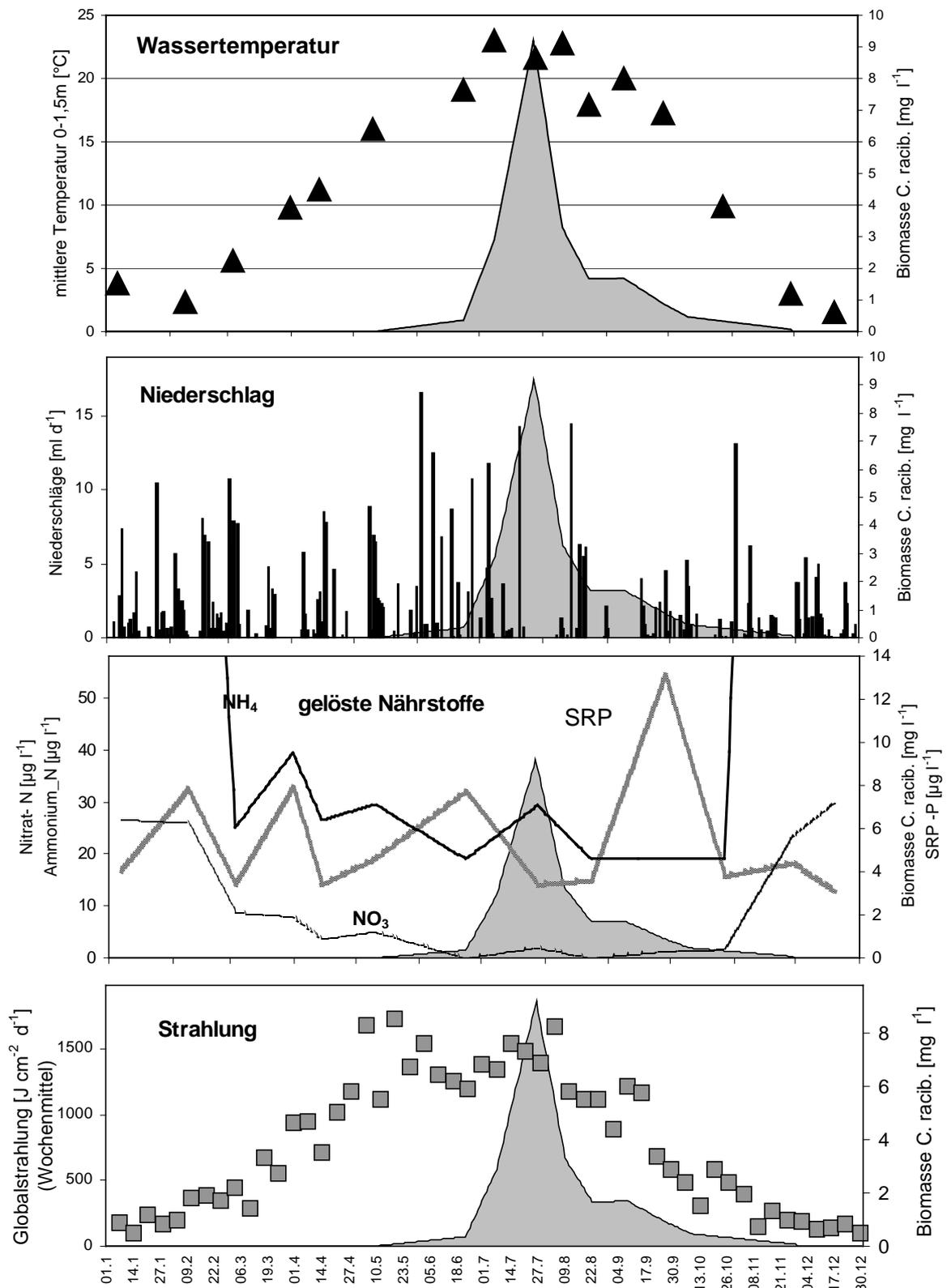


Abbildung 7: Abiotische Bedingungen während der Populationsentwicklung von *C. raciborskii* (graue Fläche) im Melangensee im Jahr 1999.

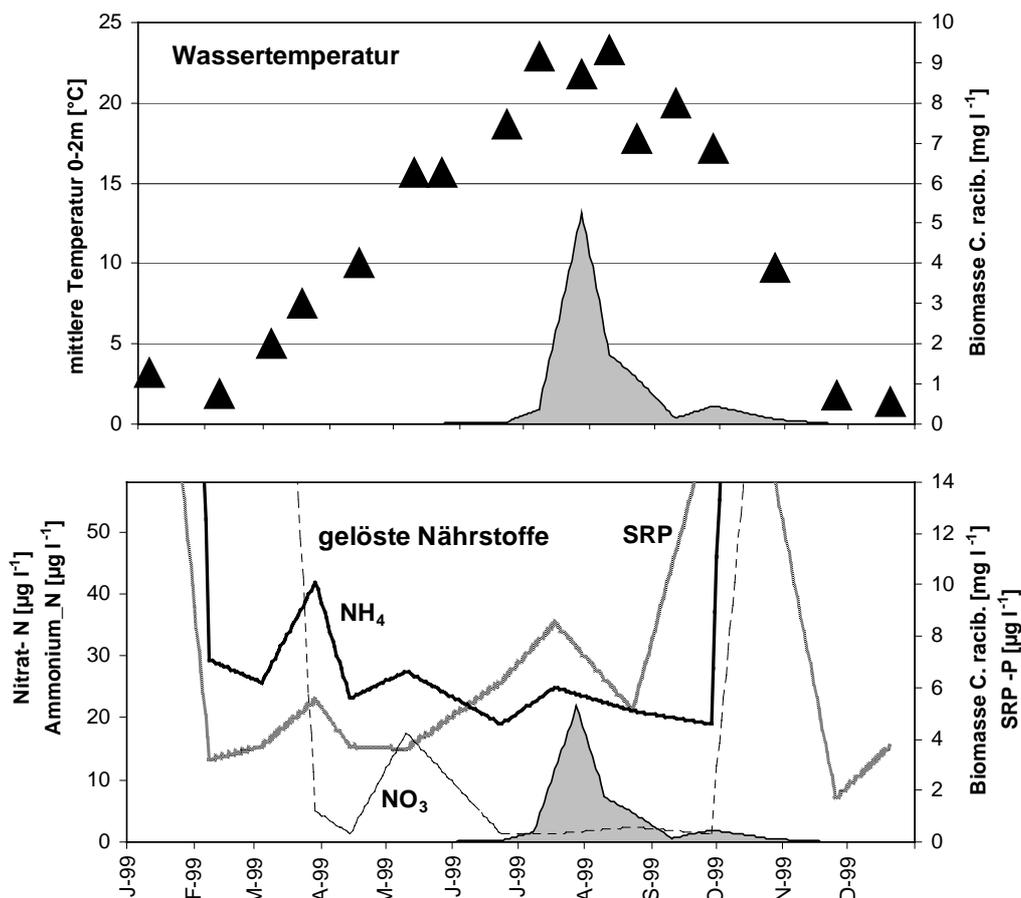


Abbildung 8: Abiotische Bedingungen während der Populationsentwicklung von *C. raciborskii* (graue Flächen) im Langer See im Jahr 1999.

Tabelle 4: Toxingehalt an Cylindrospermopsin (Cyl-Toxin) in gefriergetrockneten Rohextraktproben (Netzzüge 30 µm) vom Sommer 2000 nach der Methode von EAGLESHAM et al. (1999). Das Verhältnis des Toxingehaltes zum Trockengewicht von *C. raciborskii* (C.r.) wurde unter der Annahme errechnet, dass das Trockengewicht zu 100 % aus Phytoplankton besteht und die Algengruppen einen zum Anteil am Biovolumen entsprechenden Anteil am Gesamttrockengewicht hatten. Zum Vergleich sind die Konzentrationen der Algenbiomasse (nur *C. raciborskii* (C.r.) sowie die Gesamtphytoplanktonbiomasse) und des Chlorophyll a's in den Mischproben aus den Seen am Entnahmeterrin angegeben.

Langer See		Entnahme datum	Cyl-Toxin [µg g ⁻¹ TG]	Berechnung s. Legende		Biomasse Phyto.		Chlorophyll
				Toxin/TG C.r. µg * g ⁻¹	C. r./TG mg * g ⁻¹	C. r. mg l ⁻¹	Ges. Phyto. mg l ⁻¹	Chl a _{korrig.} µg l ⁻¹
LS1	27.06.00	3,0	49	60,8	1,7	27,35	118,3	
LS2	03.07.00	6,3	132	47,6	1,9	40,86	123,3	
LS3	12.07.00	5,3	187	28,3	1,1	40,29	143,3	
LS4	17.07.00	8,5	741	11,5	0,5	44,19	125,5	
Melangsee		Entnahme datum	Cyl-Toxin [µg g ⁻¹ TG]	Berechnung s. Legende		Biomasse Phyto.		Chlorophyll
Mel1	27.06.00			17,6	219	80,5	4,0	49,94
Mel2	06.07.00	15,5	243	63,9	2,6	40,08	124,0	
Mel3	18.07.00	4,4	87	50,3	2,0	39,89	160,4	
Mel4	25.07.00	2,2	79	27,8	1,1	38,45	135,9	
Mel5	02.08.00	4,0	121	33,0	1,2	36,22	124,9	

4.9 Diskussion und Ausblick

Der in den Gewässern Ost-Brandenburgs verbreitete Morphotyp von *Cylindrospermopsis raciborskii* weist einheitliche Merkmale auf: Es werden gerade und sehr schmale Trichome mit Heterocyten und Akineten ausgebildet, die weitgehend der Beschreibung der ungarischen Stämme (HORECKÁ & KOMÁREK 1979) entsprechen. Allerdings erscheint der Anteil an Trichomen ohne Gasvakuolen (30 - 40 %) im Vergleich zu Beschreibungen der Art aus anderen Verbreitungsorten ungewöhnlich hoch und ist möglicherweise eine Anpassung an die Polymixis der Gewässer.

Zu niedrige Wassertemperaturen wurden als Haupthindernis für die nördliche Ausbreitung der Art betrachtet, da die bisher untersuchten Stämme einen hohen Temperaturbedarf von über 22°C für das Wachstum zeigten. Das Temperaturoptimum lag für die meisten Stämme bei 30°C.

Anhand des langjährigen Datensatzes aus zwei Seen konnten die gegenüber tropischen und subtropischen Stämmen geringeren Temperaturansprüche der untersuchten Population dokumentiert werden. Mit einem um etwa 5°C verminderten Schwellenwert für den Keimungs- und Wachstumsbeginn hat *C. raciborskii* (vgl. PADISÁK 1997) das entscheidende Hindernis zur nördlichen Ausbreitung überwunden. In der Alten Donau traten bereits 1990 Stämme mit einer hohen Toleranz gegenüber niedrigen Temperaturen (15-20°C) auf (DOKULIL & MAYER 1996), wurden aber durch Sanierungsmaßnahmen aus dem Gewässer verdrängt. In allen anderen europäischen Fundorten blieben die hohen Temperaturansprüche von *C. raciborskii* bestehen. Im Neusiedlersee kam *C. raciborskii* zum Beispiel nur in außerordentlich warmen Sommern vor (TÓTH & PADISÁK 1986).

Das sommerliche Vorkommen von *C. raciborskii* ist in mindestens 3 Gewässern in Ost-Brandenburg seit 7 Jahren stetig und nicht wie an anderen Fundorten in Europa sporadisch. Damit stellen diese Gewässer eine stabile Basis für die Ausbreitung über die Seenausläufe, die letztendlich in die Spree münden, sowie über Wasservögel in die Gewässer Deutschlands dar.

Hinsichtlich der weltweiten Ausbreitungsgeschichte im letzten Jahrhundert findet sich eine ausführliche Beschreibung bei PADISÁK (1997). Sie vermutet, dass sich die Art ausgehend von Afrika (RAMBERG 1987; KOMÁREK & KLING 1991) nach Australien (HAWKINS et al. 1985), Süd- (BRANCO & SENNA 1994; DE SOUZA et al. 1998) und Nordamerika (KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ & TAVERA 1996; CHAPMAN & SCHELSKE 1997) und nach Asien (LI et al. 2001) ausbreiten konnte. Vor 1970 wurde die Art in Europa nur an einem Ort in Griechenland gefunden. In Ungarn und der Slowakei stieg die Zahl der besiedelten Gewässer in den Jahren von 1975 bis 1997 auf 13 an (PADISÁK 1997). Neueste Funde in Frankreich (BERNARD et al. 2000), Spanien (ROJO & COBELAS 1994) und Portugal (ARAÚJO et al. 2000) weisen auf eine beginnende europäische Ausbreitung hin.

Die maximalen Biomassen von *C. raciborskii* sind in den Seen Ost-Brandenburgs in einer Größenordnung (Tab. 2), die nach MCGREGOR & FABBRO (2000) einen relevanten Toxingehalt aufweisen können (20 000 Zellen ml⁻¹ > 1µg l⁻¹ Cylindrospermopsin) und nach dem Frühwarnsystem im Australien als gefährdete Gewässer eingestuft werden müssten.

Durch die Analyse von angereichertem Seston aus den Untersuchungsseen gelang der erstmalige Nachweis des Toxins Cylindrospermopsin (Tab. 4) aus Freilandproben in Europa. Cylindrospermopsin kann auch von wenigen anderen Organismen gebildet werden (*Aphanizomenon ovalisporum* BANKER ET AL. 1997; *Umezakia nantans* in HARADA et al. 1994),

die aber in Europa wenig verbreitet sind. Deshalb ist das Toxin Cylindrospermopsin wahrscheinlich für die Art *C. raciborskii* spezifisch. Ein Toxingehalt von 0,05-0,7 mg g⁻¹ TG *C. raciborskii* (s. Tab. 4) ist deutlich geringer als für australische (HAWKINS et al. 1997) oder thailändische Stämme (LI et al. 2001) mit 5,5 mg g⁻¹ TG bzw. 1,02 mg g⁻¹ TG beschrieben ist. Nach SAKER & GRIFFITHS (2000) kann zusätzlich ein erheblicher Anteil des Toxins (bis zu 50 %) extrazellulär vorliegen und die Toxinproduktion steigt zu mindestens bei australischen Stämmen mit sinkenden Temperaturen. Der in der vorliegenden Arbeit errechnete spezifische Toxingehalt kann zudem deutlich höher liegen, da das Sestontrockengewicht mit der Algenbiomasse gleichgesetzt wurde. Es kann deshalb grundsätzlich keine Entwarnung hinsichtlich der Toxizität in den Gewässern gegeben werden. Der Nachweis von toxinproduzierenden Stämmen von *C. raciborskii* ist in Europa in Kombination mit der erfolgten Temperaturanpassung für die Wassernutzung als alarmierend zu werten.

Aufgrund der physiologischen Fähigkeiten der Art, die weltweit in einer Anzahl von Untersuchungen im Labor und im Freiland beschrieben und durch PADISÁK (1997) zusammengefasst worden sind, kann eine Anpassung an sehr unterschiedliche Habitate angenommen werden. *C. raciborskii* weist eine Kombination an Fähigkeiten auf, die sie sowohl in Oscillatoriales- als auch Nostocales-dominierten Gewässern konkurrenzstark macht (FABBRO & DUIVENVOORDEN 2000):

1. Die Art toleriert ein geringes Lichtangebot ($I_k = 20 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$), wie bisher nur für extrem schwachlicht-adaptierte Arten wie *Planktothrix rubescens* bekannt ist.
2. Die Fixierung von atmosphärischen Stickstoff ist mittels der Heterocyten möglich.
3. Eine hohe Affinität für Ammonium ermöglicht eine im Vergleich zu anderen heterocytischen Arten spät einsetzende N-Fixierungs-Aktivität (PRÉSING et al. 1996).
4. Die Speicherung von Phosphor ermöglicht bis zu 5 Zellteilungen ohne verfügbares P. Die geringe Halbsättigungskonstante weist darauf hin, dass die Art auch in phosphorarmen Habitaten noch wachsen kann ($k_m = 1,5 - 2,5 \mu\text{g P l}^{-1}$)
5. Die Akineten dienen zum Überwintern, zur P-Speicherung und zur Ausbreitung.
6. Der Lichtanspruch für die Keimung ist geringer als bei vielen anderen Blaualgen.
7. Eine vertikale Einschichtung im Gewässer ist durch Gasvakuolen möglich.
8. HAWKINS & LAMPERT (1989) fanden einem reduzierten Fraßdruck auf diese Art.
9. Die Bildung von Algentoxinen unterdrückt bei Massenentfaltung die Proteinsynthese anderer Organismen im Gewässer.

Mit dieser Palette an physiologischen Fähigkeiten kann sie unterschiedliche Gewässertypen besiedeln. In tiefen, geschichteten Seen und Talsperren schichtet sich *C. raciborskii* in tiefe Wasserschichten von 4 bis 10 m ein. Dabei ist ihr geringer Lichtanspruch zum Aufsuchen phosphorreicher tieferer Schichten von Vorteil, allerdings werden tiefe Durchmischungen nicht toleriert: Nach HAWKINS & GRIFFITHS (1993) verhinderte die künstliche Durchmischung einer Talsperre in Australien das erneute Aufkommen von *C. raciborskii*.

In Flachseen ist die maximale Durchmischungstiefe begrenzt, und deshalb kann *C. raciborskii* auch diesen Gewässertyp besiedeln. Aufgrund der höheren sommerlichen Erwärmung von

Flachseen stellen sie das bevorzugte Habitat für die Art in Ost-Brandenburg da. Allerdings bildete sich 1999 auch im tiefen, geschichteten Scharmützelsee eine erhebliche Population von *C. raciborskii* aus (s. Tab. 2), so dass die Besiedlung von weiteren tiefen Seen in Brandenburg zukünftig nicht ausgeschlossen werden kann.

Trotz der erwähnten physiologischen Adaptationsmöglichkeit kann sich *C. raciborskii* bisher nicht gegenüber den einheimischen Blaualgenarten durchsetzen. Ihr Biomasseanteil erreichte maximal 20 % und lag im Mitte Juni bis Mitte September im Durchschnitt beider Seen nur bei 4,4 % an der gesamten Algenbiomasse. Außerdem erfuhr die Population regelmäßig einen erheblichen Einbruch im Hochsommer. Trotz günstiger Temperaturbedingungen und ohne wetterbedingte Einschnitte, wie anhaltende Regenfälle, vermindertes Lichtdargebot durch Bewölkung oder ungewöhnlich langandauernde Mixisereignisse ging die Biomasse von *C. raciborskii* im August 1999 bzw. Ende Juli 2000 zurück, während der Bestand der Oscillatoriales, wie von *Planktothrix agardhii* und von *Limnothrix/Pseudanabaena* stabil blieb.

Die Nährstoffsituation war im Hochsommer dadurch gekennzeichnet, dass die gelösten Stickstofffraktionen (DIN) deutlich unterhalb von $50 \mu\text{g DIN l}^{-1}$ aufgezehrt wurden und der Anteil an Ammonium mehr als 80 % ausmachte. Nach SOMMER et al. (1986) herrschen in einem Plankton mit einem gelösten Stickstoffangebot, welches durch Ammonium dominiert ist, *Planktothrix* und *Microcystis*-Arten vor, überwiegt aber der Nitratanteil vom DIN sind heterocytische Blaualgen im Vorteil. Generell wird aber ein geringes N-Angebot ($<100 \text{ DIN } \mu\text{g l}^{-1}$) als Konkurrenzvorteil für heterocytische Blaualgen angesehen, da nur sie den atmosphärischen Stickstoff als zusätzliche N-Quelle nutzen können. *C. raciborskii* bildete dazu regelmäßig Heterocyten aus (maximal 2,5 % der Biomasse). Auch wenn andere Nostocales wie *Aphanizomenon gracile* und *Anabaena solitaria* zeitweise eine größere Biomasse ausbildeten (Abb. 5) und nach SCHLANGSTEDT et al. (1987) auch einen größeren Anteil der Biomasse in die Heterocytenbildung aufwendeten (bis zu 10 %), waren auch sie von einem hochsommerlichen Populationsrückgang betroffen.

Obwohl in beiden Seen auch im Sommer noch geringe gelöste Phosphorkonzentrationen gemessen werden konnten, kann Phosphor für *C. raciborskii* nicht als wachstumslimitierender Faktor ausgeschlossen werden. ISTVÁNOVICS et al. (2000) untersuchten einen ungarischen Stamm von *C. raciborskii* in einem N-freien Medium (N-Bedarf mussten die Filamente aus der N-Fixierung durch Heterocyten decken) hinsichtlich ihres Vermögens, unter Phosphorlimitierung zu wachsen. Demnach zeichnet sich *C. raciborskii* durch eine außergewöhnlich hohe P-Aufnahmekapazität aus. Die zellinterne Speicherkapazität für Phosphor lässt eine fünfmalige Teilung der Population zu. Der Schwellenwert für die P-Aufnahme liegt zwischen $1\text{-}2 \mu\text{g P l}^{-1}$. Die ermittelten Halbsättigungskonstanten von *C. raciborskii* für Phosphor zwischen $5 \text{ und } 33 \mu\text{g P l}^{-1}$ sind jedoch nicht außergewöhnlich niedrig sondern höher als die Werte einiger im Gewässer konkurrierender Cyanobakterien wie *Planktothrix agardhii*. Dabei ist des weiteren zu berücksichtigen, dass in diesen polytrophen Flachseen Mixisereignisse eine Resuspension von P-beladenen Sedimentpartikeln mit sich bringen, die zur einer pulsartigen Erhöhung der gelösten Nährstoffe führen (WIEDNER 1999). Von diesen Pulsen kann *Planktothrix agardhii* mehr profitieren als andere Blaualgenarten (RÜCKER et al. 1997, WIEDNER & NIXDORF 1998), wie in Enclosure-Experimenten am Langen See (WIEDNER 1999) gezeigt werden konnte. Hingegen war die Ausnutzung von gepulsten P-Gaben durch *C. raciborskii* in Laborversuchen (ISTVÁNOVICS et al. 2000) hinsichtlich Wachstum und Biomasse geringer als unter dem gleichen Phosphorangebot, aber bei kontinuierlicher Verfügbarkeit. Algenblüten in phosphorreichen, sehr warmen Gewässern werden bevorzugt von *Planktothrix* oder *Limnothrix* mit *C. raciborskii* als Begleitart gebildet (ROJO & COBELAS 1994).

Das Lichtklima wurde in den Untersuchungsseen durch das Algenwachstum stark verändert. Bei Algenbiomassen um 40 mg l^{-1} und Sichttiefen zwischen 30 und 40 cm ist von einer drastischen Lichtminderung auszugehen. Nach WIEDNER (1999) lagen die sommerlichen mittleren Intensitäten der photosynthetisch aktiven Strahlung (I^* im Juni bis September 1996) im Melangsee zwischen $170 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ und im Langen See zwischen $40\text{-}120 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Zusätzlich wurde das Plankton durch die häufigen sommerlichen Volldurchmischungen in tiefere lichtarme Wassertiefen verfrachtet.

Die hohe Toleranz gegenüber einem geringen Lichtangebot veranlasste PADISÁK & REYNOLDS (1998), *C. raciborskii* eine eigene Planktonassoziation (S_N), die nahe zu den anderen *Planktothrix/Limnothrix*-Assoziation (S) steht, im Modell zur Phytoplanktonsukszession von REYNOLDS (1997) einzuräumen. Unter bestimmten Umweltbedingungen ist *C. raciborskii* in der Lage, die in eutrophen bis polytrophen Flachseen und Flusseen vorherrschende *Planktothrix agardhii* in der Dominanz abzulösen (BORICS et al. 2000, DOKULIL & MAYER 1996, PADISÁK & REYNOLDS 1998). Als begünstigende Bedingungen werden hohe Wassertemperaturen, eine größere euphotische Durchmischungstiefe (eg. 4-6 m; FABBRO & DUIVENVOORDEN 2000) und eine ausreichende Phosphorverfügbarkeit (Halbsättigungskonstante 5 und $33 \mu\text{g P l}^{-1}$ für *C. raciborskii* in ISTVÁNOVICS et al. 2000) genannt.

Es entsteht die Frage, ob *C. raciborskii* auch so tolerant gegenüber einem geringen Lichtangebot ist, wenn gleichzeitig die N-Fixierung einen höheren Lichtbedarf erfordert. Nach ZEVENBOOM & MUR (1980) beginnt die sommerliche Sukzession in eutrophen Flachseen mit der Aufzehrung des Phosphors durch Grünalgen, gefolgt von dem Aufkommen der heterocytischen Blaualgen nach Aufzehrung der gelösten Stickstofffraktionen. Aufgrund des verminderten Lichtangebotes mit wachsender Algenbiomasse geht anschließend die Sukzession in Richtung von Arten der Oscillatoriales, die den Kollaps anderer Arten als N-Quelle nutzen, wie auch WIEDNER (1999) in den Enclosure- Experimenten beobachtete. Dabei ist den nostocalen Blaualgen ihr erhöhter Lichtbedarf bei Nitrogenaseaktivität von Nachteil. Zusammenfassend scheint der geringfügig höhere Lichtbedarf von *C. raciborskii* bei N-Mangel gegenüber dem der Oscillatoriales *Planktothrix agardhii* im Langen See als auch gegenüber dem von *Pseudanabaena* und den *Limnothrix*-Arten im Melangsee der entscheidende Konkurrenznachteil im Hochsommer bei hohen Algenbiomassen zu sein.

4.10 Danksagungen

Das Projekt „Ökologie und Toxinproduktion des Neophyten *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, (Cyanobacteria) in Deutschland“ AZ: NI 347/5-1 wurde durch die DFG gefördert. Für anregende Diskussionen und Literaturhinweise besonders hinsichtlich der Toxine sowie für die Gefriertrocknung der angereicherten Freilandproben sei Frau Dr. Jutta Fastner (Inst. F. Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Umweltbundesamt Berlin) herzlich gedankt. Frau Dr. Claudia Wiedner hat durch ihre weitreichenden Vorarbeiten zu den Blaualgen der Scharmützelsee-Region und durch die Antragstellung den Grundstein des vorliegenden Projektes gelegt. Den Technikern Herrn Henschke und Herrn Terlingen sei für ihre zuverlässige Beprobung der Seen einschließlich der Sondenmessungen herzlich gedankt. Die unzähligen Chlorophyll- und Nährstoffdaten wurden durch das chemisch-biologische Labor des Lehrstuhls Gewässerschutz der BTU Cottbus in Bad Saarow gemessen und ich möchte allen Mitarbeiterinnen des Labors sowie Frau J. Rücker für die Datenaufbereitung in einer Datenbank herzlich danken. Herr Prof. K. Hausmann unterstützte freundli-

cherweise die vorliegende Arbeit durch die Überlassung eines Mikroskopierarbeitsplatzes an der FU Berlin.

4.11 Literatur:

- ARAÚJO, F., LOURENCO, C., PEREIRA, P., CEIA, A., FRANCA, S., & VASCONCELOS, V. (2000): Cyanobacteria occurrences in Portugal – risk assessment and risk management. 2000. Toulouse, Book of abstracts. Eurocyan Workshop: Europe facing toxic cyanobacterial blooms. 12-12-2000.
- BANKER, R., CARMELI, S., HADAS, O., TELTSCH, B., PORAT, R., & SUKENIK, A. (1997): Identification of *Cylindrospermopsis* in *Aphanizomenon ovalisporum* (Cyanophyceae) isolated from Lake Kinneret, Israel. *Journal of Phycology* 33: 613-616.
- BERNARD, C., BRIAND, J. F., ROBILLOT, C., QUIBLIER-LLOBERAS, C., PUISEUX-DAO, S., HENNION, M. C., & SARAZIN, G. (2000): Monitoring of cyanobacterial and their toxins in Paris area. 2000. Toulouse, Book of abstracts. Eurocyan Workshop: Europe facing toxic cyanobacterial blooms. 12-12-2000.
- BORICS, G., GRIGORSZKY, I., SZABÓ, S., & PADISÁK, J. (2000): Phytoplankton associations in a small hypertrophic fishpond in East Hungary during a change from bottom-up to top-down control. *Hydrobiologia* 424: 79-90.
- BOURKE, A. T., HAWES, R. B., NEILSON, A., & STALLMAN, N. D. (1983): An outbreak of hepato-enteritis (the palm island mystery disease) possibly caused by algal intoxication. *Toxicon* 3: 45-48.
- BRANCO, C. W. C. & SENNA, P. A. C. (1994): Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. *Algological Studies* 75: 85-96.
- BRIAND, J. F., ROBILLOT, C., QUIBLIER-LLOBERAS, C., KRYSS, S., COUTÉ, A., & BERNARD, C. (2000): *Cylindrospermopsis raciborskii* blooms in a shallow pond in France: dynamic factors and preliminary toxicity studies. 2000. Toulouse, Book of abstracts. Eurocyan Workshop: Europe facing toxic cyanobacterial blooms. 12-12-2000.
- CHAPMAN, A. D. & SCHELSKE, C. L. (1997): Recent appearance of *Cylindrospermopsis* (cyanobacteria) in five hypertrophic Florida lakes. *Journal of Phycology* 33: 191-195.
- COUTE, A., LEITAO, M., & MARTIN, C. (1997): Première observation du genre *Cylindrospermopsis* (Cyanophyceae, Nostocales) en France. *Cryptogamie. Algol.* 18 (1): 57-70.
- DE SOUZA, R. C. R., CARVALHO, M. C., & TRUZZI, A. C. (1998): *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenayya and Subba Raju (Cyanophyceae) Dominance and a Contribution to the Knowledge of Rio Pequeno Arm, Billings Reservoir, Brazil. *Reservoir Water Quality*: 73-81.
- DENEKE, R. (1996): Topographie, Morphologie und Mixis stehender Gewässer. NIXDORF, B. & KLEEGERG, A. *Gewässerreport Teil II. Aktuelle Reihe* [2/96], 10-21. 1996. Cottbus.
- DOKULIL, M. T. & MAYER, J. (1996): Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis - Limnithrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna, Austria. *Algological Studies* 83: 179-195.
- EAGLESHAM, G. K., NORRIS, R. L., SHAW, G. R., SMITH, M. J., CHISWELL, R. K., ET AL. (1999): Use of HPLC-MS/MS to monitor cylindrospermopsin, a blue-green algal toxin, for public health purposes. *Environ. Toxicol.* 14: 151-154.
- FABBRO, L.D. & DUIVENVOORDEN, L.J. (2000): A two-part model linking multidimensional environmental gradients and seasonal succession of phytoplankton assemblages. *Hydrobiologia* 438: 13-24.

- FALCONER, I. R., HARDY, S. J., HUMPAGE, A. R., FROSCIO, S. M., TOZER, G. J., & HAWKINS, P. R. (1999): Hepatic and renal toxicity of the blue-green alga (Cyanobacterium) *Cylindrospermopsis raciborskii* in male Swiss albino mice. *Environ.Toxicol.* 14: 143-150.
- HARADA, H.-I., OHTANI, M., IWAMOTO, K., SUZUKI, M., WATANABE, M. F., WATANABE, M. M., & TERAOKA, K. (1994): Isolation of *Cylindrospermopsis* from a cyanobacterium *Umezakia natans* and its screening method. *Toxicon* 32 (1): 73-84.
- HAWKINS, P. R. & LAMPERT, W. (1989): The effect of body size on filtering rate inhibition in the presence of a filamentous cyanobacterium. *Limnol. Oceanogr.* 34: 1094-1089
- HAWKINS, P. R. & GRIFFITHS, D. J. (1993): Artificial destratification of a small tropical reservoir: effects upon the phytoplankton. *Hydrobiologia* 254: 169-181.
- HAWKINS, P. R., CHANDRASENA, N. R., JONES, G. J., HUMPAGE, A. R., & FALCONER, I. R. (1997): Isolation and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* from an ornamental lake. *Toxicon* 35 (3): 341-346.
- HAWKINS, P. R., RUNNEGAR, T. C., JACKSON, A.R.B., & FALCONER, I. R. (1985): Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolozynska) Seenaya and Subba Raju isolated from a domestic water supply reservoir. *Applied and Environmental Microbiology* 50: 1292-1295.
- HINDÁK, F. (1988): Planktic species of two related genera *Cylindrospermopsis* and *Anabaenopsis* from Western Slovakia. *Algological Studies* 50-53: 283-302.
- HORECKÁ, M. & KOMÁREK, J. (1979): Taxonomic position of three planktonic blue-green algae from the genera *Aphanizomenon* and *Cylindrospermopsis*. *Preslia* 51: 289-312.
- ISTVÁNOVICS, V., SHAFIK, H. M., PRÉSING, M. & JUHOS, S. (2000): Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwater Biology* 43: 257-275.
- KOMÁREK, J. & KLING, H. (1991): Variation in six planktonic cyanophyte genera in Lake Victoria (East Africa). *Algological Studies* 61: 21-45.
- KOMÁRKOVÁ, J., LAUDARES-SILVA, R., & SENNA, P. A. (1999): Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa do Peri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. *Algological Studies* 94: 207-222.
- KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ, J. & TAVERA, R. (1996): Cyanoprokaryota (Cyanobacteria) in the phytoplankton of Lake Catemaco (Veracruz, Mexico). *Algological Studies* 83: 403-422.
- KRIENITZ, L. & HEGEWALD, E. (1996): Über das Vorkommen von wärmeliebenden Blaualgenarten in einem norddeutschen See. *Lauterbornia* 26: 55-63.
- LAGOS, N., ONODERA, H., ZAGATTO, P. A., ANDRINOLO, D., AZEVEDO, S. M.F.Q., & OSHIMA, Y. (1999): The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon* 37: 1359-1373.
- LI, R., CARMICHAEL, W.W., BRITTAIN, S., EAGLESHAM, G.K., SHAW, G.R., ET AL. (2001): Isolation and identification of the cyanotoxin cylindrospermopsin and deoxycylindrospermopsin from a Thailand strain of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria). *Toxicon* 39: 973-980.
- MCGREGOR, G. B. & FABBRO, L. D. (2000): Dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanoprokaryota) in Queensland tropical and subtropical reservoirs: Implications for monitoring and management. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 5: 195-205.
- MISCHKE, U. & RÜCKER, J. (2001): Veränderungen der Algenzönosen in den Standgewässern des Scharmützelseegebietes. In: KRUMBECK, H. & MISCHKE, U. (2001) *Gewässerreport* (Nr. 6): Entwicklungen der Gewässer im Scharmützelseegebiet und angewandte Probleme des Gewässerschutzes. BTUC-AR 6/01: 19-38.

