

10 Jahre Gewässeruntersuchung im Scharmützelseegebiet - Trophie- und Phytoplanktonentwicklung 1994 bis 2003

Jacqueline Rücker

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle
Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: j.ruecker@t-online.de

Key words: Gesamtphosphor, Chlorophyll a, Trophie-Index, Trophierückgang, Cyanobakterien

Abstract

Long-term measurements of water quality in 12 lakes in the region of lake Scharmützelsee (East Brandenburg, Germany) showed first trends of a lakes response on reduced external nutrient inputs. Although the external loads have been reduced by 90 % since 1990, positive trophic responses in dimictic lakes were recorded 10 years later with an improvement of trophic indices acc. to LAWA (1999). There are high interannual variations in the water quality development indicating the instability of this transition phase. The reason for the delayed reactions is mainly found in the unchanged high rate of internal phosphorous release from the sediments of the dimictic lakes. The dimictic lakes Scharmützelsee, Großer Glubigsee and Storkower See showed a reduction in total phosphorus concentrations and phytoplankton biomass. The phytoplankton composition changed, i.e. the portion of cyanobacteria declined dramatically. Whereas these lakes lie in-between the threshold for phytoplankton response on restoration ($40 - 50 \mu\text{g l}^{-1}$, Chorus, 1995), in lake Wolziger See phytoplankton composition changed from cyanobacteria to dinoflagellates already at a TP-level of $90 \mu\text{g l}^{-1}$ since 1998. But this change was not stable. Since 2001, an increase in TP and biomass could be observed. Cyanobacteria reappeared and dominated the phytoplankton in 2003. Polymictic lakes are more resistant to reduced external nutrient loads and responded in different ways: Persistence in a polytrophic state (lake Melangsee) or tendency of TP-reduction with a decline of phytoplankton biomass (lakes Langer See and Petersdorfer See). Lake Springsee is the only dimictic lake which does not show a clear tendency of TP-reduction until now. The reasons could be a high P-import from lake Melangsee and internal P-release from the sediment.

Einleitung

Seit nunmehr 10 Jahren untersucht der Lehrstuhl Gewässerschutz der Brandenburgischen Technischen Universität von seiner Forschungsstelle mit Sitz in Bad Saarow aus die Wasserqualität von Seen in der Scharmützelseeregion. Diese Untersuchungen erfolgen vor dem Hintergrund der seit Beginn der 90er Jahre stark zurückgegangenen externen Belastung (Hämmerling & Nixdorf, dieses Heft). Nach den ersten Bestandsaufnahmen von Nixdorf et al. (1995) und Nixdorf & Kleeberg (1996) folgte 1997 die Trophie-Einstufung der untersuchten Gewässer durch Deneke (1997). Er stellte fest, dass von 1994 bis 1997 die Trophie auf unverändert hohem Niveau blieb oder eher eine steigende Tendenz aufwies (z.B. Scharmützelsee). Die einzige Ausnahme bildete der Lebbiner See, der nach einem Fischsterben unter Eis im Winter 1995/96 und folgender Zooplanktondominanz kurzzeitig eine Verbesserung zeigte (Deneke et al., 1998). Nach 1997 konnten Deneke et al. (2001) bzw. Rücker et al. (2003) dann erste Anzeichen der Trophieverminderung in einigen geschichteten