- PADISÁK, J. (1997): *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolozynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 107 (4): 563-693.
- PADISÁK, J. & REYNOLDS, C. S. (1998): Selection of phytoplankton associations in Lake, Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia* 384: 41-53.
- PRÉSING, M., HERODEK, S., VÖRÖS, L., & KÓBOR, I. (1996): Nitrogen fixation, ammonium and nitrate uptake during a bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Lake Balaton. *Archiv für Hydrobiologie* 136: 553-562.
- RAMBERG, L. (1987): Phytoplankton succesion in the Sanyati basin, Lake Kariba. *Hydrobiologia* 153: 193-202.
- REYNOLDS, C. S. (1997): Vegetation processes in the pelagic: A model for ecosystem theory., Ecology Institute, D-21385 Oldendorf, Germany.
- ROJO, C. & COBELAS, M. A. (1994): Population dynamics of *Limnothrix redeckei*, *Oscillatoria lanceaeformis*, *Planktothrix agardhii* and *Pseudanabaena limnetica* (cyanobacteria) in a shallow hypertrophic lake (Spain). *Hydrobiologia* 275/276: 165-171.
- ROSCHITZ, E. (1996): Sukzession und Produktion des Phytoplanktons in der alten Donau vor und nach der Sanierung. 1-153. 1996. Diplomarbeit. Universität Wien.
- ROTT, E. (1981): Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz.Z.Hydrol.* 43 (1): 34-62.
- RÜCKER, J., WIEDNER, C., & ZIPPEL, P. (1997): Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnothrix redeckei* in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia* 342/343: 107-115.
- SAKER, M. L. & EAGLESHAM, G. K. (1999): The accumulation of cylindrospermopsin from the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in tissues of the Redclaw crayfish *Cherax quadricarinatus*. *Toxicon* 37: 1065-1077.
- SAKER, M. L. & GRIFFITHS, D. J. (2000): The effect of temperature on growth and cylindrospermopsin content of seven isolates of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyceae) from water bodies in northern Australia. *Phycologia* 39 (4): 349-354.
- SAKER, M. L., NEILAN, B. A., & GRIFFITHS, D. J. (1999): Two morphological forms of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolated from Solomon Dam, Palm Island, Queensland. *Journal of Phycology* 35: 599-606.
- SCHLANGSTEDT, M., BIENEN, P. S., DUDEL, G., & KOHL, J.-G. (1987): Interaction of combined nitrogen availability and light in the regulation of growth, heterocyst differentiation and dinitrogen fixation of the planktic blue-green lga *Anabaena solitaria* KLEB. *Arch.Protistenk.* 134: 389-396.
- SCHMITT, M. & NIXDORF, B. (1999): Spring phytoplankton dynamics in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* 408/409: 269-276.
- SOMMER, U., GLIWICZ, Z. M., LAMPERT, W. & DUCAN, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planctonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106: 433-471.
- TÓTH, L. G. & PADISÁK, J. (1986): Meteorological factors affecting the bloom of *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. (Cyanophyta:Hormogonales) in the shallow Lake Balaton, Hungary. *Journal of Plankton Research* 8 (2): 353-363.
- WIEDNER, C. (1999): Toxische und nicht-toxische Cyanobakterien in Gewässern der Scharmützelseeeregion: Ihr Vorkommen in Gewässern unterschiedlicher Trophie und Morphometrie und Steuermechanismen ihrer Dynamik in polymiktischen Flachseen. 1-131. Dissertation. Brandenburgischen Technischen Universität.
- WIEDNER, C., RÜCKER, J., & ZIPPEL, P. (1996): Besonderheiten des Blaualgenregimes in ausgewählten Gewässern des Scharmützelseegebietes. NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. Gewässerreport Scharmützelseegebiet, Teil II. Aktuelle Reihe [2/96]: 50-60. 1996.

- WIEDNER, C. & NIXDORF, B. (1998): Success of chrysophytes, cryptophytes and dinoflagellates over blue-greens (cyanobacteria) during an extreme winter (1995/96) in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia* 369/370: 229-235.
- WOLOZYNSKA, J. (1912): Das Phytoplankton einiger Javanian Seen mit Berücksichtigung des SAWA-Planktons. *Bull. Int. Acad. Sci. Cracoviae Ser.B.* 6: 649-709.
- ZEVENBOOM, W. & MUR, L. R. (1980): N₂-fixing cyanobacteria: Why they do not become dominant in Dutch hypertrophic ecosystems? In: J.BARICA & L.R. MUR (eds), *Hypertrophic Ecosystems, Developments in Hydrobiology* 2. Dr W. Junk Publishers, The Hague: 123-130.
- ZIPPEL, P. (1996): Phytoplankton sukzession und -dynamik in den Gewässern des Scharmützelseegebietes. NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. *Gewässerreport (Teil II)*. Aktuelle Reihe [2/96]: 44-60.

5 Silizium- und Phosphorfreisetzung aus dem Sediment: Bedeutung und interner Kreislauf in den dimiktischen Seen des Scharmützelseegebietes

Andreas Kleeberg

Silicon and phosphorus release out of the sediment: importance and internal recycling in the dimictic lakes of the Lake Scharmützel region

Abstract

The benthic recycling of silicate (SiO_2) and of soluble reactive phosphorus (SRP) was studied from 1995 to 1999 in the four dimictic lakes Scharmützelsee, Tiefer See, Springsee, and Großer Glubigsee. The epilimnetic SiO_2 minimum in April/May indicated a Si limitation of diatoms in all lakes. Epilimnetic Si losses which ranged from 63 – 78 % of the Si content of the lake were regenerated to ca. 36 – 64 % from internal sources. About 34 – 88 % were retained in the sediment. Benthic Si release rates determined from vertical SiO_2 profiles in July and September underestimated those rates determined from April/May to September/October by 1.4 to 2.1. The hypolimnetic Si accumulation has been taken not a linear course and the Si recycling is well coupled to the postmortal decay of sinking diatoms. The larger the incline of the straight line of the atomic Si:P ratio from the benthal to the pelagial provided – at the same and weighted Si concentration among lakes, respectively – the lower is the relative P mobility and availability.

Kurzfassung

Die benthische Wiederrückführung von Silikat (SiO_2) und gelöstem reaktivem Phosphor (SRP) wurde von 1995 bis 1999 in vier dimiktischen Seen, dem Scharmützelsee, Tiefen See, Springsee und Großen Glubigsee untersucht. Das pelagische SiO_2 -Minimum im April/Mai deutet für alle Seen auf eine Si-Limitation der Kieselalgen hin. Die epilimnischen Si-Verluste, die 63 – 78 % des Si-Inhaltes des Sees entsprechen, können zu ca. 36 – 64 % aus internen Quellen ausgeglichen werden. Ca. 34 – 88 % werden im Sediment zurückgehalten. Die zwischen Juli und September anhand von SiO_2 -Vertikalprofilen bestimmten Si-Freisetzungsraten unterschätzen die zwischen April/Mai und September/Oktober berechneten um das 1,4- bis 2,1-fache. Die hypolimnische Si-Akkumulation verläuft nicht linear und die Si-Rücklösung ist eng an den postmortalen Abbau aussinkender Diatomeen gekoppelt. Je größer der Anstieg der Geraden des atomaren Si:P Verhältnisses vom Benthal zum Pelagial – bei gleicher bzw. gewichteter Si-Konzentration zwischen den Seen – ist, desto geringer ist die relative P-Mobilität und -Verfügbarkeit.

5.1 Einleitung

Es gilt als gesichert, dass die Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser die Verteilung und Dynamik gelöster Nährstoffe wie die des Phosphors (P) und des Siliziums (Si) beeinflussen. Die Versorgung des Phytoplanktons mit und die Konkurrenz um diese Ressourcen hat einen wesentlichen Einfluss auf die Algengemeinschaften (GROVER 1989). So ist die Konzentration an freier Kieselsäure ($m \text{SiO}_2 * n \text{H}_2\text{O}$) im Wasser mit der Sukzession der Populationen der Kieselalgen (Bacillariophyceae) und Chrysophyceen korreliert, da das gelöste Silikat (weiter SiO_2) in erster Linie Baustoff für deren Schalen ist. Die P-Anreicherung in

einem See wiederum beeinflusst die Si-Aufnahme der Kieselalgen und im Gegensatz zum P kann Si von den Algen nicht im Übermaß, sondern nur nach Bedarf aufgenommen werden (SCHELSKE et al. 1986). Besonders im Frühjahr werden alljährlich große Si-Mengen mit den gut sedimentierenden Kieselalgen (mit bis zu 30 % Silikat in der Trockensubstanz) aus dem Epilimnion eliminiert. Die fortschreitende Verarmung an SiO₂ führt zur Si-Limitation bei < 0,39 mg SiO₂ l⁻¹ (SCHELSKE et al. 1986) bzw. zum Wachstumsstop bei < 0,1 mg SiO₂ l⁻¹ (MÜLLER 1977). Da die Si-Wiederverwendung in der euphotischen Zone minimal ist (SCHELSKE et al. 1984), wird die Si-Bereitstellung für das Kieselalgenwachstum hauptsächlich durch die Rückführung des biogenen Si aus abgebauten Algenzellen gewährleistet (CONLEY et al. 1988, CARIGNAN & LEAN 1991). Die Freisetzung von SiO₂ – die für gewöhnlich synchron mit der des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) verläuft – deutet darauf hin, dass beide Anionen (SiO₄⁴⁻ und PO₄³⁻) an denselben Sedimentbestandteilen (Eisen- und Aluminiumoxihydrate) adsorbiert sind (HARTIKAINEN et al. 1996, TUOMINEN et al. 1998). Diese chemische Konkurrenz führt bei erhöhtem Si-Angebot zu erhöhter P-Mobilität (TUOMINEN et al. 1998). Die Rücklösung von SiO₂ aus dem Sediment erfolgt entsprechend dem Lösungsgleichgewicht zwischen dem Poren- und Freiwasser und wird besonders von der Temperatur, dem pH-Wert und dem Alter des Sedimentes bestimmt (CONLEY & SCHELSKE 1989, TUOMINEN et al. 1996).

Während die saisonale Variabilität von SiO₂ und SRP für die Flachseen des Scharmützelsee-Gebietes bereits beschrieben wurde (z. B. KLEEBERG 1998, WIEDNER 1999, SCHMITT & NIXDORF 1999), liegen diese Informationen für die tiefen dimiktischen Seen bisher nicht vor. Anliegen dieses Beitrages ist es deshalb, die saisonale Si-Dynamik zu beschreiben, die benthische Si-Rücklösung erstmals für diese Seen (1995 – 1999) zu quantifizieren, Parallelen zur P-Freisetzung vergleichend darzustellen und die Bedeutung der Si-Rücklösung für den Si-Haushalt der tiefen Seen abzuschätzen.

5.2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Die vier dimiktischen Seen liegen ca. 60 km südöstlich von Berlin im Landkreis Oder Spree in Nord-Süd-Ausdehnung in einer Kette von insgesamt 6 Seen, die über kleine Fließe miteinander verbunden sind. Der Tiefe See ist mesotroph, die anderen sind eutroph (Tab. 1).

Tabelle 1: Volumen (V), Oberfläche (A), Maximaltiefe (z_{max}), mittlere Tiefe (z_{mean}) und theoretische Wasseraufenthaltszeit (T_w) der untersuchten Seen sowie deren epilimnische Minimal- und Maximalkonzentration an Gesamtphosphor (TP), Gesamtstickstoff (TN) und Chlorophyll a (Chl a) für 1999.

See	V 10 ⁶ m ³	A km ²	z _{max} m	z _{mean} m	T _w a	TP µg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	Chl a µg l ⁻¹
Scharmützelsee	108,23	12,09	29,5	8,8	16,0	34 ... 95 ¹⁾	0,7 ... 1,1 ¹⁾	10 ... 37 ¹⁾
Großer Glubigsee	2,64	0,64	12,0	4,2	0,5	21 ... 68	0,6 ... 1,4	7 ... 75
Springsee	5,56	0,59	18,1	9,5	1,1	16 ... 74	0,6 ... 1,3	9 ... 48
Tiefer See	7,04	0,63	22,9	11,2	3,5	11 ... 31	0,3 ... 0,6	1 ... 31

1) Meßstation Wendisch Rietz

Die Seen wurden von 1995 – 1999 14-tägig bis monatlich an ihrer tiefsten Stelle (Tab. 1) beprobt. Aus Vertikalprofilen (1 m Schritte), jeweils im Juli und September wurde in Anlehnung an DIN-Vorschriften nach Filtration (0,45 µm) die Konzentration des gelösten reaktiven Phosphors (SRP; DIN 38405-D11) und des Silikates (SiO₂; DIN 38405-D21) bestimmt.

Die benthischen Si-Rücklösungsraten (SiRR) wurden aus der Zunahme der hypolimnischen SiO₂-Konzentration zwischen den beiden Vertikalprofilen während der Sommerstagnation ermittelt:

$$\text{SiRR [mg Si m}^{-2} \text{ d}^{-1}] = \frac{\sum_{z=1}^i (C_z * V_z)_{t_2} - \sum_{z=1}^i (C_z * V_z)_{t_1}}{A_{\text{See}} * (t_2 - t_1)} \quad (\text{Gl. 1})$$

mit: C_z = SiO₂-Konzentration der 1 m Wasserschicht bestimmter Tiefe z [mg Si m⁻³],
 t = Zeit zwischen den Probenahmen der SiO₂-Vertikalprofile [d],
 V_z = Volumen der 1 m Wasserschicht bestimmter Tiefe z [m³], und
 A_{See} = Seeoberfläche [m²].

Die benthischen P-Rücklösungsraten (PRR) wurden analog aus den Vertikalprofilen der SRP-Konzentration berechnet (Gl. 1).

Die Si-Fluxe zum und aus dem Sediment wurden nur für den Scharmützelsee bestimmt. Der partikuläre Si-Anteil (Si_{part}) wurde nicht direkt aus dem in den Sedimentationsfallen gewonnenen Material (KLEEBERG et al. 1998), sondern aus der jeweiligen Inkubationstiefe der Fallen (9 bzw. 27 m) mittels Röntgenfluoreszenzanalyse bestimmt (KLEEBERG & SCHUBERT 2000). Das Frei- und Porenwasser an der Sediment/Wasser-Kontaktzone wurde nach 14-tägiger Inkubation eines in-situ Porenwassersammlers (Membran 0,2 µm HT-Tuffryn 200[®], Fa. Gelman) in Anlehnung an HESSLEIN (1976) beprobt. Aus dem Konzentrationsgradienten wurde der diffusive Flux des SiO₂ (J_{Si}) bzw. SRP (J_{P}) nach dem 1. FICK'schen Gesetz der Diffusion berechnet (BERNER 1980):

$$J_{\text{Si}} [\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}] = -\phi * \theta * D_{\text{Si}} \frac{\delta C_{\text{Si}}}{\delta x} \quad (\text{Gl. 2})$$

mit: ϕ = Porosität (= $1/[1 + \text{Masse}_{\text{Feststoffanteil}}/2,5 * (\text{Masse}_{\text{gesamt}} - \text{Masse}_{\text{Feststoffanteil}})]$) der obersten 3 cm Sedimentschicht = 0,97 (bei Dichte des Feststoffs 2,5 g cm⁻³),
 θ = Tortuosität (= dt/dx , d. h. Länge des sinuoiden Weges über Tiefenintervall x) = 1 gesetzt, da Wasseranteil ≥ 95 % Frischgewicht,
 D_{Si} = molarer Diffusionskoeffizient für Si (bzw. SRP),
 C_{Si} = Konzentration des SiO₂ (bzw. SRP) in mg l⁻¹.

Als D_{Si} für SiO₂ wurde $1,0 * 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ ($T_1 = 25 \text{ °C}$) nach WOLLAST & GARRELS (1971) und als D_{P} für HPO₄²⁻ $7,15 * 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ ($T_1 = 18 \text{ °C}$) nach LI & GREGORY (1974) genutzt, die für die in-situ Temperatur $T_2 = 4,7 \text{ °C}$ (12.12.96) korrigiert wurden (FURRER & WEHRLI 1996):

$$D_{T_2} = D_{\text{Si}} \frac{v_1 * T_2}{v_2 * T_1} \quad (\text{analog für } D_{\text{P}} \text{ berechnet}) \quad (\text{Gl. 3})$$

mit: v = dynamische Viskosität des Wassers [Pa s] bei Temperatur T_1 bzw. T_2 , tabelliert in PERELMAN (1956).

Unter Berücksichtigung der SiO₂-Konzentration in der Umgebung folgt die benthisch biogene Si-Rücklösung (R_{Si}) näherungsweise der Kinetik einer Reaktion 1. Ordnung (KAMATANI & RILEY 1979, ULLMAN & ALLER 1989):

$$R_{Si} = k_{Si} * (C_{SiSed} - C_{Si}) \quad (Gl. 4)$$

mit: k_{Si} = Geschwindigkeitskonstante [d⁻¹],
 C_{SiSed} = biogener Si-Gehalt des Sedimentes bzw. aussinkenden Materials [mg Si m⁻³]
 C_{Si} = in-situ SiO₂-Konzentration [mg Si m⁻³].

Die Geschwindigkeitskonstante wurde über k_{Si} [d⁻¹] = 0,0085e^{0,1008T_w} (R² = 0,99; n = 4) mit Werten aus ULLMAN & ALLER (1989), d. h. 0,014 – 0,09 d⁻¹ bei Wassertemperaturen (T_w) von 5 – 23,5 °C korrigiert. Um Verwechslungen zwischen den verschiedenen Angaben (1 μmol Si(OH)₄ l⁻¹ ≡ 1μg-atom Si l⁻¹ ≡ 28 μg Si l⁻¹ ≡ 60 μg SiO₂ l⁻¹) zu vermeiden, sind alle Konzentrationen bzw. Raten auf Si bezogen angegeben. Analoges gilt für Phosphor.

5.3 Ergebnisse und Diskussion

Der saisonale Verlauf der pelagischen SiO₂- und SRP-Konzentration in den vier Seen zeigt – allerdings auf sehr unterschiedlichem Niveau – einen ähnlich Verlauf mit einem epilimnischen Minimum der SRP- und SiO₂-Konzentration im Frühjahr und Herbst und einem parallelen Anstieg der Konzentration beider Parameter im Hypolimnion von etwa Mai bis Okt./Nov. (Abb. 1). Sehr deutlich wird die starke Abnahme der SiO₂-Konzentration zur Frühjahrsvollzirkulation bis etwa April/Mai. Als Minima der pelagischen Konzentration an SRP bzw. SiO₂ wurden, mit Ausnahme des Tiefen Sees, jeweils Ende April/Anfang Mai für 1995 95 μg l⁻¹ (Tiefer See, Mitte Juni), 20 μg l⁻¹ (Springsee), 100 μg l⁻¹ (Gr. Glubigsee) und für 1997 25 μg l⁻¹ (Scharmützelsee) bestimmt (Abb. 1). Obgleich diese Konzentrationen nichts über die tatsächliche Verfügbarkeit des SiO₂ für die Bacillariophyceen aussagen, wird deren Si-Limitation bei < 390 μg SiO₂ l⁻¹ (SCHELSKE et al. 1986, s. o.) jedoch offensichtlich.

Der alljährlich ähnliche Trend im Untersuchungszeitraum 1995 – 1999 (nicht dargestellt) ermöglicht den Vergleich von zwei verschiedenen, dafür jedoch den bisher am intensivsten beprobten Jahren, zugunsten sicherer Gesamtbilanzen. Darüber hinaus wurde der Scharmützelsee im Mai und September 1997 in einer Messkampagne (inkl. Sedimentation) beprobt.

Während das, aus den Konzentrationen an SiO₂ und SRP berechnete atomare Si:P Verhältnis im durchmischten Wasserkörper des Scharmützelsees, Springsees und Großen Glubigsees im Frühjahr (April/Mai) ein erstes Minimum aufweist (Abb. 1), zeigt der zu diesem Zeitpunkt durchmischte Tiefe See sein absolutes Maximum (Abb. 2). Zur Sommerstagnation ist das epilimnische Si:P Verhältnis in allen Seen sehr hoch und weist verschiedene Maxima auf, während dieses Verhältnis im Hypolimnion auf vergleichsweise geringem Niveau verbleibt.

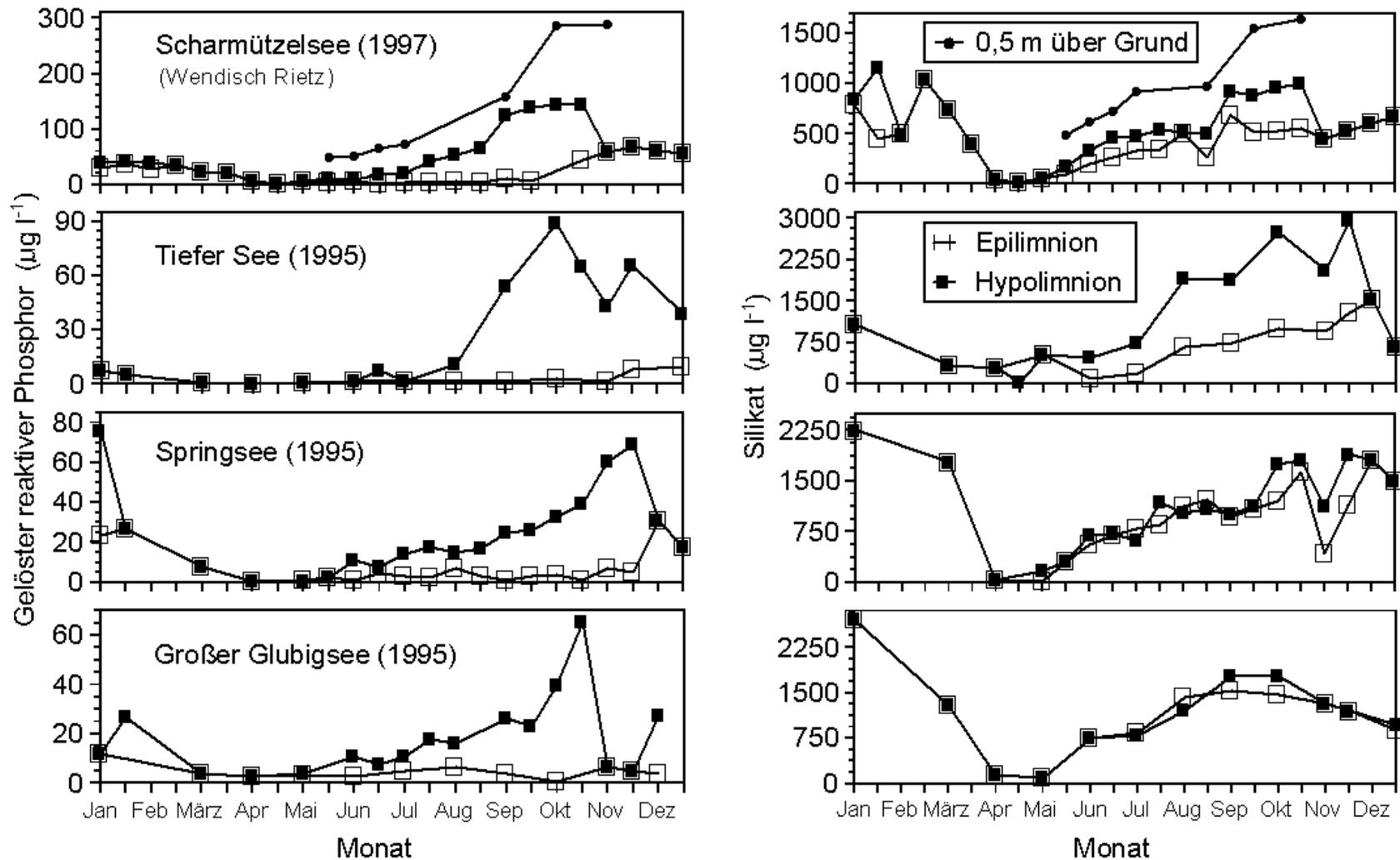


Abbildung 1: Saisonaler Verlauf der epi- und hypolimnischen Konzentration des gelösten reaktiven Phosphors (SRP, linke Hälfte) und des Silikates (SiO_2 , rechte Hälfte) an der jeweils tiefsten Stelle der untersuchten Seen für 1997 bzw. 1995. Bei identischem Kurvenverlauf sind die Seen durchmischte. Bei Wendisch Rietz wurde die SiO_2 Konzentration für 1997 zusätzlich 0,5 m über Grund bestimmt (oben)

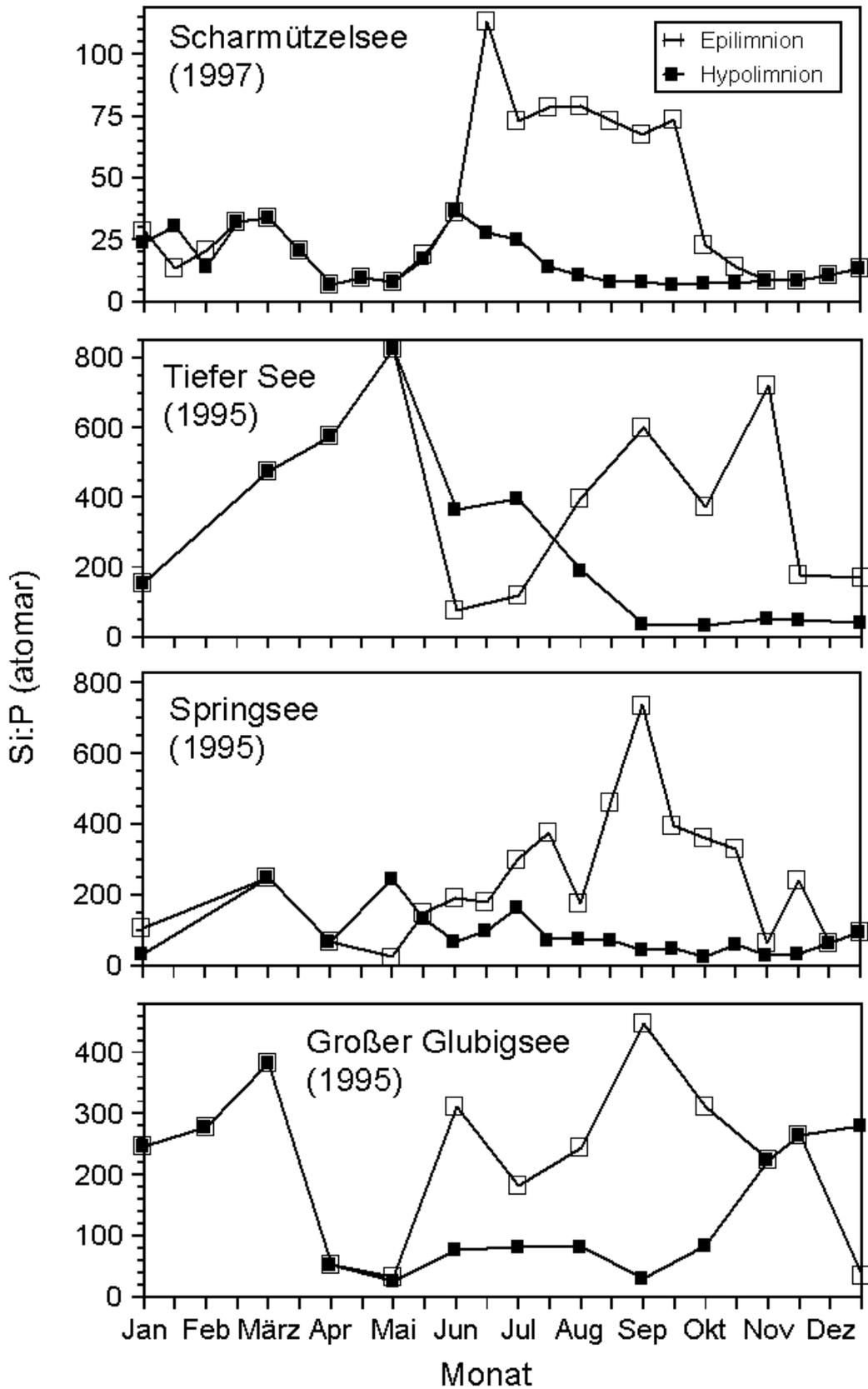


Abbildung 2: Saisonaler Verlauf des epi- und hypolimnischen atomaren Si:P-Verhältnisses (SiO_2 :SRP) an der jeweils tiefsten Stelle der untersuchten Seen für 1997 bzw. 1995. Bei identischem Kurvenverlauf sind die Seen durchmischte.

Die saisonalen Unterschiede des epilimnischen atomaren Si:P Verhältnisses sind im Vergleich der Seen z. T. erheblich (Tab. 2) und weisen auf eine sehr unterschiedliche hypolimnische Bereitstellung (s. u.) bzw. epilimnische Nutzung hin. Obgleich die hier bestimmten Si:P Verhältnisse vergleichbar mit denen anderer Seen sind (z. B. GROVER 1989, TILMAN et al. 1986), sind sie allein weder ein eindeutiger Indikator für die saisonale Algensukzession noch – wie für Flachseen beschrieben – ein Anzeiger für die Entwicklung eines Sees in Richtung Blaualgendominanz und der damit verbundenen Verzögerung der Reaktion auf Lastsenkung (KEATING 1978, GROVER 1989, HARTIKAINEN et al. 1996). So haben Experimente zur Nährstoffkonkurrenz (Si:P, N:P) des Phytoplanktons gezeigt, dass Wechsel in dessen Artdominanz stark temperaturabhängig sind (TILMAN et al. 1986). Bei geringeren Temperaturen (8 – 10 °C) waren die Diatomeen über eine große Spanne des Si:P Verhältnisses (71 – 313, vgl. Tab. 2) dominant und erst bei Si:P < 5 nahm ihre Dominanz deutlich ab. Bei 15 °C wechselte die Dominanz von den Kieselalgen zu den Grünalgen bei einem Si:P Verhältnis von 5 – 70, wohingegen die Cyanobakterien ihre maximale Konkurrenzfähigkeit bei höheren Wassertemperaturen (> 20 °C) erreichten.

Tabelle 2. Mittelwert des epilimnischen atomaren Si:P Verhältnisses (SiO₂:SRP) für 1995 (Springsee, Großer Glubigsee und Tiefer See) und 1997 (Scharmützelsee).

Jahreszeit	Monat	Scharmützelsee n = 6	Springsee n = 4	Gr. Glubigsee n = 3	Tiefer See n = 3
Frühjahr	März – Mai	16	124	157	627
Sommer	Juni – Aug.	76	281	247	198
Herbst	Sept. – Nov.	33	356	312	468
Winter	Dez. – Febr.	20	89	187	162
Jahr		50 ¹⁾	<< 274 ²⁾	≅ 224 ³⁾	< 329 ⁴⁾

1) Januar – Februar, Mai – Oktober; 2) Januar, Mai – November; 3) Mai – Oktober, Dezember, 4) Juni – Dezember. Die Relationszeichen verdeutlichen die Unterschiede bzw. Ähnlichkeiten im Jahresmittel.

In Abb. 3 sind die Vertikalprofile des SRP und SiO₂ zur Sommerstagnation 1999 (vgl. Tab. 4) für die vier untersuchten Seen dargestellt. In allen Seen nimmt die Konzentrationen unterhalb der Sprungschicht sowohl mit der Tiefe als auch über die Zeit deutlich zu. Beispielsweise nimmt die SRP-Konzentration über Grund vom Juli zum September zwischen 110 µg P l⁻¹ (Tiefer See) und 330 µg P l⁻¹ (Gr. Glubigsee) zu, was einer Verdopplung bzw. einer Vervierfachung entspricht. Während sich die SiO₂-Konzentration im Scharmützelsee über Grund verdoppelt (entspricht einer Zunahme um 730 µg Si l⁻¹), erhöht sie sich in den anderen drei Seen um den Faktor 1,3 bis 1,4. Obgleich der Springsee im Juli von allen Seen bereits die höchste SiO₂-Konzentration über Grund aufweist, ist die Zunahme der SiO₂-Konzentration von Juli zum September mit 2350 µg Si l⁻¹ in diesem See am größten (Abb. 3).

Der in allen Fällen signifikante Zusammenhang zwischen der SRP- und Si-Konzentration im hypolimnischen Vertikalprofil im Juli und September (1995 bis 1999) weist auf identische Rücklösungsmechanismen bzw. Akkumulation hin (Tab. 3).