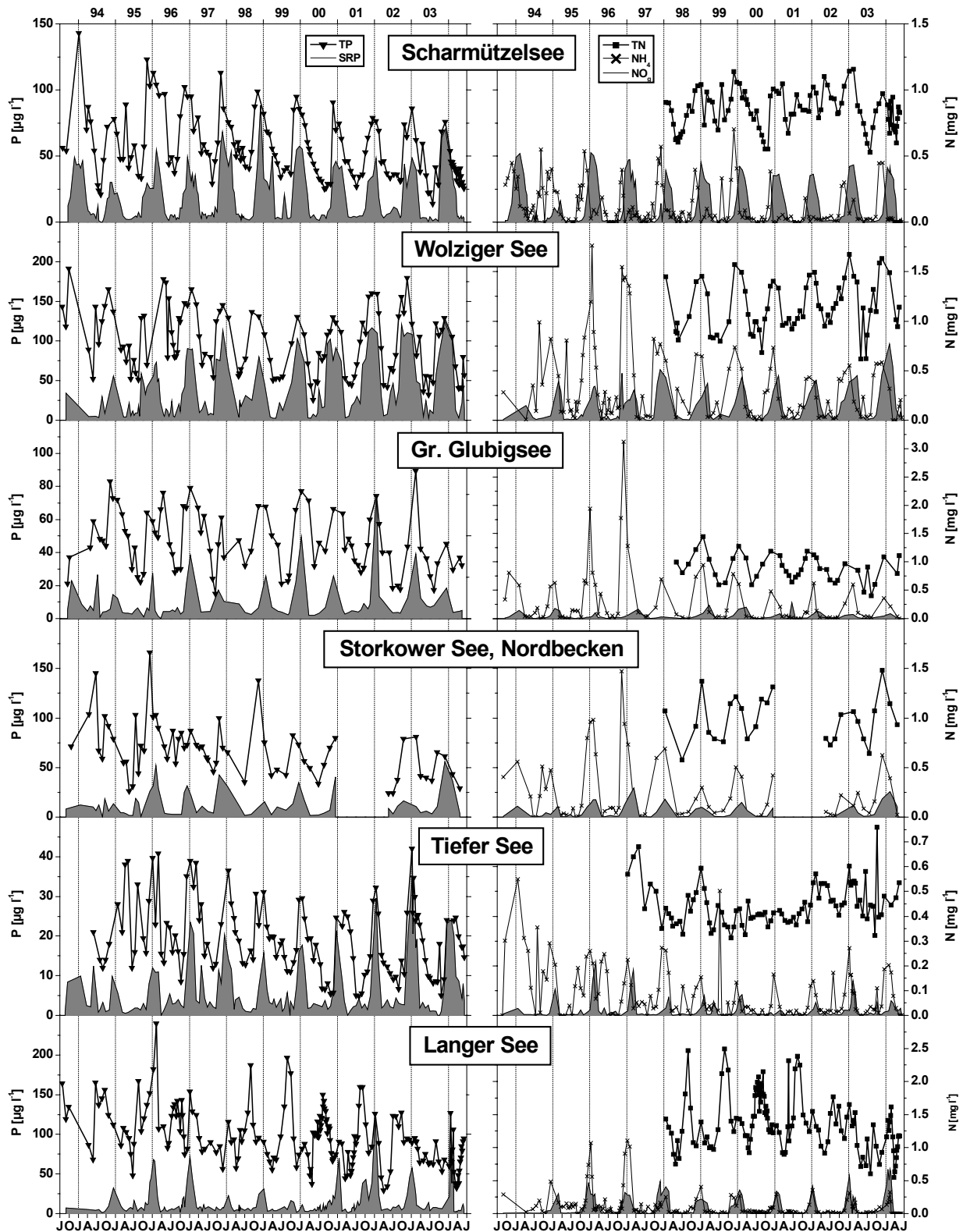


Abbildung 1: Jahresgänge der Konzentrationen von gelöstem (SRP) und gesamten Phosphor (TP), Summe von Nitrat und Nitrit (NO_3), Ammonium (NH_4) und Gesamtstickstoff (TN) in ausgewählten Gewässern des Scharmützelseegebietes von Juli 1993 bis Juni 2004.