Alle Seen wiesen zwischen 1995 und 1999 ein anoxisches Hypolimnion von unterschiedlicher Dauer während der Sommerstagnation auf (KLEEBERG 2001). Anaerobiose erhöht die Konzentration des SRP im Porenwasser stärker als die des SiO₂ (HARTIKAINEN et al. 1996) und die Konkurrenz von SiO₄⁴⁻ und PO₄³⁻ führt bei erhöhtem SiO₂-Angebot zu einer erhöhten P-Mobilität (TUOMINEN et al. 1998). Wenn dem so ist, weist ein kleines Si:P Verhältnis der Rücklösung (z. B. Scharmützelsee) zum einen auf eine hohe relative P-Mobilität (Tab. 4) und zum anderen auf eine seit dem Frühjahr abnehmende SiRR hin (vgl. Tab. 5 u. 7).

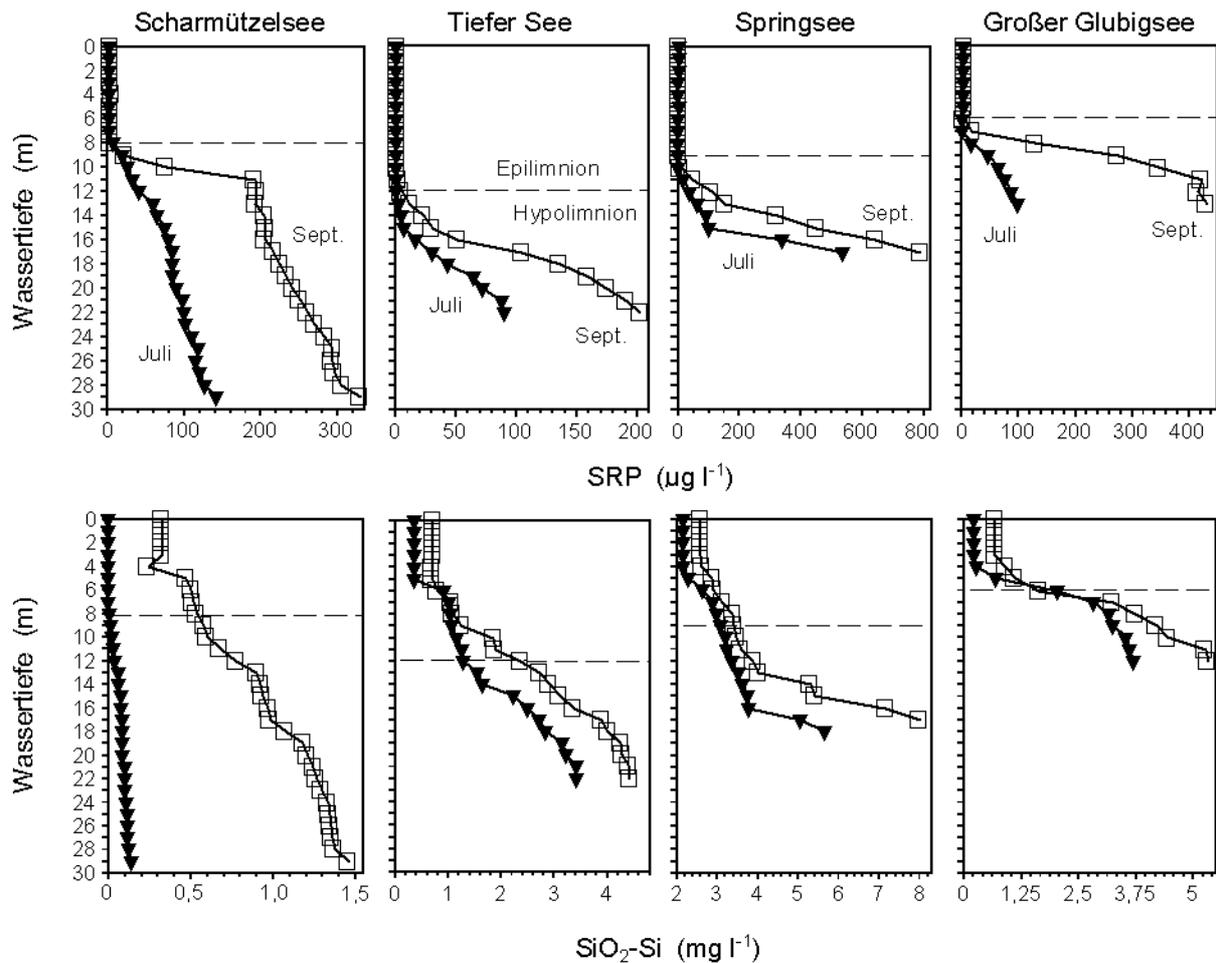


Abbildung 3: Vertikalprofil des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) und des Silikates (SiO_2) zur Sommerstagnation im Juli und September 1999 jeweils an der tiefsten Stelle der untersuchten Seen. Die gestrichelte Linie zeigt die Lage des Metalimnions zur Sommerstagnation.

Tabelle 3: Bestimmtheitsmaß (R^2) der Regression zwischen der SRP- und Si-Konzentration im hypolimnischen Vertikalprofil im Juli und September der Jahre 1995 bis 1999. Wenn nicht anders angegeben (l = logarithmisch, e = exponentiell), handelt es sich um einen linearen Zusammenhang ($p < 0,05$). (n. b. = nicht bestimmt)

Jahr	Scharmützelsee n = 26		Tiefer See n = 16		Springsee n = 14		Großer Glubigsee n = 9	
	Juli	September	Juli	September	Juli	September	Juli	September
	1995	0,923	0,921 ^e	0,634 ^l	0,761 ^l	0,957	0,894	0,941
1996	0,947	0,961 ^e	0,852	0,951	0,928	0,901	0,892	0,760
1997	0,995	0,981	0,975	0,916	0,880	0,949	0,843	0,780
1998	n. b.	0,828 ^e	n. b.	0,915	n. b.	0,867	n. b.	0,948
1999	0,962	0,874 ^e	0,989	0,985	0,809	0,747	0,550	0,824

Tabelle 4: Freisetzungsraten des Silikates (SiO_2) und des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) sowie Mittelwert (Mw) des atomaren Si:P Verhältnisses auf der Grundlage von zwei Vertikalprofilen zur Sommerstagnation für den Scharmützelsee (SCH), den Tiefen See (TIE), den Springsee (SPR) und den Großen Glubigsee (GGL) von 1995 – 1999.

See	Jahr	Zeitraum		Freisetzungsrate [$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$]		Si:P atomar	Mw n = 5
		von	bis	[d]	SiO_2 -Si		
SCH	1995	20.07.	– 14.09.	57	7,76	5,61	1,5
	1996	11.07.	– 19.09.	71	15,84	3,57	4,9
	1997	17.07.	– 04.09.	49	8,85	4,63	2,1
	1998*	28.04.	– 21.09.	146	11,51	2,11	6,0
	1999	05.07.	– 16.09.	73	15,31	4,47	3,8
TIE	1995	12.07.	– 06.09.	56	31,07	0,42	81,9
	1996	18.07.	– 12.09.	57	39,65	1,60	27,4
	1997	21.07.	– 18.09.	59	2,41	1,83	1,5
	1998*	07.07.	– 23.09.	76	21,54	0,77	31,0
	1999	08.07.	– 23.09.	77	28,66	0,92	34,5
SPR	1995	12.07.	– 06.09.	56	34,31	3,31	11,5
	1996	16.07.	– 10.09.	56	35,21	3,05	12,8
	1997	22.07.	– 16.09.	56	18,20	4,15	4,9
	1998*	02.07.	– 15.09.	75	69,70	3,30	23,4
	1999	01.07.	– 21.09.	82	49,78	6,82	8,1
GGL	1995	11.07.	– 05.09.	56	30,18	1,38	24,2
	1996	17.07.	– 03.09.	49	52,89	0,75	78,1
	1997	24.07.	– 15.09.	54	9,02	1,08	9,2
	1998*	02.07.	– 03.09.	63	36,82	1,34	30,4
	1999	30.06.	– 14.09.	76	7,57	1,88	4,5

* 1998 wurde zum ersten Termin in allen Seen kein Vertikalprofil gemessen, d. h. die Daten sind aus Werten vor und/oder nach dem in den anderen Jahren angegeben Juli-Termin inter- und z. T. extrapoliert worden.

Aus den in Tab. 4 berechneten SiRR und PRR wird die für diesen Zeitraum im Hypolimnion akkumulierte Si-Menge der des SRP gegenübergestellt (Abb. 4). Ähnlich wie für die berechneten SiRR bzw. PRR ergibt der Vergleich der Seen bzw. der einzelnen Jahre untereinander keinen Trend einer Zu- oder Abnahme der internen Belastung der Seen.

Unberücksichtigt der externen Si-Zufuhr zum See wurden – unter der Annahme, dass die Abnahme der epilimnischen SiO_2 -Konzentration (Abb. 1) vollständig der Si-Aufnahme durch Kieselalgen und deren Absinken entspricht – Si-Sedimentationsraten berechnet (Tab. 5). Aus der Zunahme des Si-Inhalts des Hypolimnions (Gl. 1), die dem Konzentrationsverlauf in Abb. 1 proportional ist, wurden SiRR berechnet (Tab. 5). Die für April/Mai/Juni – Sept./Okt. berechneten SiRR (Tab. 5) sind, im Vergleich zu denen von Juli – Sept. berechneten (Tab. 4), für den Scharmützelsee 2,1-, den Tiefen See 1,7-, den Springsee 1,8- und den Großen Glubigsee 1,4-fach höher. Die benthische Si-Rücklösung und hypolimnische Si-Akkumulation verläuft demzufolge von der Frühjahrsvollzirkulation bzw. vom Beginn der Sommerstagnation an nicht linear, da aus dem etwa zeitgleichen Si-limitationsbedingten Zusammenbruch der Kieselalgenpopulationen (Maximum der Sedimentation im Mai, Tab. 6) ein großer biogener Si-Anteil offensichtlich relativ schnell zurückgelöst wird, wie die deutliche Zunahme der Si-Konzentration im Vertikalprofil im Mai zeigt (Abb. 5).

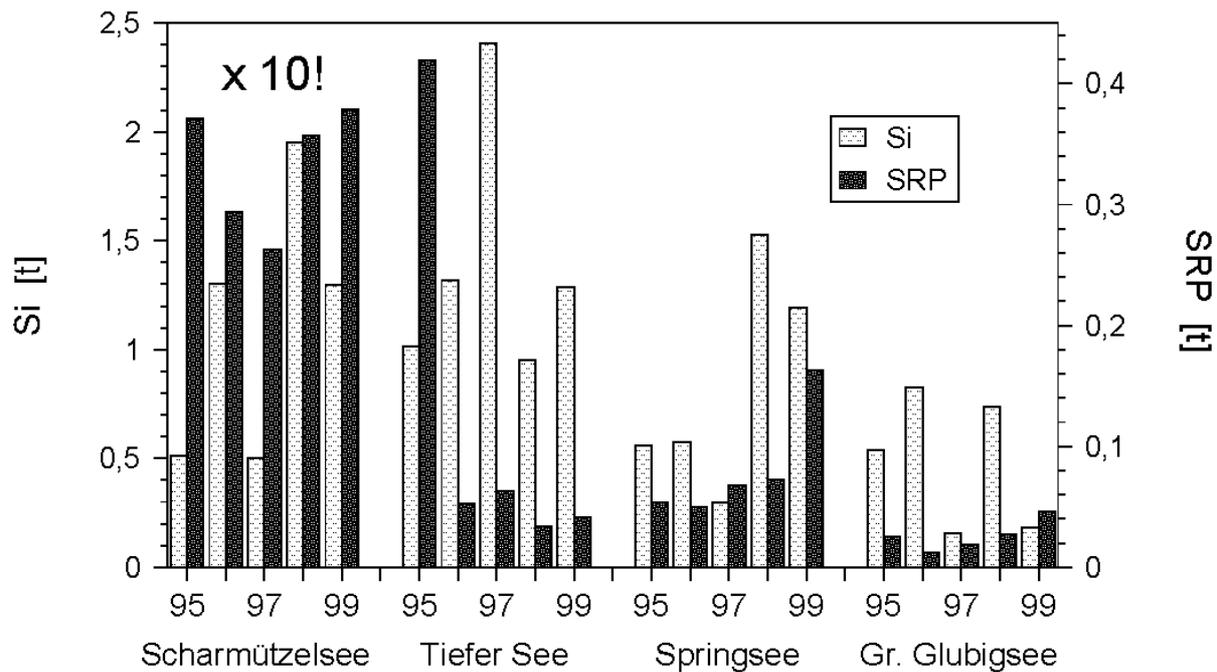


Abbildung 4: Die während der Sommerstagnation i. d. R. zwischen Juli und September (vgl. Tab. 4 und 5) rückgelöste und im Hypolimnion akkumulierte Menge an Silizium (Si) und gelöstem reaktivem Phosphor (SRP). Die Werte für den Scharmützelsee sind mit 10 zu multiplizieren.

Tabelle 5: Epi- und hypolimnische Massenbilanzdaten für den Scharmützelsee (SCH, 1997), den Tiefen See (TIE), den Springsee (SPR) und den Großen Glubigsee (GGL) jeweils für 1995. Si_{See} ist der Si-Inhalt des gesamten Wasserkörpers.

See	Jahr	Si_{See} [t]	epilimnische Si-Sedimentation (Si_{Sed})					
			von ... bis	[d]	[mg Si m ⁻² d ⁻¹]	[t]	[% Si_{See}]	
SCH	1997	112,2	27.02. – 28.04.	60	100,90	70,22	62,6	
TIE	1995	7,55	26.01. – 13.06.	138	66,95	5,38	71,2	
SPR	1995	12,50	26.01. – 03.05.	97	293,77	8,32	66,5	
GGL	1995	7,18	19.01. – 04.05.	105	168,19	5,62	78,2	
See	Jahr	Hypolimnische Si-Rücklösung						
			von ... bis	[d]	[mg Si m ⁻² d ⁻¹]	[t]	[% Si_{See}]	[% Si_{Sed}]
SCH	1997		28.04. – 23.10.	178	18,37	37,92	33,8	54,0
TIE	1995		13.06. – 05.10.	114	52,27	3,47	45,9	64,5
SPR	1995		03.05. – 19.10.	169	60,00	3,00	65,5	36,1
GGL	1995		05.05. – 05.09.	123	21,36	0,84	11,6	54,6**

** Die 0,84 t hypolimnisch rückgelösten SiO_2 entsprechen 14,9 % der epilimnischen Si-Verluste über Sedimentation [% Si_{Sed}]. Da jedoch zur Herbstvollzirkulation im Bilanzzeitraum offensichtlich rückgelöstes SiO_2 ins Epilimnion eingemischt wurde, wurde der prozentuale Anteil des rückgelösten SiO_2 [% Si_{Sed}] über die Zunahme des Si_{See} (4,12 t) korrigiert.

Die aus der epilimnischen Bilanz über 60 Tage ermittelte Si-Sedimentationsrate (Tab. 5, SCH) weicht mit 13 % nur unwesentlich von der mit Sedimentationsfallen (9 m) ermittelten Rate (Tab. 6) ab. Insgesamt wird deutlich, dass mehr als die Hälfte der epilimnischen Si-Verluste (Si_{Sed}) zwischen Jan./Feb. und Apr./Juni durch die Si-Rückführung ausgeglichen werden, die 11,6 – 65,5 % des Si_{See} ausmachen.

Die saisonale Si-Dynamik wird noch einmal in Abb. 5 sichtbar. Der Abnahme der epilimnischen SiO_2 -Konzentration von Mai zum September, bei sich gleichzeitig verringernder Konzentration des partikulären Siliziums (Si_{part}), steht die hypolimnische Akkumulation rückgelösten SiO_2 gegenüber. Im vertikalen Si_{part} -Verlauf im Mai wird deutlich, dass die zunächst noch lebenden Algen aus meta- und hypolimnischen Wasserschichten SiO_2 aufnehmen und zu Boden reißen können (SCHWOERBEL 1984).

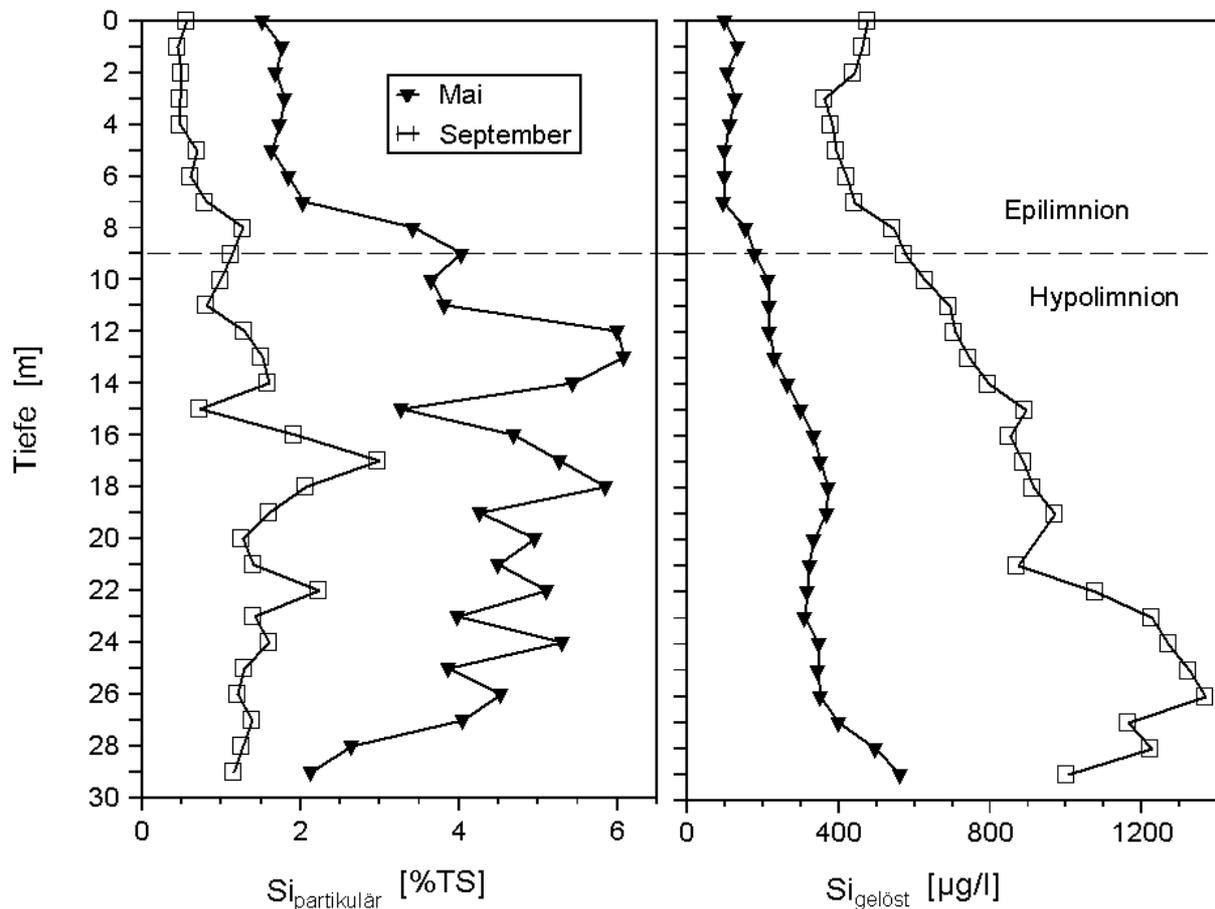


Abbildung 5: Vertikalprofil des partikulären Siliziums (Si_{part}) und des SiO_2 -Si (Si_{gel}) an der tiefsten Stelle des Scharmützelsees bei Wendisch Rietz am 23.05. und 04.09.1997.

Im Scharmützelsee (Tab. 6; Mai, 27 m Falle) sedimentierten hauptsächlich solitäre zentrische Diatomeen verschiedener Größenklassen, geringere Mengen pennater Diatomeen sowie Scenedesmus und Pediastrum spp.. Im Sommer verschob sich diese Artenzusammensetzung zu einem höheren Anteil an feinfädigen Cyanobakterien (KLEEBERG et al. 1998). So wird die Dominanz der gut sedimentierenden Kieselalgen in der rund 10 mal höheren Sedimentationrate im Mai gegenüber September deutlich (Tab. 6). Der Quotient aus dem Si-Flux der 27 m und 9 m Falle ergibt einen Anreicherungsfaktor („Trichtereffekt“ und Si-Aufnahme durch Kieselalgen, s. o.) von 3,1 (Mai) bzw. 2,5 (September).

Tabelle 6: Mittelwert (n = 2) der Sedimentationsrate der Trockensubstanz (TS), des Si-Gehalts des sedimentierenden Materials sowie des daraus resultierenden Si-Fluxes zum Sediment bestimmt über zwei Sedimentationsfallen bei zwei Wassertiefen nach 14 tägiger Fallenexposition am 22.05. und 15.09.1997 an der tiefsten Stelle des Scharmützelsees bei Wendisch Rietz.

Falle	Sedimentationsrate [g TS m ⁻² d ⁻¹]		Si-Gehalt [mg gTS ⁻¹]		Flux [mg Si m ⁻² d ⁻¹]	
	Mai	September	Mai	September	Mai	September
9 m	5,40	1,79	21,5	7,0	116,10	12,53
27 m	8,10	2,07	44,7	14,9	362,07	30,84

Mit einem P-Gehalt des Materials in der 27 m Falle von 2,1 mg gTS⁻¹ (Mai) und 3,8 mg gTS⁻¹ (September) ergibt sich ein atomares Si:P Verhältnis von 23,8 bzw. 4,3. Letzteres stimmt mit dem aus den Si- und P-Freisetzungsraten bestimmten Si:P Verhältnis (Tab. 4, Scharmützelsee) gut überein und ist eine Indiz dafür, dass SiO₂ und SRP in ähnlicher Weise aus dem sedimentierenden Phytoplankton rückgelöst wird. CONLEY & SCHELSKE (1989) stellten fest, dass der benthische Si-Flux von der Konzentration des biogenen Si im obersten Sedimentzentimeter abhängt, und dass die Diffusion aus tieferen Sedimentschichten relativ unbedeutend war (vgl. Abb. 6). Die Entfernung der obersten 2 mm Sedimentschicht (biogener Si-Gehalt ≥ 100 mg gTS⁻¹) verringerte die Si-Freisetzungsraten um 26 – 27 % im Vergleich zum unbehandelten Sediment (CONLEY & SCHELSKE 1989). Zur Prüfung der Frage, ob auch in den untersuchten Seen die Sedimentation der Kieselalgen hauptverantwortlich für die höheren Si-Freisetzungsraten von April/Mai bis Sep./Okt. (Tab. 5) gegenüber denen zwischen Juli und September ermittelten sind (Tab. 4), wurde das Si-Freisetzungspotential des aussinkenden Materials (in Ermangelung der Kenntnis des biogenen Si-Anteils im Sediment) nach Gl. 4 abgeschätzt (Tab. 7).

Tabelle 7: Si-Rücklösungsrate (R_{Si}) für aussinkendes Material im Mai und September 1997 im Scharmützelsee bei Wendisch Rietz über Grund (29 m). Es bedeuten k_{Si} = Geschwindigkeitskonstante bei der Wassertemperatur (T_W), C_{SiSed} = Si-Konzentration des aussinkenden Materials und C_{Si} = in-situ SiO₂-Konzentration.

Datum	T _W [°C]	k _{Si} [10 ⁻² d ⁻¹]	C _{SiSed} ¹⁾ [mgSi gTS ⁻¹]	C _{SiSed} ¹⁾ [10 ³ mgSi m ⁻³]	C _{Si} [mgSi m ⁻³]	R _{Si} [mgSi m ⁻² d ⁻¹]
23.05.97	7,5	4,8	21,4	1103,2	563,1	52,92
04.09.97	8,8	6,5	11,6	598,0	1004,4	38,80

1) Annahme nur oberster Sedimentzentimeter (CONLEY & SCHELSKE 1989); Sediment mit Wassergehalt von 95 % TS und Dichte des Feststoffs von 2,5 g TS cm⁻³.

Die theoretisch maximale R_{Si} (Tab. 7), die rund 3- bis 4-fach höher als die für 1997 über Massebilanz ermittelten SiRR sind (Tab. 4 u. Tab. 5), wird sich saisonal jeweils mit dem relativ schnell abnehmenden Si-Gehalt des aussinkenden bzw. Sedimentmaterials (k_{Si} = 5 – 7 10⁻² d⁻¹) und der ansteigenden SiO₂-Konzentration an der Sediment/Wasser-Kontaktzone (Abb. 5) verringern. So steht einer zunächst hohen Si-Sedimentationsrate (Tab. 5 und 6) eine zunächst hohe SiRR im Frühjahr gegenüber, die sich bei geringerer Si-Sedimentation im Herbst (Tab. 6) in einer geringeren SiRR widerspiegelt (vgl. Tab. 4, 5 u. 7).

Zwischen der SRP- und SiO₂-Konzentration im Frei- und Interstitialwasser (IW) an der Sediment/Wasser-Kontaktzone (Abb. 6) wurde ein hochsignifikanter linearer Zusammenhang festgestellt:

$$\text{SRP [mg l}^{-1}\text{]} = 0,5 \cdot \text{SiO}_2\text{-Si [mg l}^{-1}\text{]} - 0,053; R^2 = 0,962, n = 58, P < 0,001. \quad (\text{Gl. 5})$$

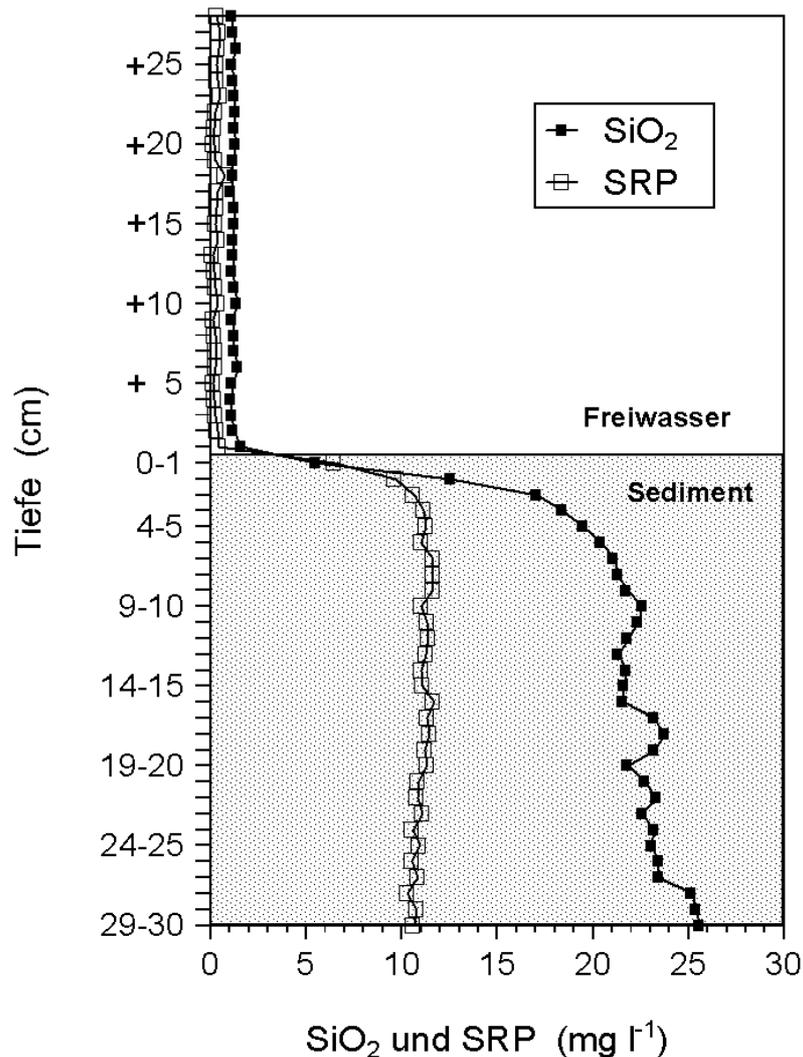


Abbildung 6: Vertikalprofil des Silikates ($\text{SiO}_2\text{-Si}$) und des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) an der Sediment/Wasser-Kontaktzone an der tiefsten Stelle des Scharmützelsees bei Wendisch Rietz am 12.12.1996 nach 14-tägiger Inkubation des in-situ Porenwassersammlers.

Die gegenüber dem IW-SRP doppelt so hohe mittlere IW-Si-Konzentration ($21,4 \pm 3,9 \text{ mg l}^{-1}$) ist ca. 18 mal höher als die des Freiwassers (Abb. 6). Die mit Gl. 2 berechnete mittlere SiRR ($n = 3$, oberste 3 cm) beträgt $17,29 \pm 1,04 \text{ mg Si m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, die PRR $2,32 \pm 0,89 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Das sich daraus ergebende atomare Si:P Verhältnis von 9 zeigt im Vergleich zu denen des Sommers (Tab. 4, Scharmützelsee) keine Übereinstimmung, da der Si-Flux zum Sediment im Winter sehr wahrscheinlich minimal ist.

Die von CONLEY & SCHELSKE (1989) an ungestörten Sedimentkernen bestimmten SiRR (zwischen $63,0 \pm 2,7$ und $282,2 \pm 8,2 \text{ mg Si m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; Mai – Oktober) waren 1 – 10,3 mal höher als die aus IW-Profilen berechneten diffusiven Flüsse. Die höheren und höchsten benthischen SiRR (Tab. 4 u. 5) sind demzufolge unmittelbar an die Si-Nachlieferung (Sedimentation der Kieselalgen) gekoppelt (Tab. 5 u. 7). Ein starker Anstieg in der SiRR, wie er bei $\text{pH} > 7,4$ festgestellt wurde (CONLEY & SCHELSKE 1989, TUOMINEN et al. 1996) dürfte aufgrund der intensiven CO_2 Bildung durch benthische Mineralisierung in den untersuchten Seen keine Rolle spielen. Die in dieser Studie ermittelten SiRR und PRR (vgl. Tab. 4 u. 5) sind denen von Seen weltweit gegenübergestellt (Tab. 8).

Tabelle 8: Minimale und maximale benthische Freisetzungrate des gelösten Silikats (SiO₂-Si) und des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) sowie das atomare Si:P Verhältnis dieser Raten für Seen verschiedener Trophie und Mixis im Vergleich mit den in dieser Arbeit zwischen 1995 und 1999 bestimmten Raten.

See (Region)	Trophie Mixis	Freisetzungsraten [mg m ⁻² d ⁻¹]		Si:P (atomar)	Referenz
		Si	SRP		
Michigan (USA)	mesotr. dimikt.	29,42 – 131,78	----	----	CONLEY et al. (1988) ¹⁾
Grevelingen (Niederlande)	mesotr. dimikt.	32,0 – 275,0	12,0 – 83,0	2,9 – 3,7	KELDERMAN et al. (1988) ²⁾
Saginaw Bucht Huron (USA)	mesotr. dimikt.	35,04 – 74,28	----	----	ULLMAN & ALLER (1989) ³⁾
Nordbytjernet (Norwegen)	oligotr. merom.	54,79	0,88	68,9	HONGVE (1994) ⁴⁾
Jacks See (Kanada)	mesotr. dimikt.	19,2 – 67,2	0,3 – 7,75	9,6 – 70,9	CARIGNAN & LEAN (1991) ³⁾
Aydat (Frankreich)	eutroph dimikt.	13,84 – 16,72	- 3,9 – 8,07	3,9 – 2,3	SARAZIN et al. (1995) ³⁾
Scharmützelsee (Brandenburg)	eutroph dimikt.	7,76 – 18,37	2,11 – 5,61	1,5 – 3,6	vgl. Tab. 4 u. 5
Tiefer See (Brandenburg)	mesotr. dimikt.	2,41 – 52,27	0,42 – 1,83	1,5 – 31,6	vgl. Tab. 4 u. 5
Springsee (Brandenburg)	eutroph dimikt.	18,20 – 69,70	3,05 – 6,82	4,9 – 23,4	vgl. Tab. 4
Gr. Glubigsee (Brandenburg)	eutroph dimikt.	9,02 – 52,89	0,75 – 1,88	4,5 – 78,1	vgl. Tab. 4

1) Sedimentkern-Inkubation bei 6 °C; 2) Salzsee, Mikrophytobenthosmatten, Bell-Jar-Experimente: Minimum im Hell-Kompartiment – Maximum im Dunkel-Kompartiment; 3) Fluxe aus Porenwasserprofilen; 4) Bilanz auf See-Ebene (maximal 253 mg Si m⁻² d⁻¹); interne Si-Last = 20 g Si m⁻² a⁻¹ entspricht 66,7 % der externen Si-Last. 45 % (= 8.100 kg Si) ist Retention

Auch die deutlich höheren benthischen SiRR (5,11 – 810,43 mg Si m⁻² d⁻¹) und PRR (0,89 – 238,68 mg P m⁻² d⁻¹) in verschiedenen Küstengebieten weltweit (BAUDINET et al. 1990) ergeben ein atomares Si:P Verhältnis von 1,0 – 60,9, das mit dem der Seen weltweit (2,9 – 70,9) und dem der Seen des Scharmützelseegebietes (1,5 – 78,1) vergleichbar ist (Tab. 4). Ein atomares Si:P Verhältnis von 60 – 80 (Mehrfachnutzung des SRP) wird offensichtlich nicht überschritten. Wenn sich SiO₂ und SRP in ihrem Rücklösungsverhalten sehr ähnlich sind (Tab. 3), sind größere Schwankungen im Si:P Verhältnis (SiRR:PRR) im Gewässervergleich (Tab. 8), bezogen auf den gleichen bzw. einen relativ kurzen Zeitraum (Tab. 4) offensichtlich auf die verschiedenen Sedimenteigenschaften, d. h. die Verfügbarkeit der Si- bzw. P-Adsorbentien zurückzuführen. Da der Si- bzw. P-Flux zum Sediment (Tab. 6) saisonalen Schwankungen unterliegt, d. h. das „top-down Si:P“ Verhältnis nicht konstant ist, unterliegt das „bottom-up Si:P“ Verhältnis gleichfalls größeren Schwankungen im Jahresmittel (Tab. 9).