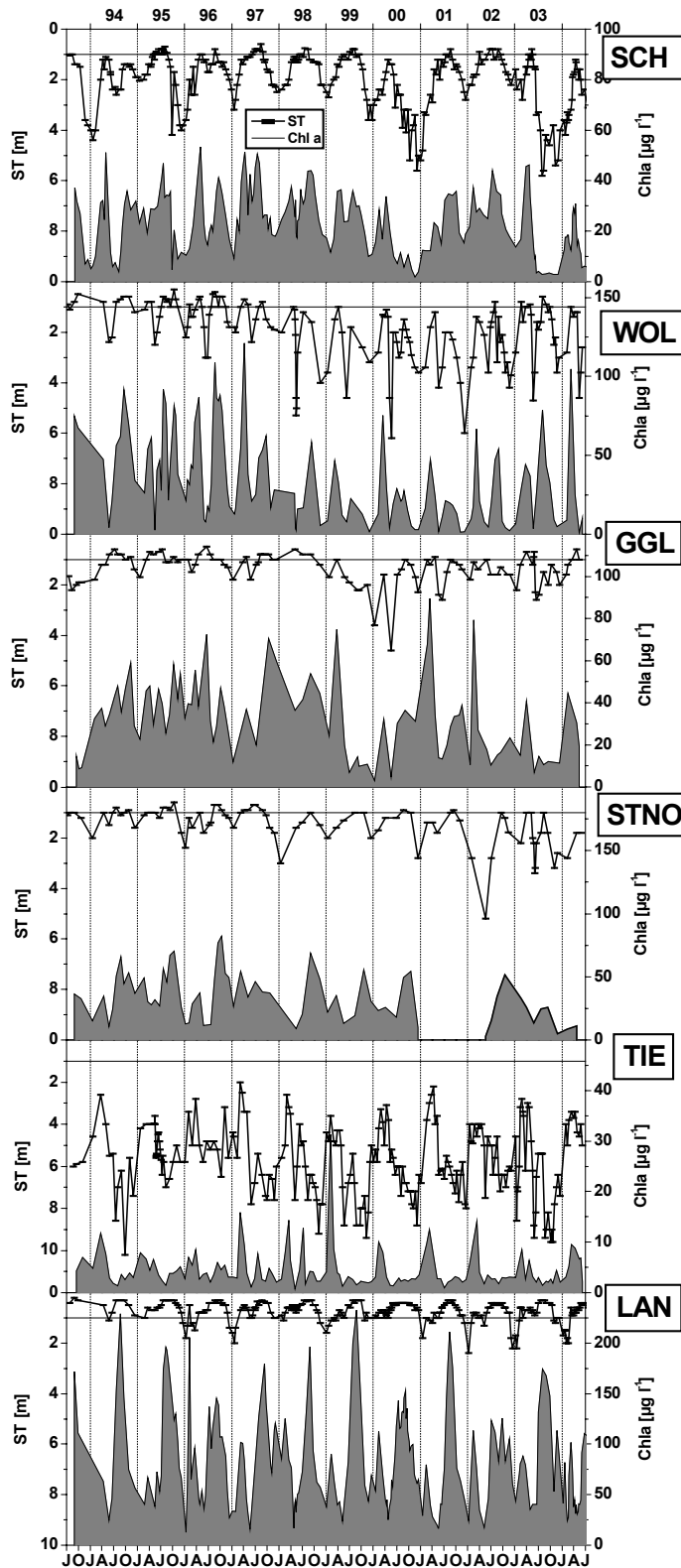


Abbildung 2: Jahresgänge der Chlorophyll a-Konzentration (Chl a) und der Sichttiefe (ST) in ausgewählten Gewässern von Juli 1993 bis Juni 2004. Die Linie bei 1 m ST gibt den Richtwert für Badegewässer an. Abkürzungen der Namen in Tab. 1.

Seen (Wolziger See, Großer Glubigsee, Scharmützelsee nur 2000) feststellen. Die Flachseen verharrten bis 2001 jedoch nach wie vor auf hohem trophischen Niveau. Die Phytoplanktonentwicklung im gleichen Zeitraum wurde von Nixdorf et al. (1995), Zippel (1996), Zippel & Nixdorf (1997), Rücker et al. (1997), Mischke & Rücker (2001), Wiedner et al. (2002), Nixdorf et al. (2003), Mischke (2003) sowie Mischke & Nixdorf (2003) veröffentlicht. Anliegen dieses Beitrages ist es nun, die aktuelle Entwicklung der Gewässer in den ersten vier Jahren des neuen Jahrtausends zu dokumentieren.

Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Seen liegen südöstlich von Berlin im Brandenburgischen Heide- und Seengebiet und sind zum Teil Bestandteil des Naturparks „Dahme-Heideseen“. Die Seen (außer Peterdorfer See) sind durch Fließe und Kanäle miteinander verbunden und entwässern in die Dahme. Ausführliche Beschreibungen des Untersuchungsgebietes sowie der Morphometrie und Topographie der Seen sind u.a. in Nixdorf et al. (1995) und Deneke (1996) zu finden. Tabelle 1 enthält einige Angaben zur Morphometrie und Mixis sowie zur Trophie.

Material und Methoden

Die Seen werden in 14tägigem bis 2monatlichen Abstand beprobt. Dabei werden die Abstände der Probenahmen an die Bedeutung des einzelnen Sees für die aktuellen Fragestellungen am Lehrstuhl und die Laborkapazitäten angepasst. In der Regel werden Seen der Kategorie A (Scharmützelsee, Tiefer

See, Langer See, Wolziger See, Melangsee) 14tägig angefahren, um die Sichttiefe zu bestimmen und Sondenmessungen durchzuführen (HYDROLAB H20: Temperatur, O₂, pH, Leitfähigkeit, Redoxpotential, Trübung; HAARDT-Sonde: Chl a-Fluoreszenz). Einmal im Monat werden volumengewichtete Mischproben aus dem Epilimnion bzw. bei Vollzirkulation aus der ganzen Wassersäule entnommen und die Konzentrationen von Gesamtphosphor (TP) und –stickstoff (TN) sowie gelösten Nährstoffen (SRP, NO_{gesamt} (entspricht der Summe aus NO₃-N und NO₂-N), NH₄-N, SRSi) und Chlorophyll a (Chl a) bestimmt sowie quantitative Phytoplanktonanalysen nach der Methode von Utermöhl (1958) durchgeführt. Die Biovolumina (mm³ l⁻¹) wurden 1:1 in Frischgewicht (mg l⁻¹) umgerechnet. Die chemischen Analysen erfolgen nach Standardmethoden (DEV (1976 - 2004)). Ausführliche Beschreibungen zur Probenaufbereitung und einzelnen analytischen Verfahren können bei Nixdorf et al. (1995), Lippert (1999), Wauer et al. (2003) sowie Lippert (dieses Heft) nachgelesen werden. HPLC-Pigmentanalysen zur Bestimmung des Anteils einzelner Algenklassen am gesamten Chlorophyll a wurden nach Rücker (2000) durchgeführt. An Seen der Kategorie B (Großer Glubigsee, Springsee, Storkower See, Lebbiner See und Kleiner Glubigsee bis 2000) werden monatlich Sonden- und Sichttiefemessungen durchgeführt, chemische und biologische Analysen erfolgen zweimonatlich. Seen der Kategorie C wie der Petersdorfer See werden mindestens 4mal im Jahr (gemäß LAWA 1999) beprobt. Am Lebbiner See und Kleinen Glubigsee wurden von 2001 - 2003 bzw. am Storkower See 2001 nur Sonden- und Sichttiefemessungen durchgeführt. Seen, die seit 1994 verschiedenen Kategorien zugeordnet, also mit unterschiedlicher Intensität beprobt wurden, sind z.B. der Melangsee, Wolziger See, Petersdorfer See, Storkower See, Lebbiner See und der Kleine Glubigsee. Die Bestimmung der Trophie-Indizes erfolgte nach LAWA (1999). Die Berechnungen der Trophie-Indizes sowie von Jahres- und Saisonmittelwerten erfolgte stets auf Grundlage von Monatsmittelwerten. Vegetationsmittel wurden für die Monate April bis Oktober, Wintermittel für Dezember bis Februar berechnet.