Tabelle 9: Mittleres atomares Si:P Verhältnis im Interstitialwasser (IW, Gl. 5), der SiO_2^- und SRP-Rücklösung (RL, Tab. 4), im Hypo- (Abb. 2) und Epilimnion (Tab. 2) der untersuchten Seen. Aus der linearen Zunahme des Si:P Verhältnisses von den benthischen zu den pelagischen Kompartimenten des Sees wurde der Anstieg (a) der jeweiligen Gerade berechnet (R^2 = Bestimmtheitsmaß). Si ist das Jahresmittel der pelagischen SiO_2 -Konzentration, d. h. aus epi- und hypolimnischem Jahresmittel.

See	Benthal		Pelagial		Si [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Anstieg der Gerade		
	IW	RL	Hypol.	Epilim.		a	R^2	$a_{\text{korrr}}^{1)}$
Scharmützelsee	0,5	4	17	50	510	23,2	0,943	55,5
Großer Glubigsee	—	36	95	224	1222 ²⁾	94,2	0,930	94,2
Springsee	—	12	81	274	1135	130,9	0,957	141,0
Tiefer See	—	35	147	329	1025	146,9	0,981	175,1

1) Da $\text{SiO}_2 \gg \text{SRP}$ und um die Veränderungen des Si:P Verhältnisses auf eine gleiche Si-Konzentration im See beziehen zu können, wurde der Anstieg der Geraden (a) für den jeweiligen See (i) auf den Maximalwert²⁾ des Jahresmittels der pelagischen Si-Konzentration (Si) korrigiert: $a_{\text{korrr}} = \text{Si}_{\text{max}}/\text{Si}_i * a_i$.

Im Jahresmittel ist die pelagische SiO_2 -Konzentration (Tab. 9) des Hypolimnions im Großen Glubigsee mathematisch gleich der des Epilimnions (Abb. 1). Im Spring- und Scharmützelsee ist die hypolimnische mit dem 1,1- bis 1,3-fachen nur unwesentlich höher und im Tiefen See etwa doppelt so hoch (1,8) wie die epilimnische (vgl. Abb. 1). Wird das Jahresmittel der Si-Konzentration der vier Seen auf ein Niveau gebracht, wird der Anstieg der Geraden aus dem sich erhöhenden Si:P Verhältnis vom Benthal zum Pelagial (a_{korrr} , Tab. 9) – ungeachtet der realen Unterschiede der Si-Konzentration in den Seen – direkt vergleichbar. Das für alle Seen positive a_{korrr} weist auf identische Mechanismen in der Si- und P-Freisetzung bzw. pelagischen -Nutzung hin. Die deutlichen Unterschiede im a_{korrr} lassen – zunächst ungeachtet einer unterschiedlichen externen Si- bzw. P-Belastung – Aussagen zur relativen P-Mobilität zu. Ein geringes Si:P Verhältnis der Rücklösung (bzw. im IW) weist auf eine hohe P-Mobilität (z. B. Scharmützelsee) hin. Das höhere hypolimnische Si:P Verhältnis zeigt, da gegenüber dem Epilimnion nur vergleichsweise wenig Si bzw. P im Hypolimnion genutzt wird (vgl. Abb. 1), dass im Verhältnis zum Si auf Jahresbasis weniger P rückgeführt wird (Tab. 4). Das hohe epilimnische Si:P Verhältnis (Abb. 1 u. Tab. 9) weist auf eine intensive(re) bzw. mehrfache Nutzung des SRP hin. Das bedeutet im Vergleich der Seen, je größer a_{korrr} – bei gleicher bzw. gewichteter Si-Konzentration – ist, desto geringer ist die relative P-Mobilität und -Verfügbarkeit.

5.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

- Der saisonale Verlauf der epilimnischen SiO_2 -Konzentration deutet für alle Seen, mit einem Minimum im Frühjahr (April/Mai), auf eine Si-Limitation der Bacillariophyceae in diesem Zeitraum hin.
- Das epilimnische atomare Si:P Verhältnis ($\text{SiO}_2:\text{SRP}$) in seinem saisonalen Verlauf allein ist weder ein eindeutiger Indikator für die saisonale Algensukzession noch ein Anzeiger für die generelle Entwicklung eines Sees in Richtung Blaualgendominanz. Vielmehr weisen die saisonalen Unterschiede des Si:P Verhältnisses auf eine sehr unterschiedliche hypolimnische Bereitstellung bzw. epilimnische Nutzung hin.
- Die epilimnischen Si-Verluste (Si_{Sed} , 63 – 78 % Si_{See}) können zu ca. 36 – 64 % Si_{See} aus internen Quellen nach Einmischung zur Herbstvollzirkulation ausgeglichen werden, d. h. einschließlich der externen Si-Zufuhr werden ca. 34 – 88 % Si_{Sed} im Sediment zurückgehalten.

- Die zwischen Juli und September bestimmten SiRR unterschätzen die zwischen April/Mai und September/Oktober berechneten SiRR um das 1,4 bis 2,1-fache. D. h. die hypolimnische Si-Akkumulation verläuft nicht linear und die Si-Rücklösung ist eng an die post-mortale Auflösung der sedimentierten biogenen Si-Verbindungen gekoppelt.
- Aus diesem Grund ist zur besseren Quantifizierung der Si-Rücklösung ein früherer Zeitpunkt der Aufnahme von Si-Vertikalprofilen (April/Mai) erforderlich.
- Die Bestimmung des biogenen Si-Anteils des Oberflächensedimentes in Relation zu dessen jährlichem Zuwachs ist für eine sichere Abschätzung des wiederrückgeführten Si-Anteils notwendig.
- Über den linearen Anstieg des Si:P Verhältnisses vom Benthal zum Pelagial lassen sich Aussagen zur relativen P-Mobilität im Seenvergleich machen. Je größer dieser Anstieg – bei gleicher bzw. gewichteter Si-Konzentration – ist, desto geringer ist die relative P-Mobilität und -Verfügbarkeit.

5.5 Danksagung

Ich möchte I. Henschke und W. Terlinden für die zuverlässige Probenahme, insbesondere bei der Fallenausbringung und -leerung, C. Tahedl und U. Abel für die – oftmals kurzfristig angekündigte – sorgfältig durchgeführte Probenbearbeitung und G. Lippert und T. Hanke für die immer gewissenhafte Analytik recht herzlich danken.

5.6 Literatur

- BAUDINET, D., ALLIOT, E., BERLAN, B., GRENZ, C., PLANTE-CUNY, M.-R., PLANTE, R. & SALEN-PICARD, C. (1990): Incidence of mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment-water interface. *Hydrobiol.* 207: 187-196.
- BERNER, R. A. (1980): *Early Diagenesis - Part I. Theory*, Princeton University Press, Princeton. 241 S.
- CARIGNAN, R. & LEAN, D. R. S. (1991): Regeneration of dissolved substances in a seasonal anoxic lake: The relative importance of processes occurring in the water column and in the sediments. *Limnol. Oceanogr.* 36: 683-707.
- CONLEY, D. G. & SCHELSKE, C. L. (1989): Processes controlling the benthic regeneration and sedimentary accumulation of biogenic silica in Lake Michigan. *Arch. Hydrobiol.* 116: 23-43.
- CONLEY, D. J., QUIGLEY, M. A. & SCHELSKE, C. L. (1988): Silica and phosphorus flux from sediments: importance of internal recycling in Lake Michigan. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1030-1035.
- FURRER, G. & WEHRLI, B. (1996): Microbial reactions, chemical speciation, and multi-component diffusion in porewater of a eutrophic lake. *Geochim. Cosmochim. Acta* 60: 2333-2346.
- GROVER, J. P. (1989): Effects of Si:P supply ratio, supply variability, and selective grazing in the plankton: an experiment with a natural algal and protistan assemblage. *Limnol. Oceanogr.* 34: 349-367.
- HARTIKAINEN, H., PITKÄNEN, M., KAIRESAALO, T. & TUOMINEN, L. (1996): Co-occurrence and potential chemical competition of phosphorus and silicon in lake sediment. *Wat. Res.* 30: 2472-2478.
- HESSLEIN, R. H. (1976): An in situ sampler for close interval pore water studies. *Limnol. Oceanogr.* 21: 912-914.
- HONGVE, D. (1994): Nutrient metabolism (C, N, P and Si) in the trophogenic zone of a meromictic lake. *Hydrobiol.* 277: 17-39.

- KAMATANI, A. & RILEY, J.P. (1979): Rate of dissolution of diatom silica walls in seawater. *Mar. Biol.* 55: 29-35.
- KEATING, K. I. (1978): Blue-green algal inhibition of diatom growth: transition from mesotrophic to eutrophic community structure. *Science* 199: 971-973.
- KELDERMAN, P., LINDOBOOM, H. J. & KLEIN, J. (1988): Light dependent sediment-water exchange of dissolved reactive phosphorus and silicon in a producing microflora mat. *Hydrobiol.* 159: 137-147.
- KLEEBOERG, A. (1998): Saisonale Variabilität der gelösten Nährstoffe Phosphor, Ammonium und Silizium in Flachseen des Dahme-Heidesee- und Scharmützelseegebietes in Brandenburg. In: SCHMITT, M. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Nr. 4): Forschungsergebnisse zur Limnologie von Gewässern im Scharmützelseegebiet und in Bergbaufolgelandschaften. BTUC-AR 5: 95-112.
- KLEEBOERG, A. (2001): Phosphormobilität und -freisetzung in vier dimiktischen Seen Ostbrandenburgs, 1995 – 1999. „Erweiterte Zusammenfassungen“ der Jahrestagung der Deutsch-sprachigen Limnologen - DGL & schweizerische, österreichische und deutsche Sektionen der SIL - 18. – 22.09.2000 in Magdeburg: 452-456.
- KLEEBOERG, A. & SCHUBERT, H. (2000): Vertical gradients in particle distribution and its elemental composition under oxic and anoxic conditions in a eutrophic lake, Scharmützelsee, NE Germany. *Arch. Hydrobiol.* 148: 187-207.
- KLEEBOERG, A., RÜCKER, J. & ZIPPEL, P. (1998): Sedimentation und Zusammensetzung von partikulärem organischen Material im tiefen, eutrophen Scharmützelsee (Brandenburg). „Erweiterte Zusammenfassungen“ der Jahrestagung der Deutsch-sprachigen Limnologen - DGL & schweizerische, österreichische und deutsche Sektionen der SIL - 22.-26.09.1997 Frankfurt/M.: 447-451.
- LI, Y.-H. & GREGORY, S. (1974): Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 38: 703-714.
- MÜLLER, U. (1977): Stoffhaushalt, Phytoplankton und Primärproduktion in drei ostholsteinischen Seen unterschiedlichen Trophiegrades. Diss. Univ. Kiel.
- PERELMAN, W. I. (1956): Taschenbuch der Chemie. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften Berlin, 580 S.
- SARAZIN, G., GAILLARD, J.-F., PHILIPPE, L. & RABOUILLE, C. (1995): Organic matter mineralization in the pore water of a eutrophic lake (Aydat Lake, Puy de Dome, France). *Hydrobiol.* 315: 95-118.
- SCHELSKE, C. L., EADIE, B. J. & KRAUSSE, G. L. (1984): Measured and predicted fluxes of biogenic silica in Lake Michigan. *Limnol. Oceanogr.* 29: 99-110.
- SCHELSKE, C. L., STOERMER, E. F., FAHNENSTIEL, G. L. & HAIBACH, M. (1986): Phosphorus enrichment, silica utilization, and biogeochemical silica depletion in the Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 407-415.
- SCHMITT, M. & NIXDORF, B. (1999): Spring phytoplankton dynamics in a shallow lake. *Hydrobiol.* 408/409: 269-276.
- SCHWOERBEL, J. (1984): Einführung in die Limnologie. VEB Gustav Fischer Verlag Jena. 233 S.
- TILMAN, D., KIESLING, R., STERNER, R., KILHAM, S. S. & JOHNSON, F. A. (1986): Green, bluegreen and diatom algae: taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. *Arch. Hydrobiol.* 106: 473-485.
- TUOMINEN, L., KAIRESALO, T., HARTIKAINEN, H. & TALLBERG, P. (1996): Nutrient fluxes and microbial activity in sediment enriched with settled seston. *Hydrobiol.* 335: 19-31.
- TUOMINEN, L., HARTIKAINEN, H., KAIRESALO, T. & TALLBERG, P. (1998): Increased bioavailability of sediment phosphorus due to silicate enrichment. *Wat. Res.* 32: 2001-2008.

- ULLMAN, W. & ALLER, R. C. (1989): Nutrient release rates from the sediments of Saginaw Bay, Lake Huron. *Hydrobiol.* 171: 127-140.
- WIEDNER, C. (1999): Toxische und nicht-toxische Cyanobakterien in Gewässern der Scharmützelseeregion: ihr Vorkommen in Gewässern unterschiedlicher Trophie und Morphometrie und Steuermechanismen ihrer Dynamik in polymiktischen Flachseen. Diss., BTU Cottbus, Fakultät für Umwelt und Verfahrenswissenschaften, 131 S.
- WOLLAST, R. & GARRELS, R. M. (1971): Diffusion coefficient of silica in seawater. *Nature* 229: 94.

6 Wasser- und Sedimentqualität der Talsperre Spremberg

Majana Heidenreich & Andreas Kleeberg

Water and sediment quality of the Spremberg Reservoir

Abstract

The in a long-term trend decreasing concentration of iron (Fe) in the River Spree and in the Spremberg Reservoir reflects the decline in the amount of transferred dewatered ground water from the open cast lignite mining. Fe and phosphorus (P) are retained in a high degree in the reservoir. However, the retention efficiency in the longitudinal section is due to the morphology very different. The relative ‚surplus‘ in Fe, the most important P-binding partner, accounts for the high P-retention of the sediments. Favoured by the short water residence time of the reservoir and the relative high P-retention capacity of its sediments the current reduction in external P-loading have a relatively fast positive effect on the water quality of the reservoir.

Kurzfassung

Die im langjährigen Trend abnehmende Konzentration des Eisens (Fe) in der Spree und in der Talsperre Spremberg spiegelt den Rückgang der Menge übergeleiteter Sumpfungswässer aus dem Braunkohletagebau wider. Fe und Phosphor (P) werden in hohem Maße in der Talsperre, jedoch im Längsschnitt aufgrund ihrer Morphologie mit sehr unterschiedlicher Effizienz, zurückgehalten. Der relative „Überschuss“ an Fe im Sediment, dem wichtigsten P-Bindungspartner, erklärt die hohe P-Retention der Talsperre. Begünstigt durch eine kurze Wasser-aufenthaltszeit der Talsperre und das relativ hohe P-Rückhaltevermögen ihrer Sedimente wirkt sich die derzeitige Senkung der externen P-Last relativ schnell positiv auf die Wassergüte der Talsperre aus.

6.1 Einleitung

Im Rahmen eines vom BMBF geförderten Projektverbundes zur „Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spree“ wird die südlich von Cottbus und im Spreeverlauf gelegene Talsperre Spremberg seit Januar 2000 untersucht. Hintergrund sind die tiefgreifenden Veränderungen im Wasserhaushalt des Spree-Einzugsgebietes durch den jahrzehntelangen Braunkohletagebau. In den Jahren der Förderung wurde der Durchfluss der Spree zum einen durch das abgepumpte und danach übergeleitete Grundwasser künstlich erhöht. Zum anderen entstand ein riesiger Grundwasser-Absenkungstrichter. Nach der drastischen Reduzierung der Braunkohleförderung seit Anfang der 90er Jahre ergibt sich für die Region ein riesiges Wasserdefizit, dessen Folgen für den Naturraum und die Nutzer, insbesondere im Unterlauf der Spree, analysiert und vorhergesagt werden sollen.

Die Talsperre Spremberg ist seit ihrer Inbetriebnahme aus verschiedener Sicht untersucht worden. RICHTER (1971) charakterisierte die Vegetationsverhältnisse an der Talsperre in den ersten Jahren ihres Bestehens (1965-1969). Es wurden Möglichkeiten eines natürlichen Verbaus als Erosionsschutz bewertet und u. a. Bodenprofile an verschiedenen Standorten

aufgenommen. Eine Sondierung der Beckensohle an 122 Punkten wurde zur Bestimmung der Sedimentmächtigkeiten und der Kolmationsverhältnisse von BEYER (1981) durchgeführt. Ab 1972 liegen Daten zu Wasserqualität vor. Eine regelmäßige Beprobung der Talsperre (2-6 mal jährlich) durch die staatlichen Ämter erfolgt seit 1982. Gegenstand laufender Untersuchungen ist der Nachweis des Einflusses des Braunkohletagebaus auf das Fluss-Seen-System der Spree, z. B. anhand von Sedimenteigenschaften, und die Abschätzung möglicher Gefährdungspotentiale für die Güteentwicklung (HEIDENREICH et al. 2001). Anliegen dieses Beitrages ist es, langjährige Veränderungen in der Wasser- und Sedimentqualität darzustellen und den Einfluss der Sedimente auf die Wasserqualität in der Talsperre Spremberg unter sich verändernden Randbedingungen abzuschätzen.

6.2 Untersuchungsgebiet und Methoden

6.2.1 Untersuchungsgebiet

Die Talsperre Spremberg liegt südlich von Cottbus und wurde nach siebenjähriger Bauzeit 1965 in Betrieb genommen. Heute dient die Talsperre dem Hochwasserschutz, der Aufhöhung des Niedrigwasserabflusses und der Naherholung (LUA 1998). Die Vorsperre Bühlow hat die Aufgabe, Wasserspiegelschwankungen im Stauwurzelbereich auszugleichen und Geschiebe zurückzuhalten. Anhand der Gütedaten von 1988 bis 1997 wurde die Talsperre Spremberg als eutrophes Gewässer eingestuft (LUA 1998).

Das Speicherbecken der Talsperre ist ein Flachlandspeicher und liegt in einem Durchbruchstal der Spree durch den Niederlausitzer Grenzwall. Der 3,7 km lange Erdstaudamm staut den Fluss hier auf einer Länge von 8 km an. Die Talsperre ist fast durchgängig von Kiefernwald umgeben. Nur am Ostufer gibt es kleinere Bestände an Laubmischwald. Bei den eingestauten Flächen handelte es sich ehemals um Wald, Wiesen und Äcker. Der Wald wurde abgeholzt. Ein Abtrag des Mutterbodens erfolgte nicht. In Tab. 1 sind Kenngrößen der Talsperre zusammengestellt.

Tab. 1: Kenngrößen der Talsperre Spremberg (N 51,4° , O 14,4°)

Einzugsgebiet	2239	km ²
Höchststau	94,15	m ü. NN
Stauziel (Dauerstau)	92,00	m ü. NN
Absenkziel	88,00	m ü. NN
Gesamtstauraum bei Stauziel	23,7	hm ³
Mittlerer Abfluss (1990-1999)	14,1	m ³ s ⁻¹
Theoretische Verweilzeit (1990-1999)	19,5	d
Fläche bei Höchststau	990	ha
Fläche bei Dauerstau	675	ha
Maximale Wassertiefe	8	m

Der mineralische Untergrund der Talsperre besteht aus kiesigen Sanden. Das Ostufer ist durch sandige Steilhänge und Strände charakterisiert. Intensiver Wellenschlag durch die vorherrschenden Westwinde verhindert die Ablagerung von organischen Sedimenten. Das stärker gegliederte Westufer hat eine geringe Geländeneigung und Wassertiefe, ist neben den vorgelegerten kleinen Inseln mit üppiger Buschvegetation stark gegliedert und stellenweise versumpft. Stärkere Ufererosion tritt nur im Abschnitt vom Staudamm bis zum Zufluss des Hüh-

nerwassers auf (BEYER 1981). Um an diesem Abschnitt weitere Uferabbrüche zu verhindern, wurden im Herbst 2000 Böschungssanierungen durchgeführt.

6.2.2 Wasseranalytik

Seit Januar 2000 wird die Talsperre monatlich auch durch den Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus beprobt. Temperatur, O₂-Konzentration und pH-Wert wurden mit einer Multiparametersonde gemessen (H20[®], Hydrolab). Ammonium (NH₄⁺) und Nitrat (NO₃⁻) wurden nach Filtration (0,45 µm) entsprechend der DIN spektrometrisch bestimmt (Segmentes Flow Analysis, Perstop Analytical). Die Konzentrationen an Sulfat (SO₄²⁻) wurden mit Ionenchromatographie (DX-100, DIONEX) im Zentralen Analytischen Labor der BTU Cottbus bestimmt. Die Daten für die Parameter Gesamtphosphor (TP), Gesamteisen (TFe), Ca und Mg stellte uns das LUA zur Verfügung.

6.2.3 Sedimentuntersuchungen

Im Frühjahr 2000 wurden im Längsschnitt durch die Talsperre Sedimentkerne mit einer maximalen Länge von 40 cm entnommen (Sedimentstecher, UWITEC[®]). Es wurden die Trockensubstanz (105 °C, 24 h), der organische Gehalt (550 °C, 3 h) und der gesamte anorganische Kohlenstoff (TIC; 900 °C, 3 h) bestimmt. Aus gemörserten Teilproben der Trockensubstanz wurde die Konzentration des TP (GÄCHTER et al. 1992) und des TFe mittels energiedispersiver Röntgen-Fluoreszenz-Analyse (Spectrace 5000, TRACOR) gemessen.

Im Bereich der Stauwurzel wurden am 29.05.2000 nach 14-tägiger Inkubation eines in-situ Porenwassersammlers (Peeper) Konzentrationsprofile des gelösten reaktiven Phosphors (SRP), SO₄²⁻, Fe, Mn, NO₃⁻, NH₄⁺ an der Sediment/Wasser-Kontaktzone aufgenommen. Um Aussagen zu den P-Bindungsformen im Sediment und deren Mobilisierungspotential machen zu können, wurden 1-1,5 g Frischsediment einzelner Sedimenthorizonte einer sequentiellen P-Extraktion (in Doppelbestimmung) unterzogen (Tab. 2).

6.3 Ergebnisse und Diskussion

6.3.1 Wasserqualität

Durch die geringe Verweilzeit (Tab. 1) und ihre Morphologie ist die Talsperre nur schwer mit natürlichen Standgewässern zu vergleichen. Änderungen im Einzugsgebiet wirken sich schnell auf die Wasserbeschaffenheit der Talsperre aus. Insgesamt hat sich diese in den letzten 10 Jahren durch den Rückgang der Einleitung kommunaler und industrieller Abwässer deutlich verbessert. Zusätzlich weist eine Vielzahl von Parametern im Längsschnitt von der Stauwurzel bis zur Staudamm einen ausgeprägten Gradienten auf.

Die Nitrat- und vor allem die Ammonium-Konzentrationen sind seit Bestehen der Talsperre kontinuierlich gesunken (Abb. 1 A). Aber erst seit den 90er Jahren liegt die NH₄⁺ Konzentration dauerhaft in einem Bereich von 0-5 mg N l⁻¹, der für unbeeinflusste Gewässer typisch ist (WETZEL 1983). Haupteintragspfad für Nitrat ist der Zufluss zur Talsperre. Das Konzentrationsmaximum im März 2000 war Folge eines Frühjahrshochwassers (Abb. 1 B). Durch die Denitrifikation nimmt die NH₄⁺ Konzentration beim Durchfließen der Talsperre ab. (Abb. 1 B). Ammonium entsteht hauptsächlich durch den Abbau von Biomasse. Das NH₄⁺

Maximum im Mai im Zuflussbereich ist zum großen Teil auf den Zusammenbruch der Phytoplankton-Population vom Frühjahr zurückzuführen. Das Chl a Maximum im April betrug $45 \mu\text{g l}^{-1}$ (Abb. 2 B).

Tab. 2: Verwendetes Schema der sequentiellen Extraktion anorganischer und organischer P-Verbindungen im Sediment (PSENNER et al. 1984, modifiziert).

Term	Extraktionsmittel	Zeit	Erwartete Bindungsform
NH₄Cl-P	0,1 M NH ₄ Cl	0,5 h	SRP/ NRP Porenwasser P, locker adsorbiert an Oberflächen, unmittelbar verfügbarer P
BD-P	0,11 M Bicarbonat /Dithionit	1 h	SRP redox-sensitiver P, hauptsächlich gebunden an Fe-Hydroxide, Mn-Verbindungen NRP organischer P
NaOH-P	1 M NaOH	16 h	SRP P gebunden an Metalloxide, hauptsächlich der des Al und Fe, austauschbar gegen OH ⁻ , anorganische P-Verbindungen löslich in Basen NRP P in Mikroorganismen einschließlich Poly-P, organischer P in Detritus, P gebunden an Huminstoffen
HCl-P	0,5 M HCl	16 h	SRP P gebunden an Karbonate und apatitischer P, Spuren von hydrolisiertem organischen P NRP organischer P
Pr			Pr organischer und anderer refraktärer P = TP – NH ₄ Cl-P – BD-P – NaOH-P – HCl-P
TP	0,5 M HCl	2 h	TP Gesamtphosphor des Sedimentes bzw. der Fraktion, (Druckaufschluss, K ₂ S ₂ O ₈ , 120 °C)

* Der nichtreaktive (organisch gebundene) Phosphor (NRP) einer Fraktion ergibt sich aus der Differenz des Gesamtphosphors (TP) und dem gelösten reaktiven Phosphor (SRP) einer Fraktion, d. h. $\text{NRP} = \text{TP} - \text{SRP}$.

In Folge des langjährigen Rückgangs der Nährstoffbelastung weisen auch die Chlorophyll a Konzentrationen einen abnehmenden Trend auf (Abb. 2 A). Das Jahresmittel der Chlorophyll a Konzentration betrug 2000 $18 \mu\text{g l}^{-1}$ im Zuflussbereich und $7 \mu\text{g l}^{-1}$ am Staudamm. Die saisonale Dynamik des Phytoplanktons ist am Zufluss und vor dem Staudamm sehr unterschiedlich (Abb. 2 B). Im Zuflussbereich wird der Einfluss der Spree dominant sein, während die Entwicklung des Phytoplanktons vor dem Staudamm vom geringen Nährstoffangebot bestimmt wird ($\text{TP} = 43 \mu\text{g l}^{-1}$, $\text{TN} = 3,6 \text{ mg l}^{-1}$ im Jahr 2000).

Von besonderer Bedeutung für die Wasserqualität und speziell für den P-Haushalt ist der überdurchschnittliche Eintrag von Eisen über die Spree aus dem Braunkohletagebau. Durch den allgemeinen Rückgang der Grubenwassereinleitungen von über $15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ vor 1990 auf rund $7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in den 90er Jahren kam es zu einer Abnahme der Fe-Konzentration von rund 4 mg l^{-1} auf $1,5 \text{ mg l}^{-1}$ im Zufluss der Talsperre (Abb. 3 A). Die abnehmende Fe-Konzentration in Fließrichtung ist – bei sinkender Schleppekraft der Spree – auf die Sedimentation partikulärer Fe- und Fe(III)-Verbindungen zurückzuführen. Die Abnahme der TP-Konzentration innerhalb der Talsperre ist neben dem Einbau in die Biomasse und deren Aussinken, vor allem durch die Kosedimentation mit Eisen zu erklären (Abb. 3 B). In der zeitlichen Abnahme der TP-Zuflusskonzentrationen von ehemals rund $260 \mu\text{g l}^{-1}$ auf rund $86 \mu\text{g l}^{-1}$ 2000 spiegelt sich die verringerte externe Belastung, v. a. die P-Eliminierung in den neu gebauten Kläranlagen, wider.

Die verbesserte Wasserqualität drückt sich auch in einer Zunahme der Sichttiefe aus. Die mittlere Sichttiefe vor dem Staudamm betrug in den letzten zwei Jahren 1,8 m – von 1971 bis 1998 nur 1,1 m. Durch die über große Flächen geringe Tiefe ist die Talsperre polymiktisch, und Temperaturschichtungen treten nur kurzfristig bei länger anhaltenden hochsommerlichen Wetterlagen auf, wie zum Beispiel im Juni 2000. Dadurch sank vor der Staumauer die O₂-Konzentration 0,5 m über Grund auf 3,42 mg O₂ l⁻¹ (Abb. 4). In allen anderen Monaten lag hier die O₂-Konzentration nicht unter 6 mg l⁻¹. An der Stauwurzel sank die O₂-Konzentration über Grund nicht unter 7 mg l⁻¹. Das Wasser vor der Staumauer hatte im Mittel einen pH-Wert von 7,6 (1971-2000) mit steigender Tendenz.

Interessant ist die Zunahme der Konzentrationen von Ca, Mg und SO₄²⁻ (Abb. 5). Die Ca- und SO₄²⁻ Konzentrationen haben den gleichen Anstieg. Obwohl für SO₄²⁻ eine Abnahme der Konzentration infolge der sinkenden Grubenwassereinleitungen prognostiziert wird, ist genau das Gegenteil der Fall. In den 80er Jahren mit einer hohen bergbaulichen Aktivität war die SO₄²⁻-Konzentration minimal (168 mg l⁻¹, n = 21). Seit Anfang der 90er Jahre nehmen nun die Konzentrationen wieder zu und erreichten 2000 einen Jahresmittelwert von 240 mg l⁻¹ (n = 8). Ursache dafür sollen die wieder in den letzten Jahren angestiegenen Grubenwasserüberleitungen aus den in der Nähe der Talsperre liegenden Gruben Welzow-Süd und Nochten sein. Die zunehmenden Ca- Konzentrationen sind auf die Kalkung dieser Grubenwässer zur Enteisung zurückzuführen (RECHENBERGER 2001).

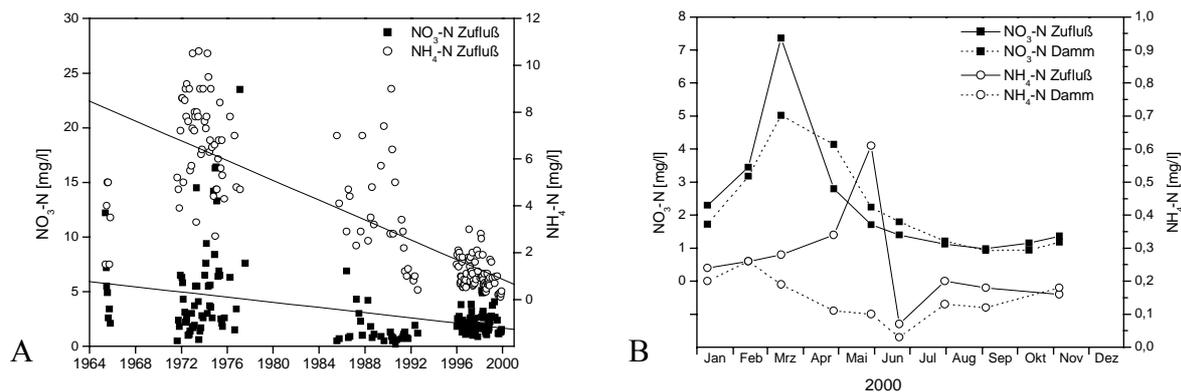


Abb. 1: Zeitreihen mit Trend (A) und Terminwerte für 2000 (B) der NO₃⁻ und NH₄⁺ Konzentrationen am Zufluss und Staudamm der Talsperre Spremberg

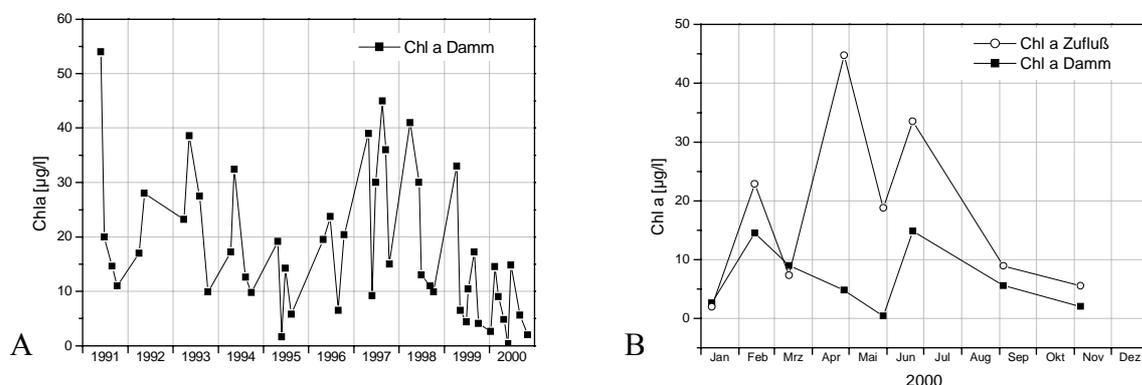


Abb. 2: Terminwerte der Chlorophyll a Konzentration von 1991 bis 2000 vor dem Staudamm (A) und Jahrgang der Chlorophyll a Konzentrationen aus dem Jahr 2000 (B)

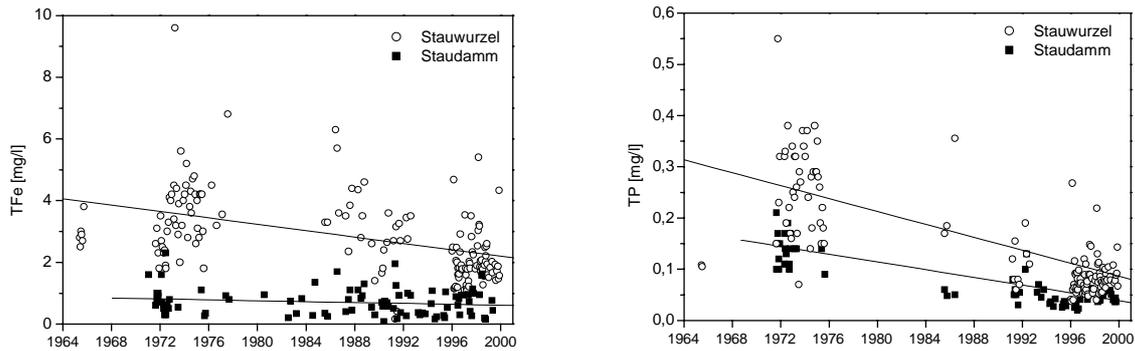


Abb. 3: Terminwerte und Trends der Konzentrationen von TFe (A) und TP (B) an der Stauwurzel und am Staudamm der Talsperre Spremberg von 1964 bis 2000

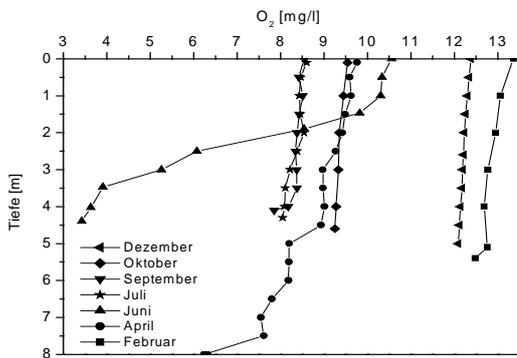


Abb. 4: Profile der O₂-Konzentration vor dem Staudamm im Jahr 2000

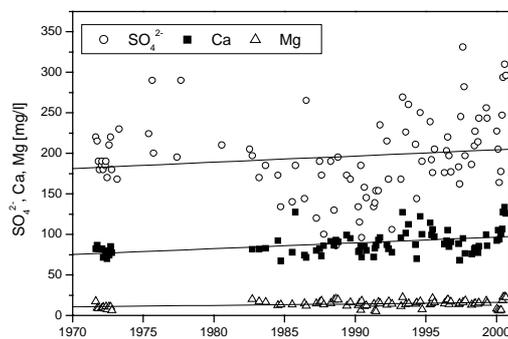


Abb. 5: Terminwerte und Trends der SO₄²⁻, Ca und Mg-Konzentration vor dem Staudamm der Talsperre Spremberg

6.3.2 Sedimentqualität

Der größte Teil der Sedimentfracht wird bereits in der Vorsperre Bühlow zurückgehalten. Im Längsschnitt der Talsperre Spremberg sind die Sedimente hinsichtlich ihrer Trockensubstanz (TS) und organischen Gehalts sehr heterogen (Abb. 6).

Die Hauptsedimentationszone für allochthones und autochthones Material ist der südliche Beckenbereich, wo sich durch das Aufweiten der Talsperre die Fließgeschwindigkeit verringert. Ein prädestinierter Sedimentationsraum scheint das auch noch nach 35 Jahren Betrieb der Talsperre stark eingetiefte Flussbett der Spree (Probenahmestelle 10) mit Sedimentmächtigkeiten von rund 1 m (BEYER 1981) zu sein. Dort sind die Gehalte an organischer Substanz am höchsten (Abb. 6). Gleichzeitig wird ein bedeutender Anteil des importierten Eisens und Phosphors zurückgehalten. Die Sedimente weisen 10 bis 20 % Eisen und 0,5 % Phosphor in der Trockensubstanz auf (Tab. 3). Die Aggregate der regelmäßig trockenfallenden Sedimente sind mit rostbraunen Eisenoxiden überzogen.

Der mittlere Bereich der Talsperre wird vorrangig von sandigen Sedimenten geprägt. Eine Verengung des Talsperrenquerschnitts in diesem Bereich führt zu einer erhöhten Fließgeschwindigkeit. Die Retention organischen Materials ist gering und die Konzentrationen an organischer Substanz (2 %TS), Eisen und Phosphor sind minimal (Abb. 6, Tab. 3). Vor dem Staudamm kann wieder feineres Material sedimentieren. Die Sedimentmächtigkeiten betragen

jedoch maximal 50 cm (BEYER 1981). Die Konzentrationen an organischer Substanz (16 %TS), Eisen und Phosphor sind wieder höher (Abb. 6, Tab. 3).

Um das P-Bindungspotential des Sedimentes abzuschätzen, wurde das Fe/P-Verhältnis [mg/mg] berechnet (Tab. 3). Es ist mit 38 bis 99 sehr hoch. SCHEFFER (1998) gibt als Richtwert für eine mehr oder weniger dauerhafte P-Festlegung ein Fe/P-Verhältnis von 10 an. Das würde bedeuten, dass die Sedimente der Talsperre in der Lage sind den Phosphor nicht nur dauerhaft zu binden, sondern, dass rein stöchiometrisch die P-Bindungskapazität noch nicht erschöpft ist.

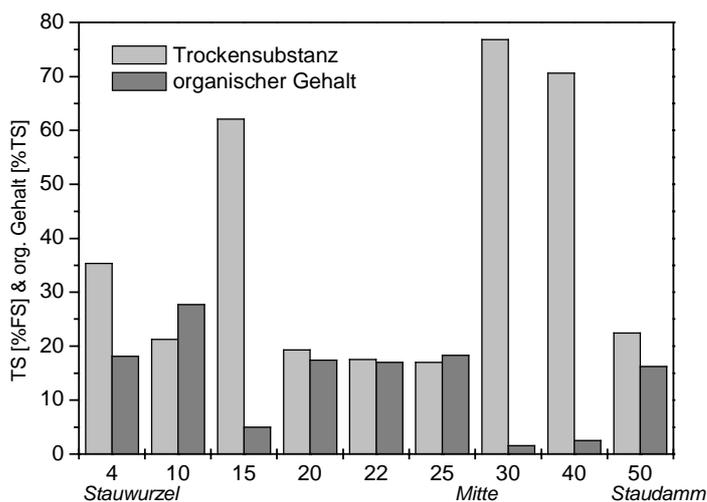


Abb. 6: Mittelwerte für TS und organischen Gehalt der obersten 10 cm (n = 11) im Längsschnitt durch die Talsperre Spremberg von der Stauwurzel (4) bis vor den Staudamm (50).

Tab. 3: Mittlere Phosphor- und Eisenkonzentration sowie das Eisen/Phosphor-Verhältnis des Sedimentes (oberste 10 cm, n = 11) für verschiedene Probenahmepunkte im Längsschnitt der Talsperre Spremberg 2000 (s. Abb. 6).

Probenahmepunkt	TFe [mg gTS ⁻¹]	TP [mg gTS ⁻¹]	Fe/P [mg/mg]
10 (Stauwurzel)	179,2	4,7	38
40 (mittlerer Bereich)	33,4	0,4	99
50 (Staudamm)	128,4	2,7	49

Die Ergebnisse der P-Fraktionierung (Abb. 7) stützen die Annahme, dass das Sediment ein sehr hohes P-Bindungspotential besitzt. Der schwach adsorbierte und im Interstitialwasser gelöste Phosphor der NH₄Cl-Fraktion nahm im Mittel nur einen Anteil von 0,2 %TP ein (in Abb. 7 unberücksichtigt). Der reduktiv-lösliche BD-SRP betrug rund 1 mg P g TS⁻¹. Prozentual nahm er bis in eine Tiefe von 3 cm zu, danach ab. Der Anteil organischer P-Verbindungen an der BD-Fraktion konnte aufgrund methodischer Schwierigkeiten nicht bestimmt werden. Bei der Bestimmung des TP im BD- und HCl-Extrakt bildete sich nach dem Aufschluss der Extrakte im Autoklaven ein orange-farbener Niederschlag durch die Oxidation von Eisen, das vor allem in diesen beiden Fraktionen gelöst wurde. Eine photometrische Bestimmung der Phosphatkonzentration war dadurch nicht möglich. Der NaOH-SRP hatte einen mittleren Anteil von 47 %TP. Diese Fraktion nahm ebenso wie TP, Fe und Al ab 7 cm Tiefe stark zu. Damit hat der schwerer zu mobilisierende SRP der NaOH-Fraktion einen höheren Anteil als der redoxsensitive Phosphor der BD-Fraktion. Der NaOH-NRP betrug in den oberen 5 cm

rund 5 %TP. Danach nahm er auf unter 0,6 %TP ab. Die HCl Fraktion, die Apatit-P und carbonatisch gebundenen P beinhaltet, hatte einen SRP-Anteil von 12 %TP und nahm ebenfalls wie der NaOH-SRP ab einer Tiefe von 7 cm zu. Der nichtreaktive Phosphor konnte aus den selben Gründen wie bei der BD-Fraktion nicht bestimmt werden. Die refraktären P-Verbindungen (Pr) machten relativ konstant 7 % am TP aus.

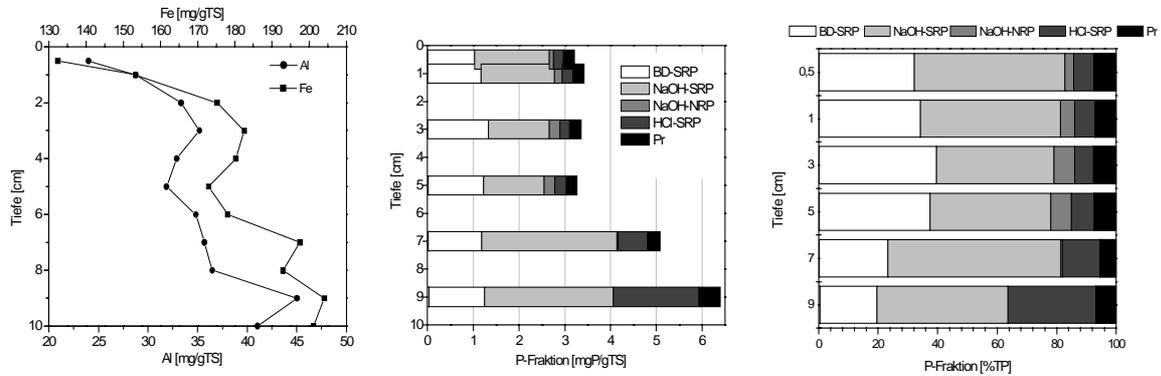


Abb. 7: Vertikalprofil der Fe- und Al-Konzentration und Ergebnis der P-Fraktionierung für eine Sedimentprobe vom 31.07.2000 aus dem Stauwurzelbereich der Talsperre Spremberg

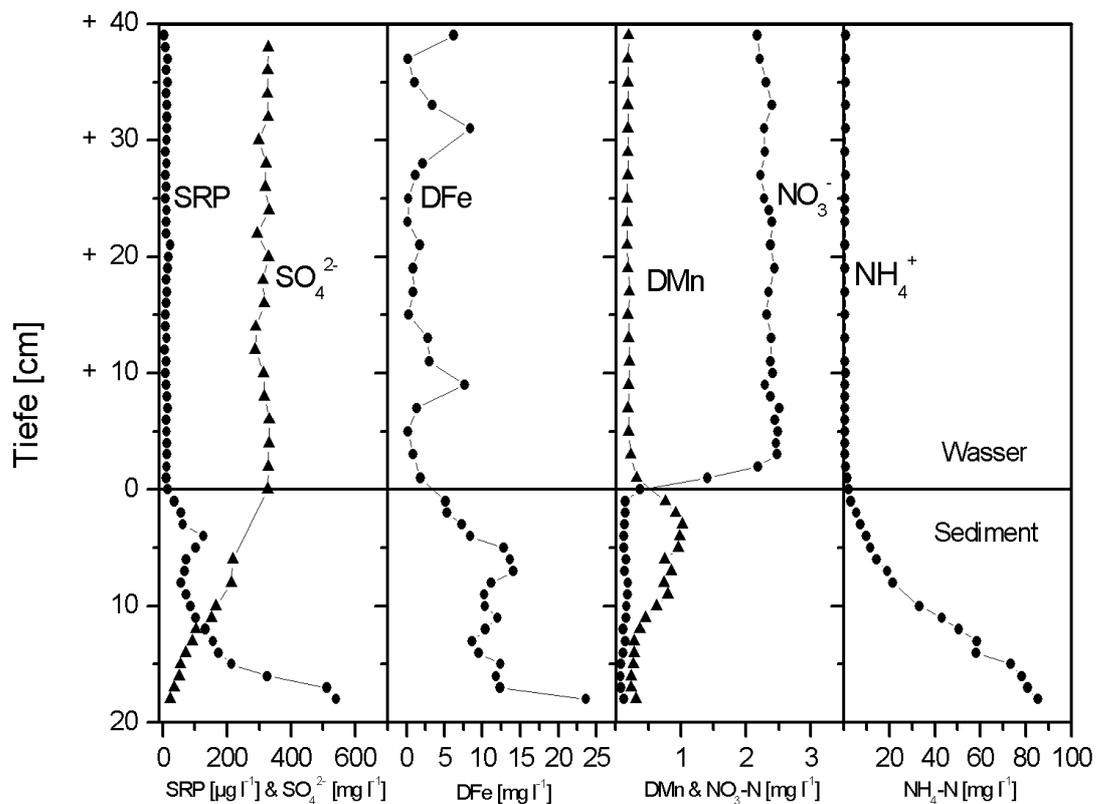


Abb. 8: In-situ Vertikalprofile der Konzentration von SRP, SO_4^{2-} , Fe, Mn, NO_3^- , NH_4^+ an der Sediment-Wasser-Kontaktzone im Stauwurzelbereich vom 29.05.2000

Ein weiteres Indiz für das hohe P-Bindungsvermögen des Sediments liefert das Porenwasserprofil vom 29.05.2000 (Abb. 8). Die P-Konzentration nahm von $12 \mu\text{g P l}^{-1}$ im Freiwasser auf $36 \mu\text{g P l}^{-1}$ im obersten Sedimentzentimeter zu und erreichte in 18 cm Tiefe eine Konzentration von $540 \mu\text{g P l}^{-1}$. Im Vergleich dazu waren beim ebenfalls von der Spree durchflossenen Neuendorfer See mit eigentlich ähnlichen Sedimentcharakteristika (RIPL 1995) die SRP-Konzentrationen im Porenwasser mehr als doppelt so hoch und erreichten in 18 cm Tiefe rund $1200 \mu\text{g P l}^{-1}$ (HUPFER 2000).

Die NO_3^- -Konzentration nahm an der Sediment-Wasser-Grenzschicht bis auf $0,37 \text{ mg N l}^{-1}$ ab und schwankte ab 1 cm Tiefe um $0,14 \text{ mg l}^{-1}$. Die Abnahme der SO_4^{2-} -Konzentration durch Sulfatreduktion beim Abbau organischer Substanz war gering. Die unterschiedlichen Fe/Mn-Verhältnisse sind teilweise auf sich ändernde Redoxverhältnisse zurückzuführen. Mit Zunahme der reduzierenden Bedingungen im Sediment geht Mangan, das eine höhere Mobilität als Eisen besitzt, zuerst in Lösung und erreicht so seine Maximalkonzentration eher als Eisen. Die Abnahme der Mn-Konzentration ab 4 cm Tiefe hängt mit der Abnahme der TMn-Konzentration im Sediment zusammen. Außergewöhnlich hoch erscheint der Anstieg der NH_4 -Konzentration bis auf 80 mg l^{-1} .

6.4 Zusammenfassung und Ausblick

Nach einer jahrzehntelangen starken Belastung der Talsperre Spremberg durch bergbauliche, kommunale und industrielle Abwässer hat sich die Wasserqualität seit 1990 stetig verbessert. Die geringe Verweilzeit der Talsperre zusammen mit einer hohen Retentionswirkung der Sedimente für Phosphor haben daran einen entscheidenden Anteil. Die wider Erwarten langfristig steigenden SO_4^{2-} -, Ca-, und Mg-Konzentrationen werden durch die Aktivitäten zweier in der Nähe der Talsperre liegenden Braunkohletagebaue verursacht. Durch den Einsatz eines Sedimentecholots soll eine genauere räumliche Charakterisierung erfolgen, und durch Sedimentationsmessungen soll geklärt werden, wo welche Materialien bevorzugt sedimentieren. Ob die Veränderungen im Einzugsgebiet der Spree und ihre Auswirkungen auf die Ionenzusammensetzung des Spreewassers, z.B. steigende SO_4^{2-} -, und Ca-Konzentrationen, einen Einfluss auf die P-Mobilität haben, soll in Laborexperimenten ermittelt werden.

6.5 Danksagung

Wir möchten R. Ender, J. Koebeke und S. Petersohn für die Probenahme und –bearbeitung, den Mitarbeitern des Zentralen Analytischen Labors und Herrn Mäder vom Landesumweltamt Brandenburg für die Bereitstellung der Gütedaten danken.

6.6 Literatur

- BEYER, W. (1981): Ermittlung der Kolmationswerte für das Speicherbecken Bräsinchen. unveröffentl. Gutachten, Technische Universität Dresden, Sektion Wasserwesen.
- GÄCHTER, R., TESSIER, A., SZABO, E., CARIGAN, R. (1992): Measurements of total dissolved phosphorus in small volumes of iron rich interstitial water. *Aquatic Sciences* 54: 1-9.
- HEIDENREICH, M., KLEEBERG, A. & GABRIEL, O. (2001): Die Sedimentqualität der Talsperre Spremberg als Spiegelbild ihrer langjährigen Belastung durch die Spree. Jahrestagung der Deutschsprachigen Limnologen - DGL & schweizerische, österreichische und deutsche Sektionen der SIL – 18. - 22.09.2000 Magdeburg: 448-451.

- HUPFER, M. (2000): Kurzbericht zur Koordinations-sitzung des Projektverbundes Spree. Berlin, 07.09.2000.
- LUA (1998): Berichte aus der Arbeit 1998. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.
- PSENNER, R., PUSCKO, R., SAGER, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten – Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. Arch. Hydrobiol./Suppl. 70(1): 111-155.
- RECHENBERGER (2001): Mündliche Mitteilung. Lausitzer Braunkohle Aktiengesellschaft (LAUBAG). Senftenberg.
- RICHTER, W. (1971): Die Vegetationsdynamik im Stauraum der Talsperre Spremberg und ihre Bedeutung fuer die ingenieurbiologische Ufersicherung. Diss., Martin-Luther-Universität Halle/Wittenberg.
- RIPL, W. (1995): Erarbeitung eines Sanierungsplanes für den Neuendorfer See und den Schwielochsee. Studie im Auftrag des LUA Brandenburg.
- SCHEFFER, M. (1998): Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall, London.
- WETZEL, R. G. (1983): Limnology. CBS Collage Publishing.

7 Untersuchung des Cybina-Einzugsgebietes (Polen) als Grundlage für die Erarbeitung von Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität - Stand und Probleme

Ronny Hämmerling & Brigitte Nixdorf

Abstract

The assignment is to investigate and calculate current nutrient entries to the streams and lakes of the Cybina catchment. Necessary is to work out a program to reduce the nutrient entries in the highly eutrophic waters of the Cybina catchment and to constitute a watershed management in cooperation with local authorities.

7.1 Einleitung

Im Mittelpunkt der Untersuchungen steht der hocheutrophe Swarzedz-See, welcher von der Cybina durchflossen wird. Hohe externe Phosphorfrachten aus dem Cybina - Einzugsgebiet sowie direkte Abwassereinleitungen aus der am Südufer gelegenen Stadt Swarzedz führten in den letzten Jahrzehnten zu einer dramatischen Verschlechterung der Wasserqualität. Anzeichen der hohen Trophie des Sees sind Sichttiefen deutlich unterhalb eines Meters, TP - Werte um $165 \mu\text{g l}^{-1}$, Sauerstoffdefizite im Tiefenwasser und eine deutliche Schwefelwasserstoffentwicklung. In den Sommermonaten wurden im Abfluss des Sees zum Teil Sauerstoffsättigungen von weniger als 30 % gemessen.

Die Untersuchungen des Sees und des Einzugsgebietes werden von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt finanziert und stellen eine deutsch – polnische Kooperation dar. Die Projektleitung hat das Ing. Büro KLS aus Hamburg. Kooperationspartner sind die Stadt Swarzedz, die Universität Poznan sowie die BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz. Die Projektlaufzeit beträgt 18 Monate, Projektbeginn war im April 2000.

7.2 Aufgaben

Die Untersuchungen im Einzugsgebiet konzentrieren sich vor allem auf die externen gebiets-spezifischen Nährstoffeinträge in die Gewässer. Notwendig dafür ist eine detaillierte Analyse der hydrogeologischen Gegebenheiten und der Landnutzungen im Einzugsgebiet, um Aussagen über die diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge treffen zu können. Im Mittelpunkt stehen dabei die Einträge durch die im Einzugsgebiet dominierende Landwirtschaft, die Fischerei sowie die Abwasserbehandlung. Das Sanierungsziel für den See hinsichtlich der Trophie ist nach der LAWA – Klassifizierung (1998) ein als eutroph 1 klassifizierter Zustand, mit dem die Folgen einer sehr hohen Trophie (z. B. Fischsterben) ausgeschlossen und eine Badenutzung wieder möglich gemacht werden soll. Die Untersuchungen erfolgen unter Einbeziehung aller Gemeinden, deren Territorium sich ganz oder teilweise im Cybina - Einzugsgebiet befindet. Dazu wurden folgende Arbeitsgruppen gebildet:

1. Arbeitsgruppe:

- KLS Hamburg
- Stadt Swarzedz
- Universität Poznan
- BTU Cottbus

Die Aufgaben dieser Arbeitsgruppe liegen vorwiegend im wissenschaftlich / ingenieurtechnischen Bereich. Der Vertreter der Stadt fungiert als Bindeglied zwischen den Arbeitsgruppen und ermöglicht der Stadt einen direkten Einblick in die Arbeit.

2. Arbeitsgruppe:

- Stadt Swarzedz
- Vertreter aller Gemeinden im Cybina - Einzugsgebiet
- Vertreter der zuständigen Behörden: Landwirtschaft, Fischerei, Forstwirtschaft

Diese Arbeitsgruppe dient in der jetzigen Projektphase der Informationsgewinnung und – bereitstellung. Von den Vertretern der Gemeinden sollen Informationen zur Landwirtschaft, Fischerei, Abwasserbehandlung (Einwohnerzahl, Anschlussgrad an das Klärwerk, Klärwerkstechnik u.a.) und zu anderen gewässerrelevanten Vorgängen bereitgestellt werden.

Das abschließende Projektziel besteht in der Bildung eines Einzugsgebietsverbandes zur Realisierung aller Aufgaben, die zum Flusseinzugsgebietsmanagement gehören, um dauerhaft eine gute Qualität in den Gewässern des Cybina - Einzugsgebietes zu erreichen.

7.3 Untersuchungsgebiet

Der Swarzedz-See befindet sich in unmittelbarer Nähe der gleichnamigen Stadt, welche ca. 10 km östlich der Stadt Poznan liegt. Die Cybina entwässert in Poznan in die Warta. Das Warta - Einzugsgebiet ist ein Teileinzugsgebiet der Oder.

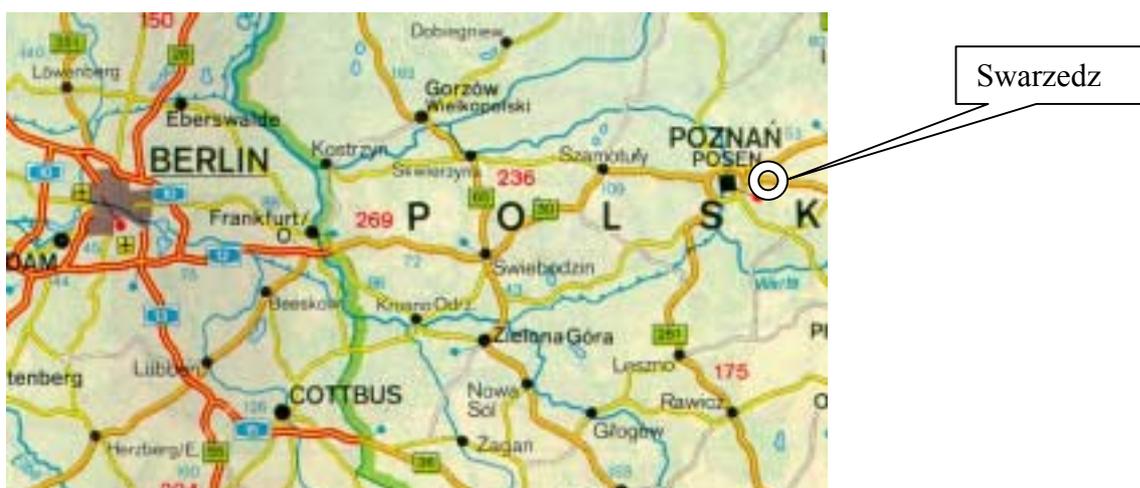


Abb. 1: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes

Tabelle 1: Zusammensetzung des Einzugsgebietes:

Ackerflächen	77 %
Wald	17 %
Gewässer und bebaute Flächen	6 %

Tabelle 2: Kenndaten des Sees:

Parameter	Einheit	Swarzedz-See
Volumen	[Mio. m ³]	2,0
Fläche	[km ²]	0,79
maximale Tiefe	[m]	7,2
mittlere Tiefe	[m]	2,6
theoretische Aufenthaltszeit	[a]	0,09
Zufluss	[Mio. m ³ /a]	21,3
Einzugsgebietsgröße	km ²	186

Tabelle 3: Klassifizierung nach LAWA (1998):

Trophie nach:	
Morphometrie	eutroph 1
potentiell natürlichem Nährstoffeintrag	eutroph 1
Istzustand	polytroph 2

7.4 Methoden

Der See wird im vierwöchigen Rhythmus beprobt. Die zu bestimmenden Parameter sind: O₂, pH, Leitfähigkeit, TP, TN, NO₃, NH₄, Ortho-Phosphat, Chlorophyll a, Phyto- und Zooplankton. Zur Ermittlung der Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet wird die Cybina als Hauptzufluss des Sees sowie alle belastungsrelevanten Zuflüsse der Cybina (18 Probenahmestellen insgesamt) im zwei- bis vierwöchigen Rhythmus hinsichtlich O₂, pH, Leitfähigkeit, TP, TN, NO₃, NH₄, Ortho-Phosphat beprobt und der Durchfluss gemessen. Die hohe räumliche Beprobungsdichte im Einzugsgebiet ermöglicht die Lokalisierung sowie die Quantifizierung von Nährstoffquellen. Die Probenahme sowie Analyse übernimmt die Universität Poznan. Die Ergebnisse früherer Untersuchungen der Universität Poznan für das Einzugsgebiet bieten für die Arbeiten eine gute Grundlage.

Eine zweite Möglichkeit der Bilanzierung und Quantifizierung der externen Nährstoffbelastung der Gewässer des Einzugsgebietes bietet eine Modellierung. Die Kalkulation soll mit Hilfe eines GIS-basierten Modells des ZALF Müncheberg (DANNOWSKI et al., 1999) erfolgen. Voraussetzung ist eine umfassende Datengrundlage zur hydrogeologischen Situation, zur Landnutzung, zum Düngemiteleintrag, zu Niederschlags- und Verdunstungsmengen sowie den Bodenverhältnissen. Berechnet wird der Eintrag des Nitrats über das Grundwasser und des Phosphors als Folge des Oberflächenabflusses in die Oberflächengewässer. Die Ergebnisdarstellung beinhaltet Informationen zu eintragsrelevanten Flächen, so dass dies die gezielte

Veränderung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung im Einzugsgebiet ermöglicht. Weiterhin darstellbar sind punktuelle Nährstoffquellen. Damit besteht die Möglichkeit den Istzustand bezüglich der Eintragspfade und -frachten zu quantifizieren und grafisch vollständig darzustellen, um daraus den Sanierungsmaßnahmenplan abzuleiten.

7.5 Ergebnisse

Die Freilandmessungen begannen Ende April 2000 und zeigen auch in diesem Jahr eine hohe externe Nährstoffbelastung der Cybina und des Swarzedz-Sees. Die folgenden Diagramme (Abb. 2) verdeutlichen die Gewässerqualität des Swarzedz-Sees.

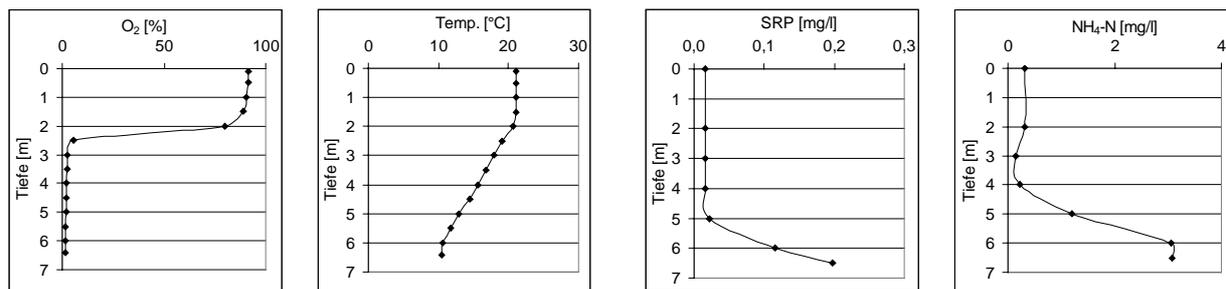


Abb.2: O₂-Profil,
8.6.00

Temperaturprofil,
8.6.00

SRP-Profil, 8.6.00

NH₄⁺-Profil, 8.6.00

Der polymiktische Swarzedz-See schichtet sich im Sommer zeitweise bei bestimmten Witterungsverhältnissen, so dass die Zehrungsvorgänge des Sedimentes, wie in Abbildung 2, deutlich zu erkennen sind. Abbildung 2 zeigt weiterhin den Temperaturgradienten, den Abbau der organischen Substanz und die damit verbundene Anreicherung von SRP und NH₄⁺ in der sedimentnahen Wasserschicht. Abbildung 3 verdeutlicht das hohe Nährstoffniveau in der obersten Gewässerlamelle (0 bis 1m) des Sees und die damit verbundene hohe Primärproduktion (Abbildung 4).

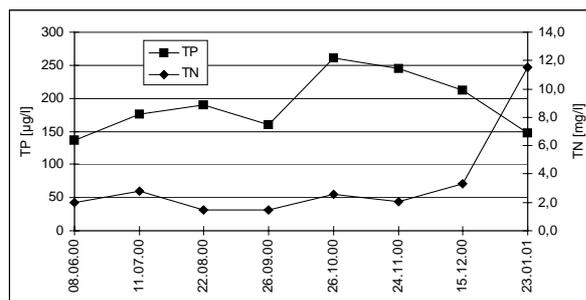


Abb. 3: TP, TN im Swarzedz-See, Schicht 0 bis 1 m, Juni 2000 bis Januar 2001

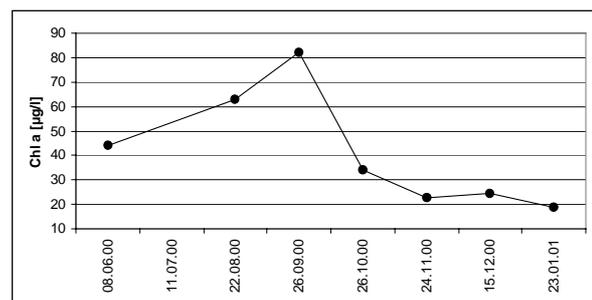


Abb. 4: Chl a, Schicht 0 bis 1m, Juni 2000 bis Januar 2001

Die externe Phosphorbelastung des Swarzedz-Sees erreicht mit 4,3 t/a auch im aktuellen Untersuchungszeitraum ein sehr hohes Niveau, welches auf die immer noch unvermindert hohen Phosphoreinträge in die Cybina hinweist. Der P-Austrag aus dem Swarzedz-Sees mit 3,5 t/a zeigt, dass die P-Senkenfunktion des Sees über den Zeitraum eines Jahres betrachtet noch intakt ist. Frühere Untersuchungen von GOLDYNN & GRABIA (1998) ergaben externe Phosphoreinträge von 5,5 t/a, so dass im Vergleich nur von einem leichten Rückgang der externen Phosphorbelastung ausgegangen werden kann.

Die im Einzugsgebiet vorhandenen **Kläranlagen** sind von sehr unterschiedlicher Qualität. Neben älteren 2-stufigen Anlagen sind auch moderne SBR-Anlagen (Sequentielle Biologische Reinigung) vorhanden. Zum Teil wird ungereinigtes Abwasser auch direkt eingeleitet. In allen Gemeinden (umfassen meist mehrere Dörfer und Einzelgehöfte) sind schon konkrete Planungen vorhanden und in Realisierung, die die Kanalisation der Dörfer, den Neubau oder die Modernisierung von Kläranlagen beinhalten. Die Planungen zur Abwasserbehandlung in den einzelnen Gemeinden sind vorwiegend durch dezentrale technische Abwasserreinigungsanlagen gekennzeichnet. Das Abwasser noch nicht an die Kanalisation angeschlossener Dörfer und Gehöfte wird bisher größtenteils mittels Tankwagen zu den vorhandenen Kläranlagen transportiert. Die Einleitung unbehandelten Regenwassers vor allem aus den größeren Städten wie Swarzedz und Kostrzyn ist ebenfalls noch Gegenstand der Planungen der Gemeinden, um die Nährstoffeinträge über diesen Pfad zu verringern.