Ergebnisse

Trophische Entwicklung in den Seen der Scharmützelseeregion von 1994 bis 2003

In Anlehnung an Deneke et al. 2001, die zwei Phasen der Trophieänderung festgestellt hatten, wurde in Tabelle 1 eine dritte Phase, nämlich 2001-2003, hinzugefügt. Dadurch wird der Trend der Entwicklung deutlich erkennbar. In den geschichteten Seen Tiefer See, Großer Glubigsee und Scharmützelsee, aber auch in den Flachseen Langer See und Petersdorfer See sowie in beiden Becken des Storkower Sees (STNO, STSU) zeigt sich eine deutliche Abnahme der mittleren TP-Konzentrationen. Vergleicht man die Phase 1994 – 1997 mit 2001 – 2003, war mit 38 % der stärkste Rückgang im Nordbecken des Storkower Sees zu verzeichnen. Im Scharmützelsee betrug er 27 %, im Langen See 26 %, im Tiefen See 24 %, im Großen Glubigsee und im Südbecken des Storkower Sees jeweils 18 % und im Petersdorfer See 16 %. Das wirkt sich im Scharmützelsee, im Nordbecken des Storkower Sees, im Großen Glubigsee und im Langen See auf die Höhe der Phytoplanktonbiomasse, gemessen als abnehmende Chl a-Konzentrationen und zunehmende Sichttiefen, aus. Für die fünf oben genannten Seen, in denen sich der stärkste Trend zur Trophieminderung andeutet sowie den Wolziger See, in dem sich der Trend seit 2002 wieder umgekehrt hat, sind in Abbildung 1 und 2 die Jahressgänge von TP und SRP, NO_g, NH₄, TN sowie Chl a und Sichttiefe dargestellt.

In Tabelle 2 werden die langjährigen Vegetations- und Wintermittel aller untersuchten Seen gegenübergestellt. Dabei wurde der Mittelwert aus den Saisonmittelwerten aller

Untersuchungsjahre (Dezember 1993 bis Februar 2004) gebildet. War eine zu- oder abnehmende Tendenz in den Mittelwerten der einzelnen Jahre ab 1997 zu erkennen, wurde die Zelle in Tabelle 2 mit einem „+“ oder „-“ markiert. Es fällt auf, dass im Unterschied zu Deneke et al. (2001) bei wesentlich mehr Seen ein Trend zur Trophieminderung festgestellt werden konnte. In allen geschichteten Seen, außer dem Springsee, sind die TP-Konzentrationen während der Vegetationsperiode zurückgegangen. Erstmals kann auch in zwei Flachseen (Storkower See, Südbecken und Langer See) ein langfristiger Rückgang der TP-Konzentrationen festgestellt werden. Auf die verminderten Phosphorkonzentrationen reagieren die meisten Seen jedoch verzögert mit einem Rückgang der Biomasse bzw. der Chl a-Konzentration oder einer Erhöhung der Sichttiefe (vgl. Abb. 1 und 2 sowie Tab. 1 und 2). Weiterhin ist der Rückgang der Ammoniumkonzentrationen auffällig. Dieser Trend wurde bereits von Deneke et al. (2001) festgestellt. Er war in den meisten Seen bis 2001 eindeutig zu erkennen. In den letzten beiden Jahren sind in einigen Seen jedoch wieder ansteigende Konzentrationen gemessen worden.

Der Trophie-Index nach LAWA (1999) fasst vier Trophie-Parameter (TP während der Frühjahrsvollzirkulation sowie die Vegetationsmittel von Chlorophyll a, Sichttiefe und TP) in einer Zahl zusammen. Dabei gehen die einzelnen Parameter in unterschiedlicher Gewichtung ein. In Abbildung 3 sind die Indizes für die einzelnen Jahre 1994 - 2003 aufgetragen, um 1) den Trend und 2) die hohen interannuellen Schwankungen zu verdeutlichen sowie 3) zu zeigen, dass kleine Änderungen des Trophie-Index einen Sprung in der Trophie-Klasse und folglich auch in der Bewertung hervorrufen können. In dieser Darstellung weist das Nordbecken des **Storkower Sees** den Trend mit den geringsten Schwankungen auf. Der Zustand des Sees entwickelte sich von eutroph 2 in den 90er Jahren zu eutroph 1 und ist damit noch eine Stufe von seinem potentiell natürlichen mesotrophen Zustand entfernt. Dieser Trophierückgang spiegelt sich mit einiger Verzögerung auch im flachen Südbecken wider. Der **Große Glubigsee** scheint sich nach einem zwischenzeitlichen „Rückfall“ in den Zustand e2 im Jahre 2000 jetzt in e1 stabilisiert zu haben. Noch größere interannuelle Schwankungen weist der **Scharmützelsee** auf. In zwei Jahren schaffte er einen Sprung über zwei Trophie-Klassen und erreichte 2000 und 2003 seinen potentiell natürlichen mesotrophen Zustand. Bislang ist dort nur der **Tiefe See** zu finden, der trotz der alljährlichen Anoxie im Hypolimnion und Phosphorrücklösung aus dem Sediment (vgl. Kleeberg et al. 2000 und Rücker et al., dieses Heft) an Hand der trophischen Parameter des Epilimnions keine Verschlechterung seines Zustandes erkennen lässt. Der stärkste Rückgang der Trophie hatte sich von 1996 bis 2001 im **Wolziger See** vollzogen. Jedoch fiel er 2003 wieder nach eutroph 2 zurück. Die geringsten Veränderungen bei den geschichteten Seen zeichnen sich bislang im **Springsee** ab. Er pendelt zwischen eutroph 1 und 2. Ähnlich verhalten sich von den ungeschichteten Seen der **Melangsee** und der **Petersdorfer See**, nur auf höherem trophischen Niveau. Allerdings erreichte der Petersdorfer See 2003 die Grenze zu eutroph 2, was seinem potentiell natürlichen Zustand entspricht. Der **Lange See** weist nur geringe interannuelle Schwankungen auf und zeigt eine abnehmende Tendenz in seinem Trophiestatus. Er hat sich von polytroph 2 auf polytroph 1 verbessert und liegt damit aber immer noch eine Stufe über seinem potentiell natürlichen Zustand. Beim **Lebbiner See** fällt der bereits in der Einleitung erwähnte drastische Rückgang der Trophie nach dem Fischsterben im Winter 1995/96 auf. Dieser See wurde 2004 wieder in das Untersuchungsprogramm aufgenommen, um die aktuelle Entwicklung weiter zu verfolgen.

Tabelle 1: Angaben zur Morphometrie der 12 untersuchten Seen (bzw. Seebecken) im Scharmützelseegebiet und Vergleich der Jahresmittelwerte verschiedener Trophieparameter (Epilimnion) für die Zeiträume 1994 - 1997, 1998 - 2000 und 2001 - 2003. Abkürzungen: z_{max} : maximale Tiefe, z_{mean} : mittlere Tiefe, di: dimiktisch, poly: polymiktisch, ST: Sichttiefe, Chl a: Chlorophyll a, TP: Gesamtphosphor.