Die Situation der **Landwirtschaft** ist im Cybina - Einzugsgebiet von einer Abnahme der Tierproduktion und von einer Umwandlung von zum Teil ehemals landwirtschaftlichen Flächen zu Bauland gekennzeichnet. Die Abnahme der Tierproduktion wird mit schlechten Absatzbedingungen begründet. Die Zunahme der Bebauung ist durch die unmittelbare Nachbarschaft der Stadt Poznan zu erklären. Der Düngemiteleintrag im Einzugsgebiet ist auf Grund der schwierigen Finanzlage und der oft kleinen landwirtschaftlichen Betriebe gering, wird aber für einige Landwirte mit 168 kg NPK/ha angegeben. Zur Zeit wird vorwiegend Getreide angebaut.

Die **Fischerei**, speziell die Karpfenzucht, stellt im Einzugsgebiet einen bedeutenden Wirtschaftszweig dar und wird auf ca. 80 ha Teichfläche, die direkt mit der Cybina verbunden ist, intensiv durchgeführt. Laut Angaben der Fischer beträgt der mittlere Ertrag ca. 900 kg/ha, davon 70 % Karpfen. Die Fütterung erfolgt ausschließlich mit Weizen, ca. 1,5 bis 2 t/ha. Die Teiche werden im Winter in die Cybina abgelassen, wobei es zu keinem nennenswerten Sedimentaustrag kommen soll. Das Sediment intensiv genutzter Teiche wird mit ca. 100 kg/ha, weniger intensiv genutzte mit 30 – 40 kg/ha Kalk behandelt. Eine Sedimententfernung wird alle 10 Jahre durchgeführt, wobei das Sediment entweder landwirtschaftlich genutzt oder aus Kostengründen am Gewässerrand deponiert wird. Die natürlichen Gewässer des Einzugsgebietes werden ebenfalls fischereiwirtschaftlich genutzt, jedoch ohne Zufütterung. Die Erträge liegen hier bei ca. 30 kg/ha.

Ein möglicher fischereibedingter Phosphoreintrag kann anhand von Richtwerten berechnet werden. Bei einem Phosphorgehalt des Weizens von 3,5 g/kg FG (FREDE & DABBERT, 1998) und einem Phosphorgehalt eines Karpfens von 4,1 g/kg FG (SCHÄPERCLAUS & LUKOWICZ, 1998), ergibt sich aus den genannten Futtermengen und Erträgen ein Phosphorüberschuß von insgesamt ca. 200 kg/a, der zusätzlich in die Fischteiche gelangt. Ein weiterer negativer Effekt besteht in der Wühltätigkeit der Karpfen bei der Futteraufnahme, die zu Resuspensionen des Sedimentes und damit zu Phosphoreinträgen in den Wasserkörper führt. Die Fischproduktion im Cybina - Einzugsgebiet soll nach Aussagen der Gemeinden intensiviert werden.

Meliorationsarbeiten, vor allem die Grabenunterhaltung, wurden auf Grund von Geldmangel seit 3 Jahren nur vereinzelt durchgeführt. In diesen 3 Jahren gab es einige Beschwerden der Landwirte über vernässte Flächen, Entschädigungszahlungen wurden nicht geleistet. Laut zuständigem Betriebsleiter ist eine Krautung mindestens einmal jährlich geplant. Es wird angestrebt, den Meliorationsbetrieb in den Cybina - Verband mit einzubeziehen, um, in Zusammenarbeit mit den Landwirten, die Gewässerunterhaltung im Einzugsgebiet im Hinblick auf die Erhöhung der Phosphorretention zu optimieren. Dazu zählt vor allem die Überprüfung der Melioration landwirtschaftlicher Flächen, die aufgrund des Rückgangs der Nutzung eventuell

nicht mehr erforderlich ist, sowie die Notwendigkeit der Grabenunterhaltung in bestimmten Fließabschnitten.

7.6 Zusammenfassung

Die Ergebnisse aus den limnologischen Untersuchungen des Swarzedz-Sees und der Cybina als Hauptzufluss zeigen die dringende Notwendigkeit einer Sanierung bzw. Restaurierung auf. Die externe Phosphorfracht des Swarzedz-Sees beträgt ca. 4,3 t/a und überschreitet somit die höchstzulässige Fracht zur Erreichung eines mäßig eutrophen Zustandes (eutroph 1) um ca. das 3-fache. Angaben über die interne Phosphorbelastung der Gewässer liegen noch nicht vor, sind aber Gegenstand derzeit laufender Untersuchungen der Universität Poznan. Damit liegen die Prioritäten der Gewässerschutzmaßnahmen zuerst in der Verringerung der Phosphoreinträge in die Cybina und ihrer Zuflüsse, d. h. in der Sanierung. Restaurierungsmaßnahmen sollten bei Bedarf erst nach erfolgreichem Abschluss der Sanierung vorgenommen werden. Die Maßnahmen im Einzugsgebiet konzentrieren sich vorwiegend auf den Neubau, Ausbau und die Modernisierung der vorhandenen Kanalisation sowie der Kläranlagen. Ein Teil der notwendigen Arbeiten sind von den Gemeinden bereits realisiert worden, weitere sollen auch mit Hilfe von EU - Fördermitteln durchgeführt werden. Die im Hinblick auf den EU- Beitritt Polens anstehende Umstrukturierung der Landwirtschaft und die Auswirkungen auf die Entwicklung der landwirtschaftlich bedingten Nährstoffeinträge in die Gewässer kann zur Zeit nicht abgeschätzt werden.

Der zu gründende Cybina - Einzugsgebietsverband soll sich in seiner Struktur und Ausrichtung an der EU - Wasserrahmenrichtlinie orientieren. Hauptziel ist die Einbeziehung aller Akteure die mit ihrem Handeln den Wasserhaushalt bzw. -qualität im Einzugsgebietes beeinflussen. Damit besteht bei dem bevorstehenden EU - Beitritt Polens keine oder nur eine geringe Notwendigkeit zur Umstrukturierung des Verbandes. Gleichzeitig entsteht eine modellhafte Struktur, die für ähnliche Einzugsgebiete Orientierung sein könnte.

7.7 Literatur

- DANNOWSKI, R., STEIDL, J., QUAST, J., FRITSCHKE, S., BEHRENS, M., DEUMLICH, D., VÖLKER, L., MIODUSZEWSKI, W., & KAJEWSKI, I. (1999): Diffuse entries in rivers of the Oder Basin. Final Report Phase II. Eds.: OKRUSZKO, H., & W. DIRKSEN, Polska Akademia Nauk (PAN), Warszawa und Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), Bonn. DVWK – Materialien Nr. 9, ISSN 1436-1639, Bonn (WVGW), XVI + 132 pp.
- FREDE, H.-G. & DABBERT S. (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. ecomed Verlagsgesellschaft. 451 S.
- GOLDYN, R. & J. GRABIA (1998): Program ochrony wod rzeki Cybiny. WOSUMP. Poznan
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Richtlinie für die Bewertung nach trophischen Kriterien.
- SCHÄPERCLAUS, W. & LUKOWICZ M. v. (1997): Lehrbuch der Teichwirtschaft. MATHIAS VON LUKOWICZ (Hrsg.). 4., neubearb. Aufl.- Berlin: Parey. 590 S.

8 Abwasser-Bodenbehandlung in der Kläranlage Storkow und ihre Auswirkungen im Scharmützelseegebiet

Rosemarie Pöthig & Brigitte Nixdorf

Abstract

Waste water of a water treatment plant has been seeped for more than 15 years at a vegetation field near Storkow. It was assumed that the sandy soil of this area has lost its sorption capacity for phosphorous due to the high hydraulic and matter load and will be therefore a phosphorous source for groundwater and neighbouring lakes. These hypotheses were tested by investigating the TP-content of the soil, its saturation with phosphorous and the sorption- and desorption equilibriums. It was shown that the P-sorption was reduced and binding elements in the mineralic phase has been washed out due to the high hydraulic load. An instable P-sorption is possible only in the organic matter layers at the surface. A high portion of water soluble phosphorous indicated the high mobility of the plant nutrient and in regions with low groundwater levels like in the investigated catchment area and therefore, a high P-input into the groundwater. Whereas the improvement of the wastewater treatment plant reduces the TP-concentration at the output, the risk of washing out of loosely bounded and water soluble phosphorous increases.

8.1 Einleitung

Die Reduzierung der stofflichen Belastung der Oberflächengewässer ist eine der wichtigsten Aufgaben des Umweltschutzes. Das in der Hauptsache durch Phosphor verursachte Problem der Eutrophierung der Gewässer konnte bisher trotz großer Anstrengungen (Kläranlagenbau mit 3. Reinigungsstufe, P-Elimination in Waschmitteln) nicht oder nur in Ansätzen gelöst werden. Dieses Problem betrifft die Standgewässer im Scharmützelseegebiet in besonderem Maße. Hier hat sich trotz Reduzierung der externen Nährstoffquellen um ca. 50 % bislang nur in wenigen Fällen (Wolziger See, Großer Glubigsee) eine signifikante Verbesserung der Gewässerqualität eingestellt (DENEKE et al., 1998). Das ist nicht verwunderlich, da die P-Konzentration im Gewässer unter einen für das jeweilige Gewässer typischen Eutrophierungsgrenzwert gesenkt werden muss, der für die verschiedenen Gewässertypen noch nicht ermittelt wurde (CHORUS, 1995). Die Reduzierung der P-Einträge in die Gewässer ist deshalb weiterhin unabdingbar. Voraussetzung dafür ist die Erkundung von möglichen Eintragsquellen und Eintragspfaden.

Die trophischen Reaktionen in Flachseen sind in ihrer Effizienz bezüglich der Nährstoffausnutzung und -verwertung dabei von besonderer Wichtigkeit für die Ausprägung von Phytoplanktonentwicklungen (NIXDORF & DENEKE, 1997). Für das Seengebiet wurde aus Ergebnissen früherer Untersuchungen vermutet, dass der hohe trophische Status des Lebbiner Sees und ca. 50 % der P-Einträge in den Wolziger See (SIEGMUND, 1998) in Verbindung mit der Abwasserkläranlage Storkow und der nachfolgenden Abwasserbehandlungsfläche in Beziehung stehen.

Die forstwirtschaftliche Abwasserbehandlungsfläche am Klärwerk Storkow wird seit 1985 betrieben und auch nach Modernisierung der Kläranlage mit weitergehender P-Elimination im Jahre 1994 weiter genutzt. Datenmaterial zur Historie und Entwicklung der Kläranlage Stor-

kow und zur Belastung der umgebenden Gewässer wurden von MATHAN (1999) zusammengestellt bzw. erhoben. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden erstmalig Analysen zum Phosphorhaushalt und zur P-Mobilität im Boden der Abwasserbehandlungsfläche im Rahmen eines Werkvertrages mit dem IGB Berlin erstellt. Folgende Hypothesen bzw. Fragen lagen diesen experimentellen Ansätzen zugrunde:

1. Das P-Aufnahmevermögen des Bodens dieser Fläche ist erschöpft, was zu einem P-Austrag aus dieser Fläche führen kann.
2. Erfolgt eine vertikale P-Verlagerung und ein P-Austrag in das Grundwasser?
3. Geht von dieser Fläche eine Belastung der Oberflächengewässer aus?

Die Vermutung, dass das P-Aufnahmevermögen des Bodens erschöpft sein könnte, basiert darauf, dass in Gebieten mit sandigen, sorptionsschwachen Böden und geringen Grundwasserflurabständen, wie sie für die Urstrom- und anderen Schmelzwassertäler im Nordostdeutschen Tiefland typisch sind, neben dem allgemein bekannten P-input über Oberflächenabfluß ein beträchtliches Gefährdungspotential durch vertikale P-Verlagerung und P-Austrag in das Drain- und Grundwasser besteht (BEHRENDT & BOEKHOLD, 1993; DRIESCHER & GELBRECHT, 1993; LADEMANN & PÖTHIG, 1994, BEHRENDT et al., 1996; MEISSNER et al., 1997; SCHOETERS et al., 1997). Bei der Abwasserbehandlungsfläche Storkow sind diese Bedingungen sowohl hinsichtlich Bodenart (Sand) als auch Grundwasserstand (stark schwankend zwischen 45 und 180 cm) bei einer hohen stofflichen und hydraulischen Belastung gegeben. Die experimentelle Bestimmung der P-Akkumulation, der P-Sorptionsfähigkeit und der P-Sättigung des Bodens dieser Abwasserbehandlungsfläche sollte zur Klärung o.g. Fragen beitragen.

8.2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet mit den angrenzenden Gewässern ist in Abb. 1 dargestellt. Nach der naturräumlichen Gliederung von SCHOLZ (1962) befinden sich der Wolziger und der Lebbiner See im ostbrandenburgischen Heide- und Seengebiet. Das Einzugsgebiet ist durch zahlreiche miteinander verbundene Seen gekennzeichnet (siehe Abbildung 1). Die oberflächlichen Zuflüsse des Wolziger Sees sind der Storkower Kanal und das im Südosten einmündende Mühlenfließ. Der Abfluss des Sees erfolgt über einen weiteren Kanal zum Langen See und später in die Dahme, die wiederum in die Spree mündet. Der sehr viel kleinere Lebbiner See erhält seinen einzigen Oberflächenzufluss durch den Hirschluchgraben, in den auch die Klärwerksabwasser ablaufen können.

Der Wolziger See wurde nach der LAWA-Richtlinie (1998) als eutroph 2, der Lebbiner See als polytroph 1 eingestuft (DENEKE et al., 1998).

Die Abwasserbehandlungsanlage auf dem Gelände des Klärwerks Storkow (Abb.2) umfasst ein 13 ha großes Gebiet, das mit einem Bestand an Pappel-Baumreihen ausgestattet ist. Zwischen den Baumreihen befinden sich mehr oder weniger ausgeprägte Furchen, in die das Wasser des Kläranlagenablaufs über ein Rohrleitungssystem eingeleitet wird. Das Gelände ist in südlicher Richtung leicht abfällig, dadurch bilden sich bei hohem Abwasseranfall zeitweise vor dem aufgeschütteten Wall Wasseransammlungen aus (temporäres Wasser, Abb.2). Südlich der Abwasserbehandlungsanlage verläuft außerhalb des Klärwerkgeländes in einem Waldstück ein Fließ (Hirschluchgraben), das in den Lebbiner See einmündet.

Tab. 1: Morphologische Parameter des Wolziger und des Lebbiner Sees (Quelle: NIXDORF & KLEEBERG 1996)

Parameter	Wolziger See	Lebbiner See
Seeoberfläche [km ²]	5,79	0,28
Seevolumen [10 ⁶ m ³]	32,02	0,58
Mittlere Tiefe [m]	5,5	2,1
Maximale Tiefe [m]	13	4,0
Theoretische Aufenthaltszeit [a]	1,4	-
Einzugsgebiet [km ²]	381,45	4,6

8.3 Methoden

Die Beprobung des Bodens der Abwasserbehandlungsanlage erfolgte von April bis Juni 1999 mit einem Bohrer für Mineralböden der Firma Eijkelkamp. Die Bodenproben wurden zwischen den Pappelreihen entlang der südlichen Begrenzung der Anlage (Abb.2, Punkte 1-9) in 15- bzw. 30 cm-Schritten bis in eine Tiefe von ca. 60 cm (Kapillarsaum) entnommen. Die Bodenproben wurden mit den in der Tabelle 2 aufgeführten Analysemethoden auf P-Gehalte, organische Substanz und P-Sorptionscharakteristika analysiert.

Die Beprobung von Grundwasser erfolgte im Juli 1999 in zwei Richtungen:

1. analog der Bodenprobenahme am südlichen Ende der Pappelreihen (Abb.2, a-e),
2. ausgehend vom Tümpel in Richtung Lebbiner See (Abb.2, l-p).

Damit sollten die P-Konzentrationen im Grundwasser (Kapillarsaum) sowohl in der Ost-West-Ausdehnung der Abwasserbehandlungsfläche (der beobachteten Fließrichtung des temporären Wassers), als auch in Richtung des Sees erfasst werden. Dazu wurden Bohrungen bis zum Kapillarsaum niedergebracht. Die Grundwasserproben wurden mit einem an einem Seil befestigten Edelstahltopf geschöpft und durch sofortige Filtration des geförderten Wassers durch Spritzenfilter (0,45µm) konserviert. In diesen Proben wurde der gesamte gelöste Phosphor (TSP) bestimmt.

8.4 Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchung der Bodenproben der Abwasserbehandlungsfläche am Klärwerk Storkow ergaben, dass als Bodenart ausschließlich Sand vorlag, eine Unterteilung in einzelne Bodenhorizonte konnte nicht festgestellt werden. Lediglich in der obersten Deckschicht (ca. 5 cm) ist durch die Verrottung von Fallaub und Pflanzen eine Anreicherung mit organischer Substanz erfolgt.

Der Grundwasserstand wies im Untersuchungszeitraum große Schwankungen auf: Von April bis Juni wurde ein Grundwasserstand von 45-60 cm unter Geländeoberkante festgestellt, nach einer Trockenperiode fiel er Ende Juli auf 95-160 cm.

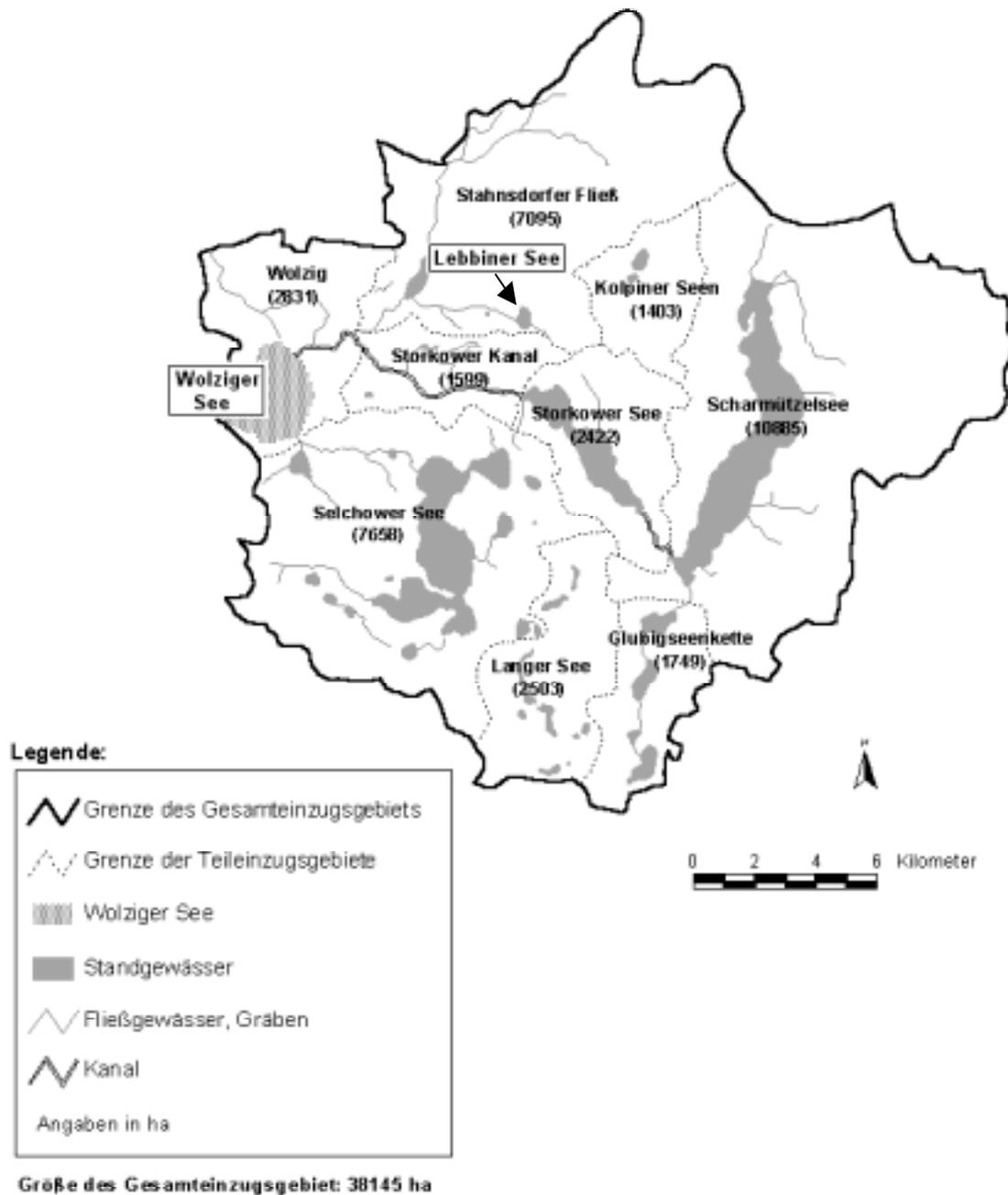


Abb. 1: Einzugsgebiet des Wolziger Sees mit Lebbiner See (aus SIEGMUND, 1999)

In den Bodenproben der Abwasserbehandlungsfläche wurden TP-Gehalte von 200-850 mg/kg (durchschnittlich 423 mg/kg) in 0-30 cm Bodentiefe und 115-320 mg/kg (durchschnittlich 200 mg/kg) in 30-60 cm Bodentiefe ermittelt. Die großen Differenzen im TP-Gehalt der Schicht von 0-30 cm Bodentiefe basieren im Wesentlichen auf dem in der obersten Schicht in unterschiedlichem Maß angesammelten Gehalt an organischer Substanz. Mit Ausnahme eines Standorts, an dem geringfügige Eiseneinschlüsse im Sand beobachtet wurden (Abb. 3, *), besitzt der Boden der Abwasserbehandlungsfläche anscheinend außer den an die organische Substanz gebundenen Kationen kaum noch andere Sorptions- bzw. Bindungspartner für Phosphor. Dadurch ergibt sich ein Zusammenhang des Gesamt-P-Gehaltes mit dem Gehalt an organischer Substanz (Abb. 3), der in dieser Ausprägung an landwirtschaftlich genutzten sandigen Böden bislang nicht gefunden wurde.

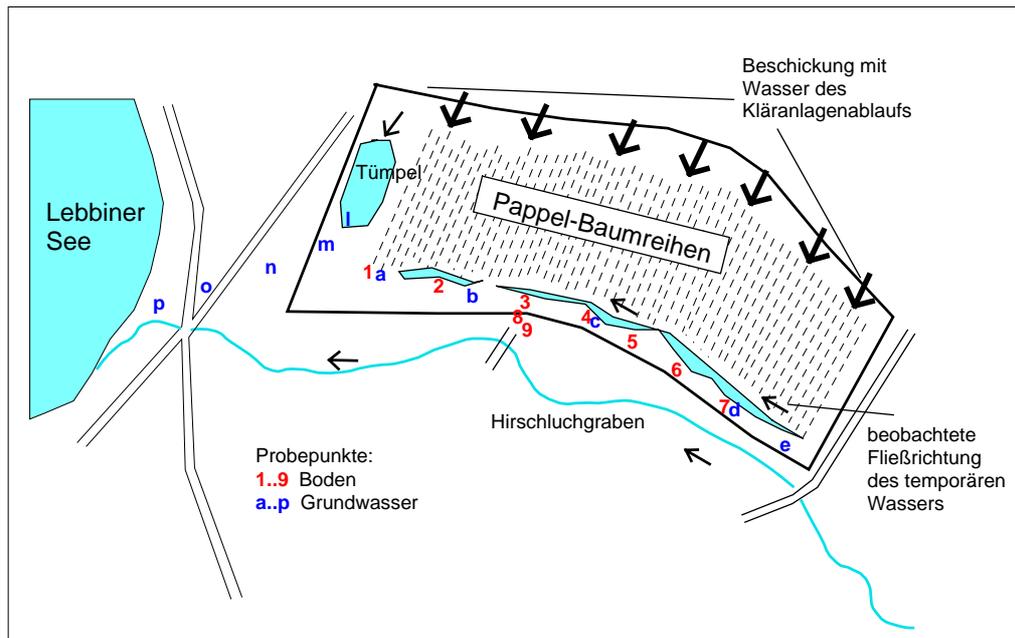


Abb. 2: Skizze der Abwasserbehandlungsanlage am Klärwerk Storkow

Tab. 2: Tabellarische Übersicht über die angewendeten Methoden

Parameter, Dimension / Bezeichnung / Untersuchungsgegenstand	Methode
TP , mg/kg / Gesamt-P-Gehalt / Boden	Aufschluss mit Königswasser, photometrische P-Bestimmung mit der Molybdänblauemethode nach EN 1189
WSP , mg/kg bzw. % / wasserlöslicher P-Anteil / Boden	Extraktion mit Wasser, photometrische P-Bestimmung mit der Molybdänblauemethode, LADEMANN & PÖTHIG (1994)
OS , % / organische Substanz / Boden	Glühverlust (GV) bei 550 °C
PSF , mg/kg / Phosphor-Sorptionsfähigkeit / Boden	LADEMANN & PÖTHIG (1994)
PSC , mg/kg / Phosphor-Sorptionskapazität / Boden	$PSC = TP + PSF$
PSG , % / Phosphor-Sättigungsgrad / Boden	$PSG (\%) = 100 * TP / PSC$
cP₀ , mg l ⁻¹ / P-Sorptions-/Desorptions-Gleichgewichtskonzentration / Boden	Berechnung aus den P-Sorptionsisothermen = Schnittpunkt mit der x-Achse, BEHRENDT & PÖTHIG (1999)
TSP , mg l ⁻¹ / gesamter gelöster Phosphor / Wasser	Filtration (0,45 µm), Aufschluss mit Kaliumperoxodisulfat (EN 1189)

Die zum Vergleich herangezogenen landwirtschaftlich genutzten Böden des Nordostdeutschen Tieflandes sind bezüglich der Ionengehalte nicht in dem Maße ausgelaugt wie der Boden der Abwasserbehandlungsanlage Storkow. Sie enthalten außer an die organische Substanz gebundene Kationen auch in ihrer mineralischen Substanz u.a. Eisen-, Aluminium-, Kalzium- und Magnesium-Ionen, die als Bindungs- und Sorptionspartner für Phosphor dienen können. Damit kann in Abhängigkeit von den jeweiligen Bedingungen eine P-Akkumulation entsprechend der Summe der freien P-Bindungs- und Sorptionspartner erfolgen (PÖTHIG et al. 2000), so dass sich der in Abb. 3 gezeigte Zusammenhang nicht ergibt.

Ausdruck für die erfolgte Auswaschung der P-Sorptions- und Bindungspartner im Boden der Abwasserbehandlungsfläche Storkow durch die permanente hydraulische Belastung sind auch die hohen wasserlöslichen P-Anteile von 17-40 mg/kg Boden bzw. 5-18 % des Gesamt-P-Gehaltes, die in den Bodenproben der Abwasserbehandlungsfläche ermittelt wurden.

Da der wasserlösliche P-Anteil im Boden vom Gesamt-P-Gehalt (Abb. 4) und dieser in dem speziellen Fall wiederum vom Gehalt an organischer Substanz abhängt (Abb. 3), ergibt sich auch ein Zusammenhang zwischen dem prozentualen wasserlöslichen P-Anteil des Bodens und dem Gehalt an organischer Substanz (Abb. 5): Der wasserlösliche P-Anteil in den Bodenproben ist um so höher, je geringer der Gehalt an organischer Substanz im Boden ist.

Obwohl sich die akkumulierten Gesamt-P-Gehalte im gleichen Rahmen wie die der landwirtschaftlichen Böden bewegen, weisen die Bodenproben der Abwasserbehandlungsfläche bei gleichen TP-Gehalten einen wesentlich höheren Anteil an wasserlöslichem und damit leicht auswaschbarem Phosphor auf. Damit sind die Bodenproben der Abwasserbehandlungsfläche bis auf die oben genannte Ausnahme (siehe auch Abb. 3) auch nicht mit der an "normal" genutzten landwirtschaftlichen Böden ermittelten Funktion zwischen Gesamt-P-Gehalt und wasserlöslichem Phosphor zu beschreiben.

Aus der höheren Wasserlöslichkeit des Phosphors im Boden der Abwasserbehandlungsfläche ist abzuleiten, dass die dort vorliegende P-Bindung relativ schwach und der Phosphor deshalb in stärkerem Maße auswaschbar ist. Dieser Befund und die oben dargestellten Zusammenhänge der P-Akkumulation an der organischen Substanz (Abb. 3) sowie des wasserlöslichen P-Anteils vom Gehalt an organischer Substanz (Abb. 5) sind so zu deuten, dass der Phosphor hier im Wesentlichen in lockerer Form an den oberflächennahen Kationen der organischen Substanz sorbiert ist.

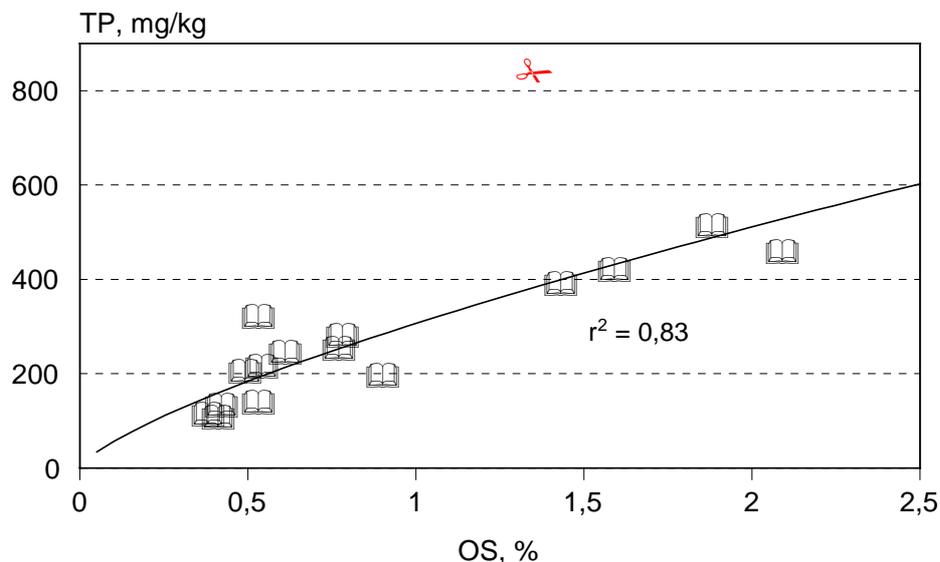


Abb. 3: Abhängigkeit des Gesamt-P-Gehaltes (TP) vom Gehalt an organischer Substanz (OS) im Boden der Abwasserbehandlungsanlage Storkow

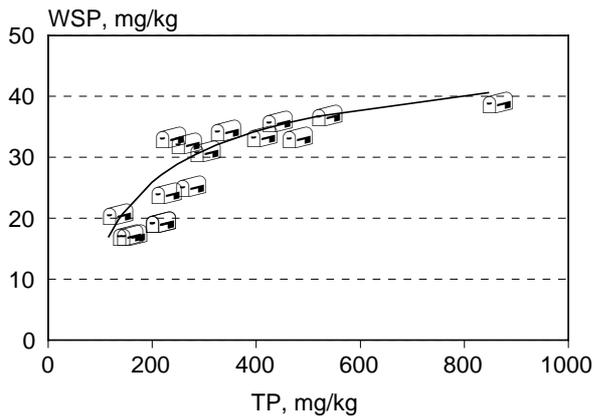


Abb. 4: Abhängigkeit des wasserlöslichen P-Anteils (WSP) vom Gesamt-P-Gehalt (TP)

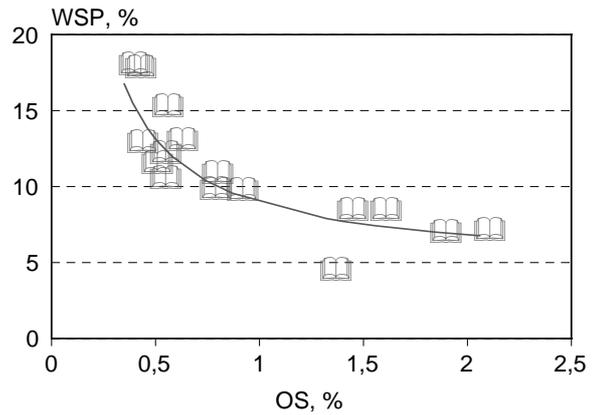


Abb. 5: Abhängigkeit des wasserlöslichen P-Anteils (WSP) vom Gehalt an organischer Substanz (OS)

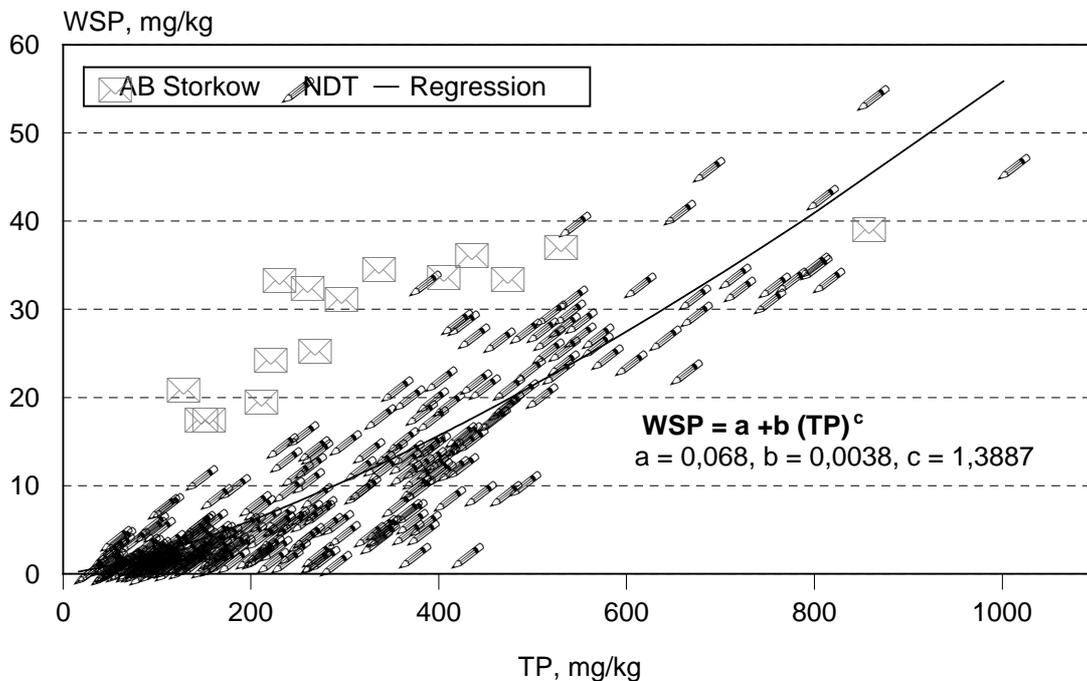


Abb. 6: Abhängigkeit des wasserlöslichen P-Anteils (WSP) vom Gesamt-P-Gehalt (TP) im Boden – Vergleich von sandigen Böden des Nordostdeutschen Tieflandes (NDT) mit Boden der Abwasserbehandlungsanlage (AB) Storkow

Die Ermittlung des wasserlöslichen Phosphors im Verhältnis zum Gesamt-P-Gehalt stellt eine Möglichkeit dar, Informationen über die relative P-Mobilität im Boden zu erhalten.

Die Beurteilung

- ob und ab welcher P-Konzentration ist der Boden der Abwasserbehandlungsanlage Storkow in der Lage, Phosphor aus dem gereinigten Kläranlagenwasser aufzunehmen, oder
- ist der Boden mit P gesättigt, so dass der im Wasser gelöste Phosphor den Boden ungehindert passieren kann,

ist nur über die Bestimmung der P-Sorptionsfähigkeit, der P-Sättigung und der P-Sorptions-/Desorptions-Gleichgewichtskonzentrationen (cP_0) des Bodens möglich. Dazu ist es erforderlich, P-Sorptionsisothermen aufzunehmen und daraus diese Parameter zu ermitteln.

In Abb. 7 sind Beispiele für P-Sorptionsisothermen und die daraus berechneten P-Sorptionsfähigkeiten eines Standorts der Abwasserbehandlungsfläche Storkow in drei Bodentiefen dargestellt.

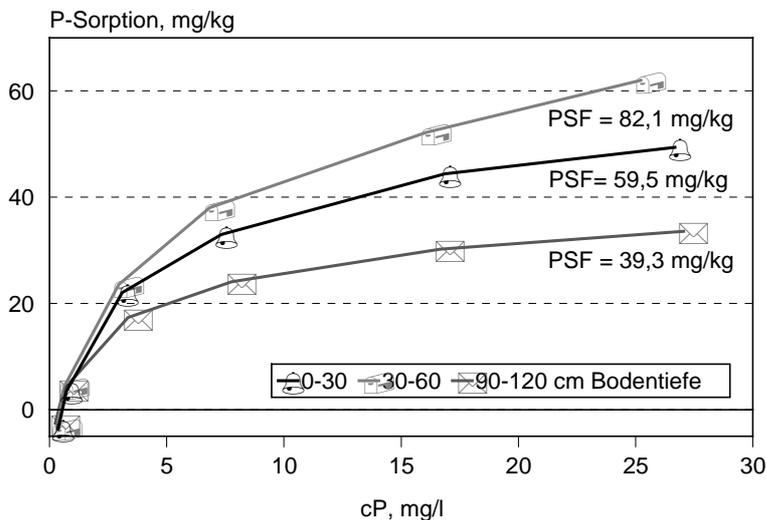


Abb. 7: Phosphor-Sorptionsisothermen von Böden der Abwasserbehandlungsanlage Storkow (Probe 1)

Bei diesem Standort weist die Schicht in 30-60 cm Bodentiefe mit ca. 82 mg/kg die höchste und die Schicht in 90-120 cm Bodentiefe mit 40 mg/kg die geringste P-Sorptionsfähigkeit auf. In den meisten Bodenproben der Abwasserbehandlungsfläche Storkow wurden aufgrund der

höheren Gehalte an organischer Substanz in den obersten Schichten dort auch die höheren P-Sorptionsfähigkeiten mit Werten zwischen 60 und 104 mg/kg gefunden. Die Werte in der Schicht von 30-60 cm Bodentiefe bewegen sich zwischen 41 und 82 mg/kg.

An den Böden des Nordostdeutschen Tieflandes wurde gefunden, dass der P-Sättigungsgrad der Böden am besten geeignet ist, das Risiko für eine vertikale P-Verlagerung und eine P-Auswaschung aus dem Boden abzuschätzen, weil er beide Steuergrößen für den wasserlöslichen, mobilen Phosphor enthält: Die Menge des gesamten akkumulierten Phosphors (TP) und indirekt über die P-Sorptionsfähigkeit die Menge der P-Sorptions- und -Bindungspartner (PÖTHIG et al., 2000).

Für die Bodenproben der Abwasserbehandlungsfläche wurden deshalb aus den P-Sorptionsfähigkeiten und unter Berücksichtigung des bereits akkumulierten Phosphors im Boden (TP) der P-Sättigungsgrad und die P-Sorptions-/Desorptions-Gleichgewichtskonzentrationen (cP_0) entsprechend Tab. 2 errechnet. Die erhaltenen Ergebnisse werden im Folgenden anhand der für die landwirtschaftlich genutzten sandigen Böden des Nordostdeutschen Tieflandes diskutiert.

In Abb. 8 ist die Abhängigkeit des wasserlöslichen P-Anteils vom P-Sättigungsgrad der Böden dargestellt.

Die Bodenproben der Abwasserbehandlungsanlage Storkow weisen eine P-Sättigung zwischen 66 und 90 % auf und liegen damit im oberen Bereich der an den Böden des Nordostdeutschen Tieflandes gefundenen Werte. Da die wasserlöslichen P-Anteile der Böden der Abwasserbehandlungsanlage aber wie bereits diskutiert (vgl. Abb. 6) stark überhöht sind, ordnen sie sich nicht in die für landwirtschaftlich genutzte Böden ermittelte Funktion ein. Allerdings folgen beide Datenserien dem gleichen exponentiellen Funktionstyp:

$$y = a + b^{(-x/c)},$$

aber mit unterschiedlichen Werten für a, b und c.

Ein ähnliches Bild ergibt sich auch für den Zusammenhang zwischen der P-Sorptions-/Desorptions-Gleichgewichtskonzentrationen cP_0 und dem P-Sättigungsgrad (Abb. 9): Die Werte für cP_0 der Abwasserbehandlungsfläche Storkow liegen zwischen $0,40 - 0,55 \text{ mg l}^{-1}$ und sind damit wesentlich höher als die unter gleichen Bedingungen bestimmten P-Sorptions-/Desorptions-Gleichgewichtskonzentrationen von landwirtschaftlich genutzten Böden des Nordostdeutschen Tieflandes.

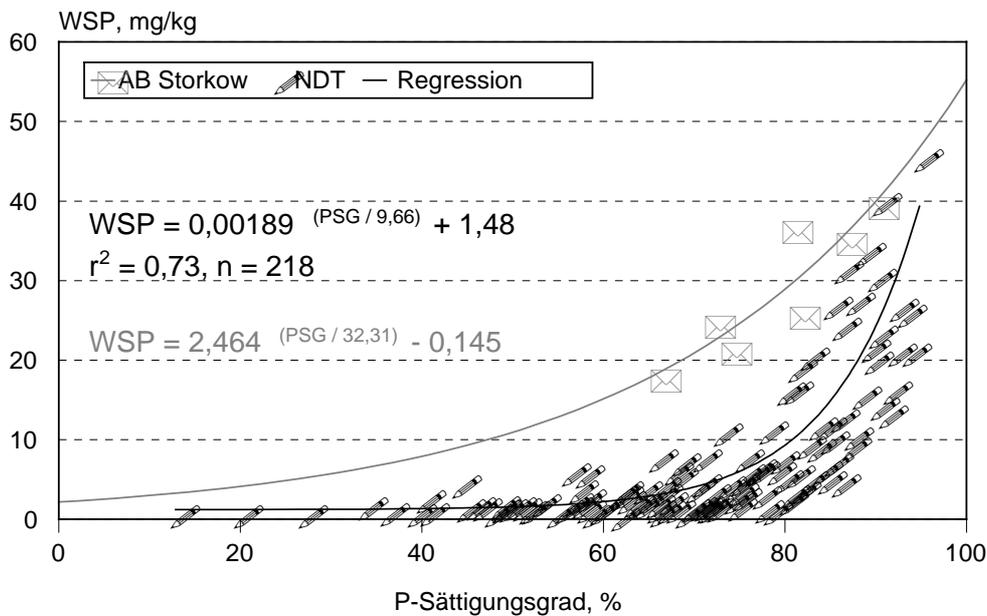


Abb. 8: Abhängigkeit des wasserlöslichen P-Anteils (WSP) vom P-Sättigungsgrad (PSG) der Böden - Vergleich der Böden des Nordostdeutschen Tieflandes (NDT) mit Boden der Abwasserbehandlungsanlage (AB) Storkow

Für den Boden der Abwasserbehandlungsanlage kann das nur bedeuten, dass der Phosphor wie oben dargestellt, nur in schwacher Form sorptiv gebunden ist und damit in weit höherem Maße einer Auswaschung unterliegt als es üblicherweise bei sandigen Böden der Fall ist.

Außerdem ist aus den hohen cP_0 -Werten des Bodens der Abwasserbehandlungsanlage zu schließen, dass unter diesen Bedingungen die P-Konzentration im Wasser des Kläranlagenablaufs über $0,4 \text{ mg l}^{-1}$ liegen muss, damit eine zusätzliche P-Sorption im Boden der Abwasserbehandlungsanlage erfolgen kann. Bei geringeren P-Konzentrationen ist dagegen mit einer P-Desorption aus dem Boden zu rechnen.

Diese vergleichenden Untersuchungen wurden unter Standard-Bedingungen mit einem Boden/Wasser-Verhältnis von 100 g l^{-1} durchgeführt. Die P-Sorption/-Desorption hängt jedoch nicht nur von der P-Konzentration der Lösung und der Menge an Sorptionspartnern ab, sondern auch vom Verhältnis Boden/Wasser und der Konzentration an Fremdionen in dem entsprechenden Wasser. Deshalb wurde zur Klärung der Frage, bei welcher P-Konzentration unter realen Bedingungen eine P-Desorption aus dem Boden auftritt, ein weiteres Experiment durchgeführt: Es wurde der Einfluss des Verhältnisses Boden/Wasser auf die P-Konzentration im Wasser und die P-Sorption/-Desorption des Bodens durch die Behandlung einer Bodenprobe der Abwasserbehandlungsfläche mit einer Wasserprobe des Kläranlagenablaufs bestimmt (Abb. 10 A und B).

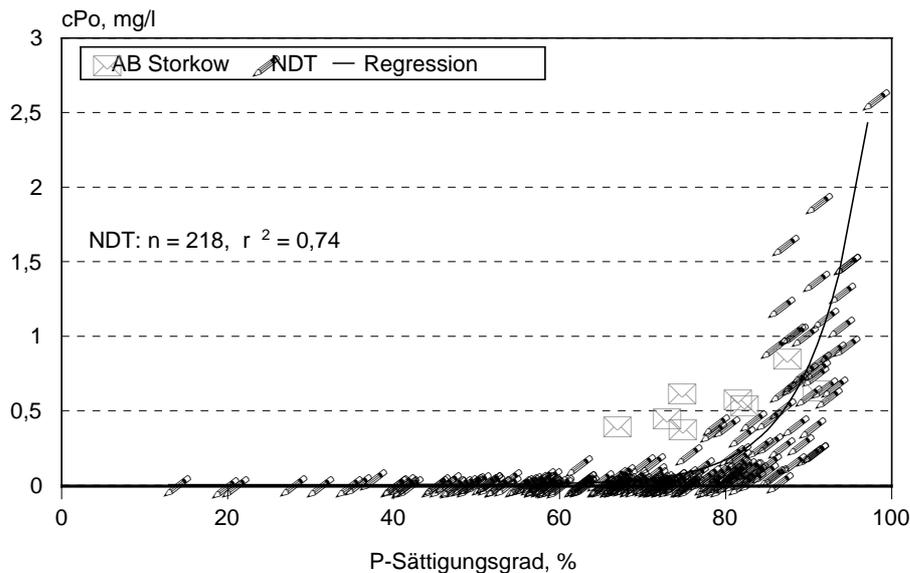


Abb. 9: Abhängigkeit der P-Sorptions-/Desorptions-Gleichgewichtskonzentration (cP_0) vom P-Sättigungsgrad der Böden - Vergleich der Böden des Nordostdeutschen Tieflandes (NDT) mit Böden der Abwasserbehandlungsanlage (AB) Storkow

Die für die Untersuchungen verwendete Wasserprobe des Kläranlagenablaufs vom 30.06.99 hatte eine TP-Konzentration von $2,05 \text{ mg l}^{-1}$. Bei der Behandlung des Bodens mit dieser Wasserprobe nimmt die P-Sorption entsprechend der in Abb.10A dargestellten Kurve mit steigendem Verhältnis Boden/Wasser ab und strebt bei hohen Werten gegen Null.

Die Veränderung der P-Konzentration des Wassers aus dem Kläranlagenablauf bei steigendem Boden/Wasser-Verhältnis ist in Abb. 10B dargestellt: Bei kleinen Boden/Wasser-Verhältnissen erfolgt eine geringfügige Abnahme der P-Konzentration des Wassers von $2,05$ auf $1,86 \text{ mg l}^{-1}$, bei Boden/Wasser-Verhältnissen über 200 g l^{-1} nimmt die P-Konzentration wieder allmählich zu.

Aus diesen Ergebnissen kann abgeleitet werden, dass bei realitätsnahen Boden/Wasser-Verhältnissen von weit über 1000 g l^{-1} und einer P-Konzentration im Kläranlagenablauf von ca. 2 mg l^{-1} nur eine geringe P-Sorption im Boden und damit auch keine bemerkenswerte Abnahme der P-Konzentration des Wassers aus dem Kläranlagenablauf bei einer Versickerung in diesem Boden zu erwarten ist.

Liegt die P-Konzentration unter $1,8 \text{ mg l}^{-1}$, was im Normalfall bei dieser Art der Kläranlage zu erwarten ist, muss sogar mit einer P-Desorption aus dem Boden und mit einer Erhöhung der P-Konzentration des Sickerwassers während der Bodenpassage gerechnet werden.

Ist die P-Konzentration des Wassers im Kläranlagenablauf aber wesentlich höher als 2 mg l^{-1} , d. h., treten im Betrieb der Kläranlage sogenannte Spitzen auf, so kann noch Phosphor im Boden sorbiert werden. In diesem Fall verringert sich die P-Konzentration des Sickerwassers bei der Bodenpassage in der Abwasserbehandlungsanlage und die "Spitzen" werden gedämpft.

Zur Überprüfung dieser Ergebnisse wurden P-Konzentrationen im Grundwasser (Kapillarsaum) in der Ost-West-Ausdehnung der Abwasserbehandlungsfläche und außerhalb der Abwasserbehandlungsfläche, ausgehend vom Tümpel in Richtung des Lebbiner Sees bestimmt. Die Ergebnisse bezüglich Grundwasserstand ab Geländeoberkante (GOK) und P-Konzentration sind in Abb. 11 dargestellt:

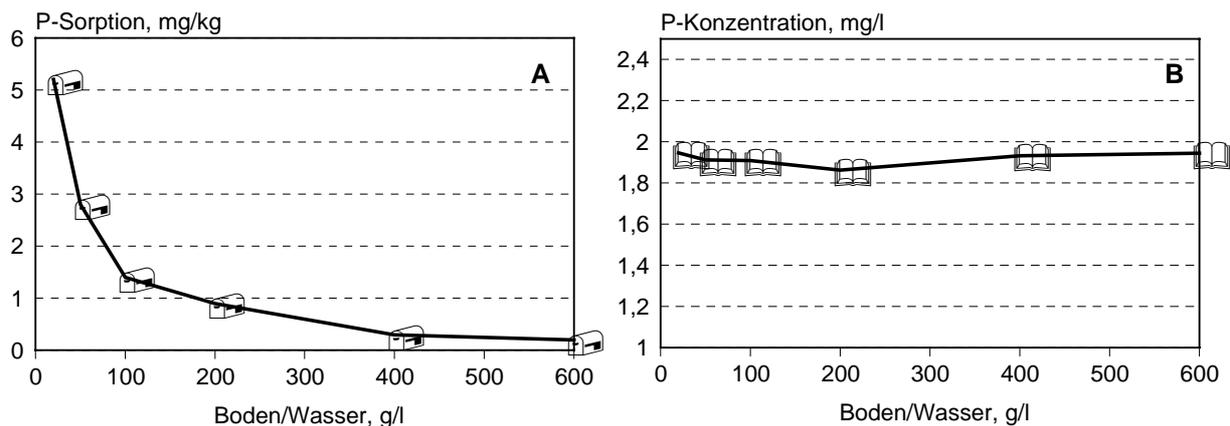


Abb. 10: Einfluss des Verhältnisses Boden/Wassers auf die P-Sorption des Bodens (A) und die TP-Konzentration des Wassers (B) bei der Behandlung einer Bodenprobe der Abwasser-versickerungsfläche mit Wasser des Kläranlagenablaufs ($c_P = 2,05 \text{ mg l}^{-1}$, Bodenprobe 3, 0-30 cm)

Die Grundwasserstände auf der Abwasserbehandlungsfläche (Abb. 11A, a-e) zeigten zum Zeitpunkt der Probenahme (29.07.99) eine abnehmende Tendenz in Richtung Osten, entgegengesetzt zur beobachteten Fließrichtung des temporären Wassers. Im Grundwasser wurden Konzentrationen für gelösten Phosphor (TSP) zwischen $1,54$ und $2,94 \text{ mg l}^{-1}$ bestimmt (Abb. 11B, a-e). Damit liegen die im Grundwasser (Kapillarsaum) ermittelten P-Konzentrationen unter der Abwasserbehandlungsfläche in der gleichen Größenordnung, die auch aus dem in der Abbildung 10 dargestellten Sorptionsexperiment erhalten wurden.

Die Grundwasserstände in Richtung Lebbiner See nehmen mit Ausnahme des tief eingeschnittenen Abwasser-Tümpels kontinuierlich ab (Abb. 11A, l-p). Die P-Konzentration (TSP) des Grundwassers am Rand des Tümpels (Standort l) betrug $2,3 \text{ mg l}^{-1}$, nach einer Strecke von ca. 20 m außerhalb der Abwasserbehandlungsfläche in Richtung See (Standort m) wurde nur noch eine P-Konzentration von $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ gemessen, die sich mit wachsender Entfernung von der Abwasserbehandlungsfläche noch auf Werte zwischen $0,06$ - $0,07 \text{ mg l}^{-1}$ verringerte (Abb. 11B, l-p).

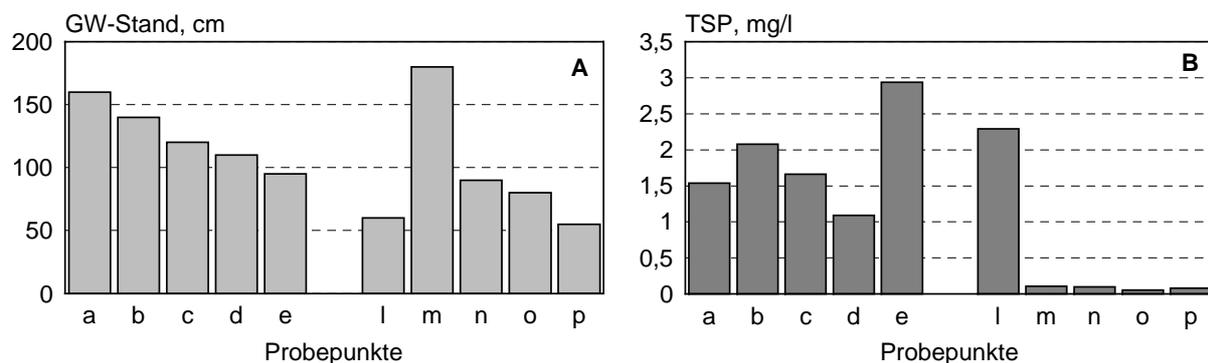


Abb. 11: Grundwasserstände (A) und P-Konzentrationen (B) im Grundwasser der Abwasserbehandlungsfläche Storkow (Pkt. a-e) und ausgehend vom Tümpel in Richtung Lebbiner See (Pkt. l-p)

8.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Aus den Untersuchungen des Bodens der Abwasserbehandlungsfläche am Klärwerk Storkow und durch den Vergleich mit landwirtschaftlich genutzten Böden gleicher Bodenart kann abgeleitet werden, dass der Boden der Abwasserbehandlungsanlage entsprechend seinen Gesamt-P-Gehalten und seiner P-Sättigung überproportional hohe Anteile an wasserlöslichem Phosphor und ebenso überhöhte P-Sorptions-/Desorptions-Gleichgewichtskonzentrationen aufweist. Das wird darauf zurückgeführt, dass die als P-Sorptions- und Bindungspartner in Frage kommenden Kationen in der mineralischen Substanz des Sandbodens durch die ständige hydraulische Belastung schon weitgehend ausgewaschen wurden. Dadurch kann der Phosphor nur noch an den oberflächlichen Kationen der in geringen Anteilen akkumulierten organischen Substanz dieser Böden sorbiert werden, wobei diese Art der sorptiven P-Bindung wenig stabil und der Phosphor dadurch leicht auswaschbar ist.

Die hohen wasserlöslichen P-Anteile zeigen die große P-Mobilität und bei den geringen Grundwasserständen eine hohe P-Austragsrate in das Grundwasser an (SCHOUMANS & BREEUWSMA, 1997). Dieser Fakt konnte mit Messungen der P-Konzentrationen im Grundwasser der Abwasserbehandlungsfläche, die sich im Bereich von 1,5 bis 2,9 mg l⁻¹ bewegten, bestätigt werden. Damit kann die Frage, ob aus dem Boden der Abwasserbehandlungsfläche am Klärwerk Storkow Phosphor in das Grundwasser ausgetragen wird, eindeutig positiv beantwortet werden.

Ob jedoch der mit dem Grundwasser ausgetragene Phosphor das südlich der Abwasserbehandlungsfläche gelegene Fließ oder den Lebbiner See erreicht, kann aus den vorliegenden Untersuchungsergebnissen nicht eindeutig entschieden werden. Grund dafür sind der kurze Untersuchungszeitraum und die Unklarheiten hinsichtlich der Grundwasserfließrichtung, die mit unterschiedlicher hydraulischer Belastung infolge Ausbildung von Toplagen wechseln kann. Für die Klärung dieser Frage wären weitere, insbesondere hydrologische Untersuchungen im Umfeld der Anlage erforderlich.

8.6 Literatur:

- BEHRENDT, H & PÖTHIG, R. (1999): Zusammenhänge zwischen Phosphorgehalt in Böden und Grundwasser im Nordostdeutschen Tiefland. Mitteilung des Instituts für Grundwasserwirtschaft der TU Dresden, Heft 2: 41-48.
- BEHRENDT, H. & BOEKHOLD, A. (1993): Phosphorus Saturation in Soils and Groundwaters. Land Degradation and Rehabilitation 4: 233-243.
- BEHRENDT, H., LADEMANN, L., PAGENKOPF, W.-G. & PÖTHIG, R. (1996): Vulnerable areas of phosphorus leaching - Detection by GIS-analysis and measurements of phosphorus sorption capacity. Water, Science and Technology 33 (4-5): 175-181.
- CHORUS, I. (1995): Müssen in der Seensanierung Gesamtposphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? In JÄGER, D. & R. KOSCHEL (Hrsg.), Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer.- Limnologie aktuell 8: 21-28.
- DENEKE, R., KLEEBERG, A., HÄMMERLING, R. & NIXDORF, B. (1998): Trophiestatus und Bewertung der Seen im Scharmützelseegebiet (Brandenburg) im Zeitraum 1994-97 als Grundlage für die Erarbeitung von Restaurierungsmaßnahmen. In Trautmann, A. (ed), Internationale Seen-Fachtagung 1998 - Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen. Oberschwäbische Verlagsanstalt, Ravensburg: 295-306.

- DRIESCHER, E. & GELBRECHT, J. (1993): Assessing the diffuse phosphorus input from subsurface to surface waters in the catchment area of the lower river Spree. *Wat. Sci. Tech.* 28 (3-5): 337-347.
- LADEMANN, H. & PÖTHIG, R. (1994): Untersuchungen zur Phosphorbelastung, Phosphorverlagerung und Phosphorsorptionsfähigkeit dräniertes Agrarflächen als Beitrag zum Gewässerschutz. *Vom Wasser* 82: 323-334.
- MATHAN, C. (2000): Die Kläranlage Storkow mit nachgeschalteter Pappelanlage und ihr Einfluß auf den Nährstoffstatus von Standgewässern. Diplomarbeit BTU Cottbus
- MEISSNER, R., RUPP, H., & SEEGER, J. (1997): Threat of Phosphorus Leaching from Intensively Farmed Agricultural Soils in the Central Reaches of the River Elbe in: *Phosphorus Loss from Soil to Water*, CAB INTERNATIONAL, Wallingford, UK, New York, USA, 430-433.
- NIXDORF, B. & DENEKE, R. (1997): Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343: 269-284.
- NIXDORF, B. & KLEEBERG, A. (Hrsg.) (1996): Gewässerreport Scharmützelseegebiet, Teil II der limnologischen Zustandsanalyse von Gewässern aus dem Scharmützelseegebiet, BTU Cottbus - Umweltwissenschaften, Band 2/96.
- PÖTHIG, R.; BEHRENDT, H. & LADEMANN, H. (2000): Akkumulation, Sorptionsfähigkeit und Mobilität von Phosphor in rekultivierten, landwirtschaftlich genutzten Kippenböden des Braunkohlentagebaues in der Niederlausitz, *Arch. für Nat. - Lands.* 39: 41-57.
- SCHOETERS, I., LOOKMAN, R., MERCKX, R. & VLASSAK, K. (1997): Evaluating a Phosphate Saturation Inventory of Soils in Northern Belgium in: *Phosphorus Loss from Soil to Water*, CAB INTERNATIONAL, Wallingford, UK, New York, USA, 400-403.
- SCHOUMANS, O.F. & BREEUWSMA, A. (1997): The Relation Between Accumulation and Leaching of Phosphorus: Laboratory, Field and Modelling Results in: *Phosphorus Loss from Soil to Water*, CAB INTERNATIONAL, Wallingford, UK, New York, USA, 361-363.
- SIEGMUND, S. (1998): Die Stickstoff- und Phosphorfrachten aus dem Einzugsgebiet des Wolziger Sees unter besonderer Berücksichtigung der oberflächlichen Einträge, Diplomarbeit, FU-Berlin, Institut für Geographie, Berlin.
- SCHOLZ, E. (1962): Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs, Pädagogisches Bezirksblatt, Potsdam.

9 Erste Ergebnisse zur Bedeutung der Nitrifikation in bergbaubeeinflussten Gewässern

Remo Ender, Gerhard Schmaland, Brigitte Nixdorf & Dieter Leßmann

Abstract

First results on the importance of the nitrification process in freshwaters influenced by lignite mining

High ammonium concentrations are a potential threat for the oxygen budget and for the aquatic biocoenoses of mining lakes. In connection with preliminary experimental investigations a literature survey was carried out on the biochemistry, the reaction conditions and the nitrification kinetics. The nitrification is inhibited under acidic conditions and shortage in oxygen, substrate and inorganic carbon. The experimental results show that a significant nitrification occurs only in neutralized mining water with the addition of activated sludge.

9.1 Einleitung

Die Ammoniumkonzentrationen in extrem sauren Bergbauseen sind relativ hoch (1-14 mg N l⁻¹). Ein Grund für diese Erscheinung ist die Hemmung der Nitrifikation im sauren Milieu. Da die Neutralisierung der großen Tagebauseen der Lausitz ein langfristiges Ziel des Gewässerschutzes ist, stellt sich die Frage, wie sich insbesondere bei Nutzung der Tagebauseen als Speicher diese hohen Konzentrationen auswirken.

Für Gewässer der Güteklasse II und besser, d. h. der in der Regel angestrebten Zielqualität, werden 0,3 mg N l⁻¹ vorgegeben (LAWA 1980). Höhere Konzentrationen sind nicht nur wegen der möglichen Sauerstoffzehrung bei der Nitrifikation und als Indikator fäkaler Verunreinigungen unerwünscht, Ammonium kann auch toxisch wirken, indem es unter basischen Bedingungen zu Ammoniak umgewandelt wird. Dies kann besonders während sommerlicher Schönwetterperioden, wenn sich die pH-Werte sehr schnell infolge intensiver Algenblüten erhöhen können, zu Fischsterben führen. Die Gewässersanierung sollte daher die Förderung der Nitrifikation einschließen.

In welchem Maße und unter welchen Bedingungen eine Nitrifikation bei Mischung saurer und neutraler Wasserkörper eintreten kann, ist ein Untersuchungsgegenstand im Teilprojekt 5.2 „Biogene Stoffumsetzungen in Tagebauseen“ im Projektverbund „Gewässergüteentwicklung in der Spree“ (BMBF-FKZ 02WB9970/1). In diesem Beitrag werden Ergebnisse aus Literaturrecherchen und ersten Experimenten dargestellt.

9.2 Theoretischer Hintergrund zur Nitrifikation

9.2.1 Zur Biochemie der Nitrifikation

Unter Nitrifikation wird jene Stickstoffumsetzung verstanden, bei der durch biochemische Oxidation organische und anorganische N-Verbindungen zu Nitrat oxidiert werden. Daran sind folgende autotrophe und heterotrophe Nitrifikanten beteiligt (REICHARDT 1978, PAINTER 1970):

Ammoniakoxidanten



Nitritoxidanten



Ihr Stoffwechsel ist chemolithoautotroph, d. h. sie bedienen sich des CO_2 als Kohlenstoffquelle und gewinnen ihre Energie aus den angeführten Oxidationsprozessen. Zu den Ammoniakoxidanten gehören Spezies der Gattungen *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrocystis* sowie *Nitrosogloea* und zu den Nitritoxidanten *Nitrobacter* und *Nitrocystis*.

In der Regel werden nur *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* genannt. Beide Gruppen sind im Gewässer zumeist im Benthos oder auf treibenden Flocken zu finden. Der Anteil direkt suspendierter Individuen ist gering (HAJEK 1984, BERGERON 1978, RECHENBERG 1996).

Der stöchiometrische Sauerstoffbedarf für den gesamten Prozess



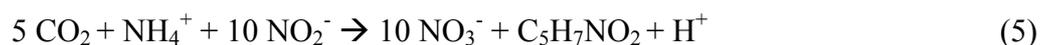
beträgt 4,57 mg O_2 /mg N.

HAJEK (1984) ermittelte aus den Angaben verschiedener Autoren einen tatsächlichen Bedarf von ca. 4,3 mg O_2 /mg N. Die geringe Verminderung gegenüber dem stöchiometrischen Wert resultiert aus der Sauerstofffreisetzung bei der CO_2 -Verwertung.

Um das Wachstum der an den Nitrifikationsprozessen beteiligten Mikroorganismen zu berücksichtigen, hat die EPA (1975) zwei Summgleichungen als empirische Formulierungen entwickelt:



und

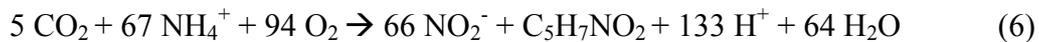


Damit ist es möglich, das Wachstum der Bakterien in stöchiometrische Berechnungen einzubeziehen. Außerdem wird deutlich, dass die nitrifizierenden Bakterien beider physiologischer Gruppen gelöstes CO_2 benötigen und Protonen produzieren. Allein aus dieser Tatsache werden folgende Konsequenzen für die Gewässergüteentwicklung ersichtlich:

1. Diese Prozesse müssen durch die hydrochemischen Bedingungen in sauren Tagebauen sehr stark gehemmt sein.

2. Es besteht die Gefahr einer Wiederversauerung durch intensive Nitrifikation im neutralen Milieu sanierter bzw. restaurierter Tagebauseen.

HAJEK (1984) führt die Gleichungen (1) und (4) sowie (2) und (5) zusammen und erhält



bzw.



Daraus errechnet der Autor als Quotient aus der gebildeten Zellsubstanz und dem umgesetzten Stickstoff einen Ertrags-(Yield-) Koeffizienten von 1,5 % für die Nitritbildung gemäß der Gleichung (1) und 0,2 % für die Nitratbildung gemäß Gleichung (2) sowie einen spezifischen Sauerstoffbedarf

von 3,21 g O₂/g NH₄-N bzw. 1,11 g O₂/g NO₂-N.

Die Umrechnung der Wasserstoffionenfreesetzung unter Einbeziehung der Bakterienmasse in CaCO₃-Bedarf ergibt rund

7 mg CaCO₃/mg NH₄-N.

9.2.2 Reaktionsbedingungen und Kinetik der Nitrifikation

Beide Nitrifikationsreaktionen können durch Sauerstoffmangel und Substratmangel gehemmt werden. Basisches Milieu hemmt besonders die Reaktion gemäß Gleichung (1) wegen des freien Ammoniaks in der dann vorliegenden Lösung. Unter sauren Bedingungen wird die Reaktion gemäß Gleichung (2) durch die entstehende salpetrige Säure gehemmt.

HAJEK (1984) bestätigte experimentell die aus den stöchiometrischen Gleichungen hervorgehende pH-Senkung durch die erste Stufe der Nitrifikation. Die zweite Stufe verändert den pH-Wert nicht. Vor allem sie wird aber durch die Verminderung des pH-Wertes gehemmt.

Eine mathematische Beschreibung der maximalen Wachstumsrate in Abhängigkeit vom pH-Wert geben DOWNING & KNOWLES (1966) mit Gleichung (8), ohne zwischen der ersten und zweiten Stufe zu unterscheiden.

$$\mu_{\max} = \mu_{\max}^{(1-0,833(7,2-\text{pH}))} \quad \text{pH} < 7,2 \quad (8)$$

Eine graphische Darstellung der daraus errechneten prozentualen Wachstumsraten in Abhängigkeit vom pH-Wert unter ansonsten gleichbleibenden Bedingungen zeigt Abbildung 1.

Danach ist unter pH 6 praktisch kein Nitrifikantenwachstum zu erwarten. Bei pH 7 ist es noch zu 50 % gehemmt. Auch HAJEK (1984) fand in den experimentellen Ergebnissen mehrerer Autoren bei einem pH-Wert von 7 schon eine 50-prozentige Hemmung. PAINTER & LOVELESS (1983) ermittelten ein Maximum des Wachstums bei pH 8,5.

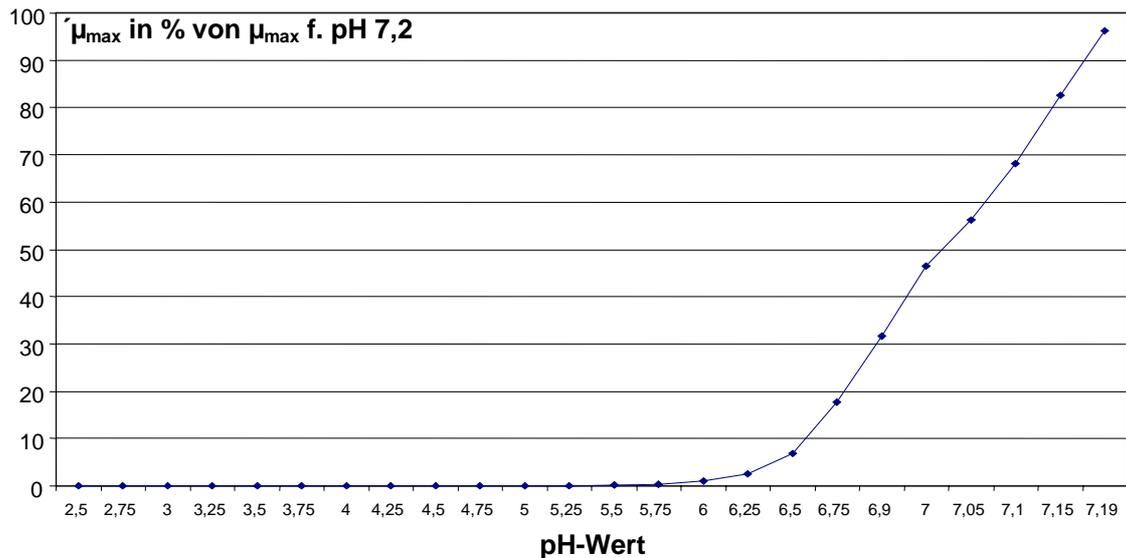


Abb. 1: Relative Wachstumsraten der Nitrifikanten in Abhängigkeit vom pH-Wert (nach DOWNING & KNOWLES 1966)

Bei einer Trennung der ersten und zweiten Stufe liegt ein höheres pH-Optimum für Nitrosomonas als für Nitrobacter vor. Unter pragmatischen Aspekten ist dies jedoch ohne Belang, weil in der Regel nur die vollständige Nitrifikation den wasserwirtschaftlichen Zielstellungen entspricht. Gerade Nitrifikanten wachsen langsamer als andere Gruppen. WOLF (1974) hat deshalb in seinem Simulationsmodell für den Sauerstoffhaushalt von Fließgewässern für die Nitrifikation eine lag-Phase von 20 Tagen vorgesehen.

HAJEK (1984) zitiert mehrere Autoren, die ebenfalls ein eher statisches Verhalten der Nitrifikantenpopulationen festgestellt haben. Danach überleben diese Bakterien einerseits Substratmangel recht gut, vermehren sich aber bei Substratüberschuss zunächst sehr langsam. Als Temperaturoptimum werden übereinstimmend Werte um 35°C angegeben.

Bis 1975 haben verschiedene Autoren Reaktionen erster Ordnung (Kinetik 1. O.) oder nullter Ordnung für beide Teilprozesse vermutet bzw. gemessen. Inzwischen herrscht dahingehend Übereinstimmung, dass die Michaelis-Menten-Kinetik (MM-Kinetik) zur Beschreibung beider Reaktionen verwendet werden sollte (BERGERON 1978):

$$v = -dS / dt = v_{\max} * S / k_M + S \quad (8a)$$

mit

- v = Reaktionsgeschwindigkeit (mg l⁻¹ d⁻¹)
- v_{max} = maximale Reaktionsgeschwindigkeit (mg l⁻¹ d⁻¹)
- S = Substratkonzentration (mg l⁻¹)
- k_M = Michaeliskonstante

Da die Reaktion erster Ordnung einen Grenzfall der MM-Kinetik darstellt, könnte es unter Bedingungen des Substratmangels, der in den hier zu behandelnden Fällen häufig gegeben sein dürfte, oder sich nach einer kurzen anfänglichen Phase der Reaktion einstellt, sinnvoll sein, wieder die Kinetik 1. O. einzuführen. Dies vereinfacht die Modelle und bringt möglicherweise keine bedeutsamen Ungenauigkeiten, denn für

$$S \ll k_M$$

wird

$$dS / dt = v_{\max} / k_M * S \quad (9),$$

wobei dann

$$v_{\max} / k_M$$

quasi eine Konstante erster Ordnung darstellt.

Mindestens zwei Substrate (Ammonium und Sauerstoff) können die Nitrifikation limitieren. Außerdem könnte das in der recherchierten Literatur nicht erwähnte CO₂, besonders in hypertrophen Seen in Zeiten starker Algenblüten, in das Minimum geraten. Das gleiche wäre denkbar, wenn in den Tagebauseen aufgrund der niedrigen pH-Werte zu wenig anorganischer Kohlenstoff vorhanden ist (KRUMBECK et al. 1998, NIXDORF & KAPFER 1998, LESSMANN & NIXDORF 2000).

9.3 Material und Methoden

In zwei Versuchsserien wurde die quantitative Änderung der Stickstofffraktionen unter verschiedenen Bedingungen untersucht. Als Untersuchungswasser dienten Proben aus den beiden Tagebauseen Plessa RL 117 und Koyne RL 113. Beide Gewässer sind sauer, unterscheiden sich jedoch hinsichtlich der Aziditätsparameter erheblich (Tab. 1).

Tab. 1: Aziditätsparameter und Konzentrationen wichtiger Inhaltsstoffe in den Tagebauseen Koyne RL 113 und Plessa RL 117 zum Zeitpunkt der Probenentnahme

See	Datum	pH	K _{B4,3} [mmol l ⁻¹]	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	SO ₄ [mg l ⁻¹]	Fe _{ges. gel.} [mg l ⁻¹]	NH ₄ [mg l ⁻¹]
113	10.02.00	2,6	9,89	3140	2057	119	14,2
	21.03.00	2,6	9,18	2920	1866	109	12,2
117	10.02.00	2,9	2,18	1280	793	17,3	1,86
	21.03.00	2,9	2,12	1240	714	19,0	2,01

In der Versuchsserie 1 wurde der Ammonium-Abbau bei Original-pH-Werten von 2,7 bzw. 3,0 und bei pH 7 sowie mit und ohne Belebtschlammzugabe untersucht. In der Versuchsserie 2 wurden die pH-Werte auf 6 bzw. 8 eingestellt und die Ansätze belüftet (Tab. 2). Der Belebtschlamm wurde vor Versuchsbeginn von der Kläranlage Cottbus bezogen und in Konzentrationen von 0,35 g l⁻¹ TM zugegeben. In offenen 1-Liter-Behältern wurden jeweils 8 Ansätze über zwei Wochen auf die Entwicklung der Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- und Gesamtstickstoff-Konzentrationen untersucht.

Die Messung des pH-Wertes (DIN 38404-C5), der elektrischen Leitfähigkeit (DIN 38404-C8), der Sauerstoffkonzentration und -sättigung (DIN 38408-G22), der Ammoniumkonzentration (DIN 38406-E5) sowie die pH-Wert-Korrektur der neutralisierten Proben erfolgte täglich. Die Ausgangsparameter wurden während der Probenahme aufgenommen. Die erste Messung wurde 24 Stunden nach Versuchsbeginn vorgenommen. Bei Änderungen der Ammoniumkonzentrationen wurden filtrierte Proben zur Nitrat- und Nitrit-Stickstoffbestimmung an das Zentrale Analytische Labor der BTU Cottbus gegeben. Gesamtstickstoff wurde am Lehrstuhl Abwassertechnik gemessen (DIN 38409-H27).

Tab. 2: Übersicht über die Nitrifikationsversuchsserien 1 und 2 mit jeweils 1 l - Ansätzen

Versuchsserie 1 (unbelüftet) Original-pH + pH 7, Belebtschlammzugabe (+ S): 0,35 g l ⁻¹ TM	Versuchsserie 2 (belüftet) pH 6 + 8, Belebtschlammzugabe (+S): 0,35 g l ⁻¹ TM
Ansatz 1: Wasser RL 113, pH 2,7	Ansatz 1: Wasser RL 113, pH 6
Ansatz 2: Wasser RL 113, pH 7	Ansatz 2: Wasser RL 113, pH 8
Ansatz 3: Wasser RL 113, pH 2,7 + S	Ansatz 3: Wasser RL 113, pH 6 + S
Ansatz 4: Wasser RL 113, pH 7 + S	Ansatz 4: Wasser RL 113, pH 8 + S
Ansatz 5: Wasser RL 117, pH 3	Ansatz 5: Wasser RL 117, pH 6
Ansatz 6: Wasser RL 117, pH 7	Ansatz 6: Wasser RL 117, pH 8
Ansatz 7: Wasser RL 117, pH 3 + S	Ansatz 7: Wasser RL 117, pH 6 + S
Ansatz 8: Wasser RL 117, pH 7 + S	Ansatz 8: Wasser RL 117, pH 8 + S

9.4 Ergebnisse und Diskussion

In zwei Versuchsserien wurde der Ammoniumabbau unter sauren und neutralen Verhältnissen sowie mit und ohne Belebtschlammzugabe quantifiziert. Nur die neutralen Ansätze mit Belebtschlammzugabe zeigten eine deutliche Umsetzung des Ammoniumstickstoffs. Beim Ansatz 4 „Wasser RL 113 pH 7 + S“ ging die Ammonium-Konzentration in den ersten drei Tagen von 10,9 auf 9,1 mg l⁻¹ und nach elf Tagen auf 3,6 mg l⁻¹ zurück (Abb. 2). Die Nitrat-Stickstoffkonzentration stieg nach drei Tagen von 0,25 auf 0,68 mg l⁻¹, nach elf Tagen auf 2,7 mg l⁻¹ an (Abb. 3). Im Ansatz 8 „Wasser RL 117 pH 7 + S“ ging die Ammonium-Stickstoff-Konzentration von 1,5 auf 0,03 mg l⁻¹ zurück (Abb. 4), wobei die Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 0,19 auf 0,55 mg l⁻¹ anstieg und nach vier Tagen wieder auf 0,3 mg l⁻¹ abfiel (Abb. 5).

Durch hohe Eisenkonzentrationen kam es in den neutralisierten Ansätzen zu Hydrolyse- und Oxidationsprozessen und damit zum Absinken des pH-Wertes, der täglich durch Zugabe von Natronlauge korrigiert werden musste.

Innerhalb der ersten zwei Tage nahm die Sauerstoffkonzentration in den Ansätzen mit Belebtschlammzugabe stark ab. In den sauren Ansätzen mit Schlammzugabe betrug die Sauerstoffsättigung nach zwei Tagen nur noch rund 60 %, in den neutralisierten rund 30 %.

In der zweiten Versuchsserie wurde die Nitrifikation bei pH-Werten von 6 und 8 untersucht. Um ein Absinken der Sauerstoffkonzentration zu verhindern, unterlagen die Ansätze einer kontinuierlichen Belüftung. Dadurch konnte eine gleichbleibende Sauerstoffversorgung gesichert werden. In den Ansätzen mit Wasser aus dem RL 113 kam es nur beim Ansatz 4 zu einer Abnahme der Ammoniumkonzentration („Wasser RL 113 pH 8 + S“) (Abb. 6). Es wurde auch ein Anstieg der Nitratkonzentration gemessen (Abb. 7). Die übrigen Ansätze mit Wasser aus dem RL 113 zeigten keine deutlichen Veränderungen. Die geringe Nitrifikationsleistung ist wahrscheinlich, bedingt durch hohe Eisengehalte im RL 113, auf die Schwierigkeiten bei der Einstellung konstant neutraler pH-Werte zurückzuführen.

In den mit Belebtschlamm versetzten Ansätzen des RL 117 war bereits nach einem Tag ein Rückgang der Ammonium-Stickstoff-Konzentration von 1,2 auf 0,1 mg l⁻¹ („Wasser RL 117 pH 8 + S“) bzw. von 1,5 auf 0,6 mg l⁻¹ („Wasser RL 117 pH 6 + S“) zu verzeichnen (Abb. 8). In den Ansätzen ohne Belebtschlammzugabe erfolgte die Konzentrationsabnahme zeitlich verzögert. Die Nitrat-Konzentrationen stiegen dabei in den ersten drei Tagen von 1,3 auf 2,1 mg l⁻¹ („Wasser RL 117 pH 8 + S“) bzw. von 1,0 auf 2,3 mg l⁻¹ („Wasser RL 117 pH 6 + S“) (Abb. 9).

Nitrit-Stickstoff blieb während der Untersuchung unter der Bestimmungsgrenze von 0,1 mg l⁻¹. Die Gesamt-Stickstoffkonzentration lag in den Ansätzen mit Wasser aus dem RL 113 zwischen 11 und 17 mg l⁻¹, in den Ansätzen mit Wasser aus dem RL 117 zwischen 1,5 und 3,0 mg l⁻¹ und blieb während der Untersuchung relativ konstant, was die Umsetzung des Ammonium-Stickstoffs zu Nitrat-Stickstoff verdeutlicht.

Die vorgenommene Neutralisation der Wässer bis zu minimal pH 6 ist nach der in Abb. 1 dargestellten Abhängigkeit der Nitrifikation vom pH-Wert eine Grundvoraussetzung für deren Initiierung. Dies bestätigen auch die Ergebnisse aller sauren Varianten in Versuchsserie 1. Die Ergebnisse der zweiten Versuchsserie mit Wasser aus dem RL 113, bei denen in den Varianten ohne Schlamm keine Nitrifikation gemessen wurde, lassen vermuten, dass toxische Inhaltsstoffe wie z. B. hohe Schwermetallkonzentrationen additiv oder synergistisch zu den niedrigen pH-Werten die Entwicklung einer Nitrifikantenpopulation gehemmt haben.

In den Tagebauwässern dürfte bei den niedrigen pH-Werten deren Abundanz zunächst nahe Null liegen. Da bei pH 6 und Ammonium-Konzentrationen um 10 mg l⁻¹ trotz Animpfung nach 14 Tagen noch keine Nitrifikation einsetzte, muss vermutet werden, dass diese Schadfaktoren, wenn nicht letal, so doch zumindest hemmend auf die Stoffwechselaktivität der Bakterien wirken.

Weitere Versuche sollten die Zeit für eine mögliche Adaptation der Nitrifikanten an diese, auch unabhängig vom pH-Wert ungünstigen Bedingungen einschließen. Wenn pH-Werte über 6 Grundbedingung für das Wachstum sind, dann sind sie es auch für die Ausbildung einer an andere Schadstoffe adaptierten Population.

Ab pH 7 scheint nach 8-10 Tagen eine Adaptation möglich (Versuchsserie 1: „Wasser RL 117 pH 7 + S“). Bei pH 8 in der zweiten Versuchsserie traten die hemmenden Einflüsse nicht mehr in Erscheinung. Allerdings ist in diesem Fall die Belüftung als weitere Ursache der höheren Reaktionsgeschwindigkeit zu berücksichtigen. Darauf deuten auch die in Versuchsserie 1 häufiger vorliegenden Defizite in der N-Bilanz. Wahrscheinlich sind sie Folge der dissimilatorischen Denitrifikation, die unter Sauerstoffmangel eintreten könnte.

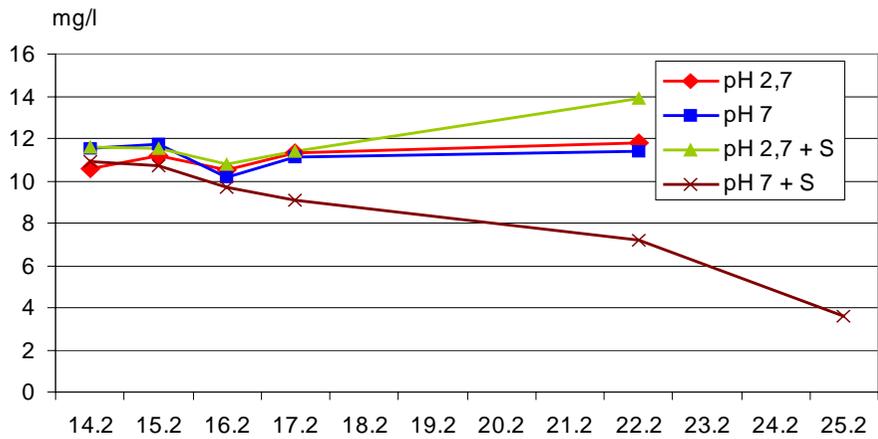


Abb. 2: Entwicklung der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen in den Ansätzen 1-4 der ersten Versuchsserie

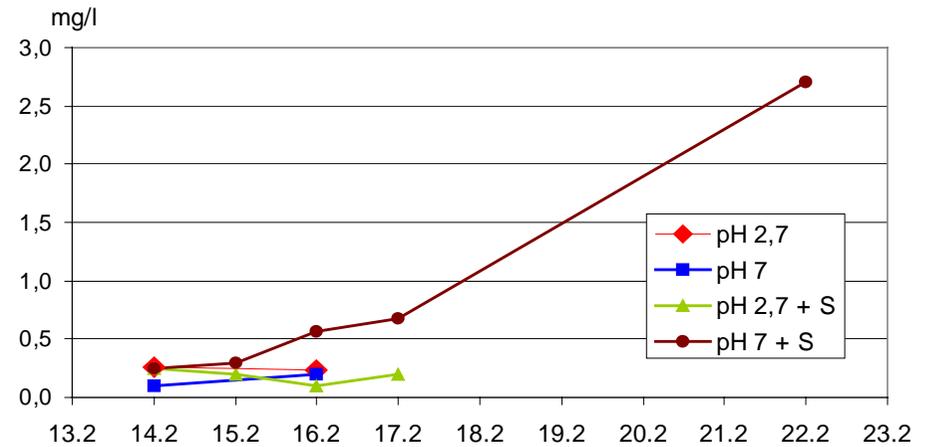


Abb. 3: Entwicklung der Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen in den Ansätzen 1-4 der ersten Versuchsserie

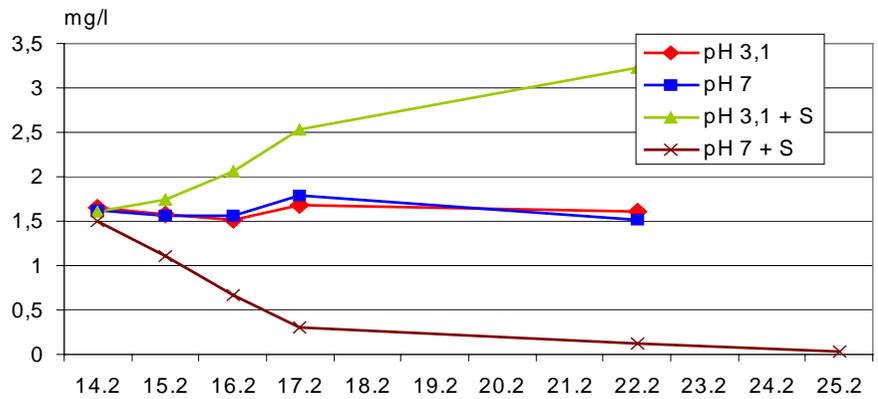


Abb. 4: Entwicklung der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen in den Ansätzen 5-8 der ersten Versuchsserie

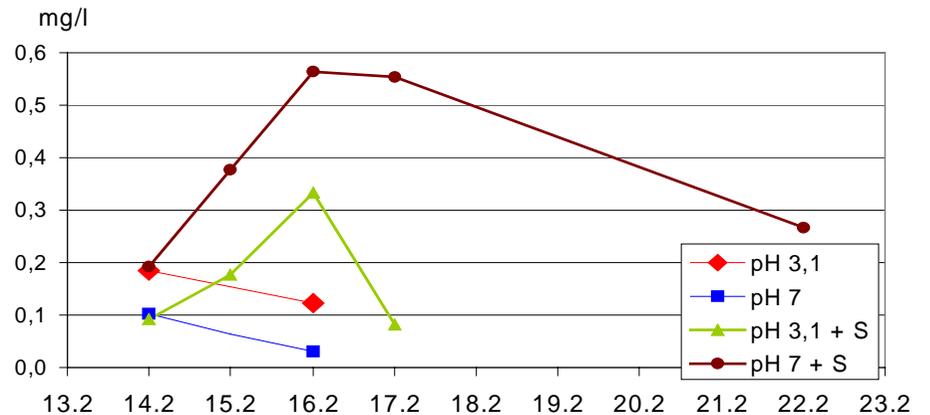


Abb. 5: Entwicklung der Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen in den Ansätzen 5-8 der ersten Versuchsserie

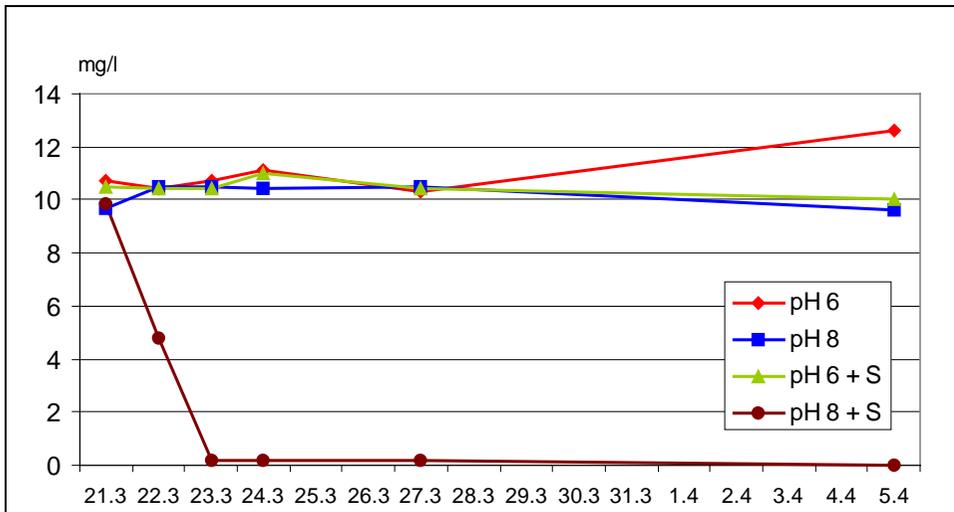


Abb. 6: Entwicklung der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen in den Ansätzen 1-4 der zweiten Versuchsserie

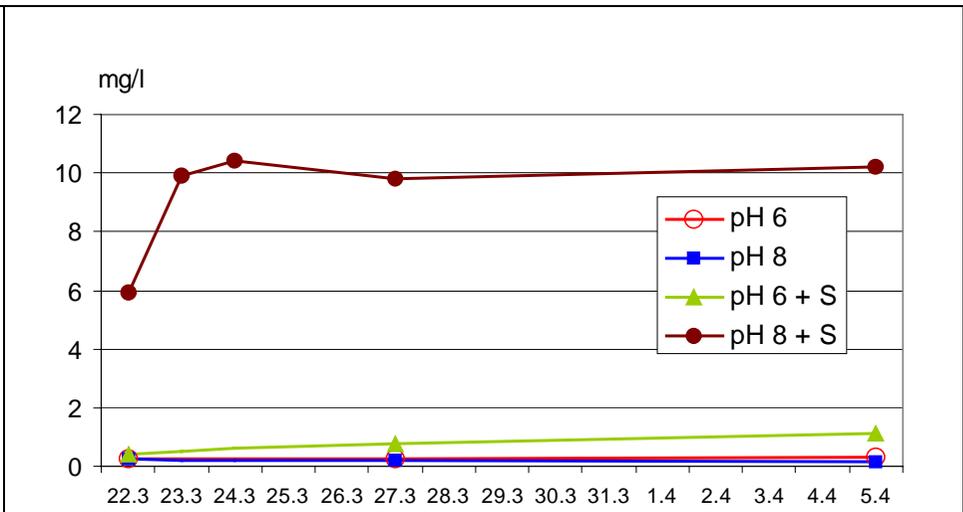


Abb. 7: Entwicklung der Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen in den Ansätzen 1-4 der zweiten Versuchsserie

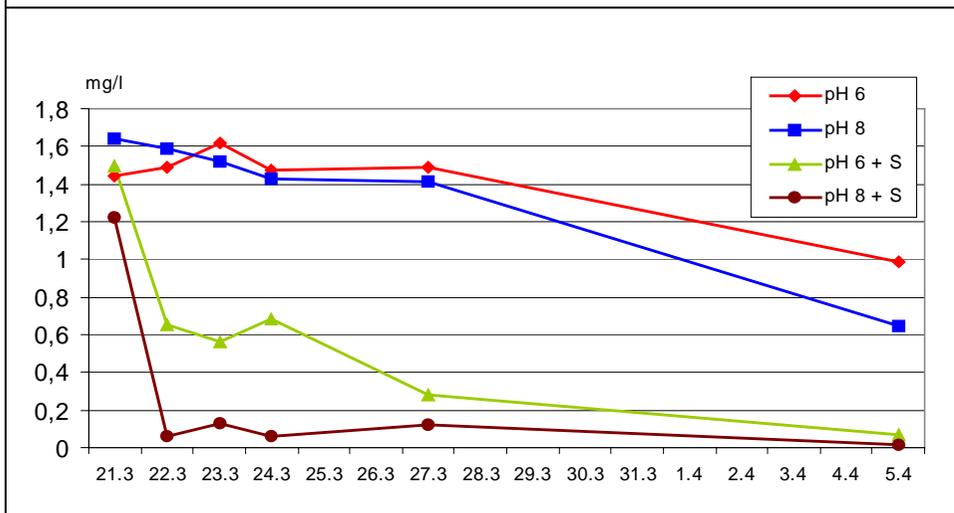


Abb. 8: Entwicklung der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen in den Ansätzen 5-8 der zweiten Versuchsserie

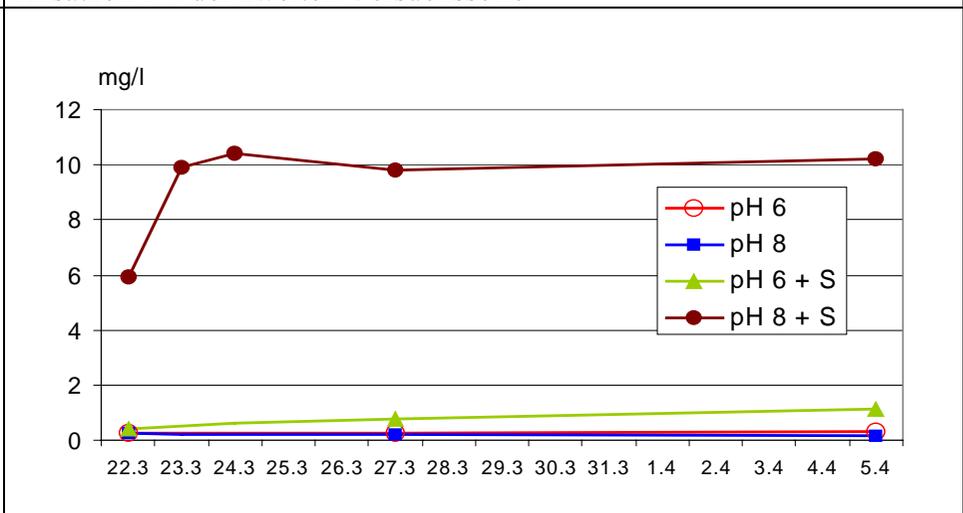


Abb. 9: Entwicklung der Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen in den Ansätzen 5-8 der zweiten Versuchsserie

9.5 Zusammenfassung

Die Nitrifikation bildet im Rahmen eines Forschungsprojekts zu biogenen Stoffumsetzungen in Tagebauseen einen wichtigen Teilpunkt der Untersuchungen. Die stets relativ hohen Ammonium-Konzentrationen insbesondere in sauren Tagebauseen stellen eine potentielle Belastung für den Sauerstoffhaushalt dar und sind eine Gefahr für die aquatischen Biozöosen im Fall der Bildung von Ammoniak bei höheren pH-Werten. In Verbindung mit ersten experimentellen Untersuchungen wurde eine Literaturstudie zur Biochemie, den Reaktionsbedingungen und der Kinetik der Nitrifikation erstellt. Eine Hemmung der Nitrifikation tritt unter sauren Bedingungen ($\text{pH} < 6$) sowie bei Sauerstoff- und Substratmangel auf. Sie ist ebenfalls bei Kohlendioxidmangel zu vermuten. Die in der Literatur gefundenen Aussagen konnten durch experimentelle Untersuchungen bestätigt und quantifiziert werden. In zwei Versuchsreihen mit Wasser aus sauren Tagebauseen wurde die Nitrifikation in belüfteten und unbelüfteten Originalproben und Proben mit angehobenen pH-Werten sowie mit und ohne Zugabe von Belebtschlamm gemessen. Eine deutliche Umsetzung des Ammonium-Stickstoffs zu Nitrat-Stickstoff konnte nur in den neutralisierten Proben mit Belebtschlammzugabe ermittelt werden. Dabei ergaben sich im Gegensatz zu den Versuchen mit pH 8 bei pH 6 Unterschiede zwischen verschiedenen Seen, die sich hinsichtlich der Säurebelastung unterscheiden.

9.6 Literaturverzeichnis

- BERGERON, P. (1978): Untersuchungen zur Kinetik der Nitrifikation. Dissertation, Universität Karlsruhe. Karlsruher Berichte zur Ingenieurbiologie 12. 186 Seiten.
- DOWNING, A.L. & KNOWLES, G. (1966): Population dynamics in biological treatment plants. Proc. 3rd Int. Conf. Wat. Poll. Res. HMSO London.
- EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1975): Process design manual for nitrogen control.
- HAJEK, P.M. (1984): Stickstoffoxydation in Fließgewässern. Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, TU München.
- KRUMBECK, H., NIXDORF, B. & FYSON, A. (1998): Ressourcen der Bioproduktion in extrem sauren Tagebauseen der Lausitz – Angebot, Verfügbarkeit und Umsetzung. In: Schmitt, M. & Nixdorf, B. (Hrsg.) (1998), Gewässerreport (Nr. 4): Forschungsergebnisse zur Limnologie von Gewässern im Scharmützelseegebiet und in Bergbaufolgelandschaften, BTU-AR 5/98: 7-17.
- LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1980): Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland, Stuttgart.
- LESSMANN, D. & NIXDORF, B. (2000): Acidification control of phytoplankton diversity, spatial distribution and trophy in mining lakes. Verh. internat. Verein. Limnol. 27.
- NIXDORF, B. & KAPFER, M. (1998): Evidence of sediment processes in acidic mining lakes for the enhancement of phototrophic pelagic and benthic metabolism. Water, Air, Soil Poll. 108: 317-330.
- PAINTER, H.A. (1970): A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms. Water Res. 4: 393-450.
- PAINTER, H.A. & LOVELESS, J. E. (1983): Effect of temperature and pH value on the growth rate constants of nitrifying bacteria in the activated sludge process. Water. Res. 17: 237-248.
- RECHENBERG, B. (1996): Räumliche und zeitliche Variabilität der Nitrifikation in Fließgewässern. Dissertation, Universität Dresden.
- REICHARDT, W. (1978): Einführung in die Methoden der Gewässermikrobiologie. Stuttgart.
- WOLF (1974): Simulation des Sauerstoffhaushalts in Fließgewässern. Stuttgarter Berichte für Siedlungswasserwirtschaft. Oldenbourg-Verlag, München.