Seen	von bis	Mixis	z_{max} m	z_{mean} m	Fläch e km ²	Volumen 10 ⁶ m ³	ST			Chla			TP			Chl a/TP		
							1994	1998	2001	1994	1998	2001	1994	1998	2001	1994	1998	2001
Geschichtete Seen																		
Tiefer See	TIE	di	22,9	10,1	0,63	7,04	5,5	6,1	5,9	4,4	4,6	4,2	21,6	18,7	16,4	0,2	0,3	0,3
Springsee	SPR	di	18,1	9,5	0,59	5,56	1,3	1,8	1,5	32,2	23,2	23,3	43,8	42,2	45,4	0,9	0,7	0,6
Großer Glubigsee	GGL	di	12,0	4,2	0,64	2,64	1,0	1,6	1,5	39,2	29,9	26,0	50,3	48,4	41,0	0,9	0,7	0,7
Scharmützelsee	SCH	di	29,5	9,0	12,09	108,23	1,8	2,1	2,3	25,1	22,1	21,6	68,7	58,1	49,8	0,4	0,4	0,5
Storkower See (Nord)	STNO	di (poly)	11,4	4,8	1,39	6,59	1,2	1,6	1,9	39,9	32,1	23,7	77,4	65,7	47,8	0,6	0,5	0,5
Wolziger See	WOL	di (poly)	13,0	5,5	5,79	32,02	1,3	2,5	2,5	46,2	19,8	21,8	111,2	85,2	94,9	0,5	0,3	0,3
Ungeschichtete Seen																		
Melangsee	MEL	poly	3,3	1,6	0,11	0,17	1,1	1,0	1,0	57,7	59,9	70,4	60,8	69,0	61,1	1,0	0,8	1,1
Kleiner Glubigsee	KGL	poly (di)	4,4	2,4	0,06	0,14	1,1	1,1	1,1	41,1	48,1	-	51,9	52,3	-	1,0	1,0	-
Storkower See (Süd)	STSU	poly	8,0	3,8	2,33	8,79	1,1	1,5	1,5	43,2	37,6	39,1	63,4	54,9	52,3	0,7	0,7	0,8
Langer See	LAN	poly	3,8	2,1	1,55	3,27	0,7	0,7	0,9	89,2	88,6	82,3	113,7	99,6	83,5	0,8	0,9	1,0
Lebbiner See	LEB	poly	4,0	2,1	0,28	0,58	1,0	1,2	1,4	64,6	47,4	-	122,2	90,8	-	0,7	0,6	-
Petersdorfer See	PET	poly	4,0	2,3	0,23	0,53	0,7	0,7	0,7	68,8	70,5	60,2	58,9	56,5	49,6	1,2	1,3	1,2

Tabelle 2: Vegetations- (Veg) und Wintermittelwerte (Win) der Sichttiefe (ST) sowie der Konzentrationen von Chlorophyll a (Chl a), Gesamtphosphor (TP), gelöstem, reaktiven Phosphor (SRP), Gesamtstickstoff (TN), Nitrat + Nitrit (NO_g), Ammonium und Silikat (SRSi) berechnet aus den Monatsmittelwerten von April bis Oktober bzw. Dezember bis Februar für den Zeitraum von Dezember 1993 bis Februar 2004 (KGL und LEB bis 2000) für die Untersuchungsgewässer im Scharmützelseegebiet (Abkürzungen der Seenamen s. Tab. 1). Die Markierungen geben an, ob seit 1997 eine stark ansteigende (+) oder abnehmende (-) Tendenz festzustellen ist.

	ST [m]		Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]		TP [$\mu\text{g l}^{-1}$]		SRP [$\mu\text{g l}^{-1}$]		TN [$\mu\text{g l}^{-1}$]		NO _g [$\mu\text{g l}^{-1}$]		NH ₄ [$\mu\text{g l}^{-1}$]		SRSi [$\mu\text{g l}^{-1}$]		
	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	Veg	Win	
TIE	6,1	5,4	3	6	16	-	3	15	436	484	6	46	55	-	193	587	1249
SPR	1,2	2,3	29	15	33	68	4	33	717	1082	10	36	35		787	1972	3065
GGL	1,3	1,7	30	33	37	-	5	22	754	1204	13	88	59	-	728	1379	2184
SCH	1,6	2,9	26	17	47	-	8	42	804	978	17	334	73		145	303	616
STNO	1,3	2,1	35	24	58	-	8	24	832	1186	13	133	101	-	496	759	1473
WOL	1,8	2,5	34	16	86	-	26	76	971	1480	39	345	193		662	1268	3425
MEL	0,7	1,4	75	44	75	47	6	11	1241	1017	11	39	39	-	332	2802	2614
KGL	1,1	1,3	43	36	51	56	6	8	992	1377	8	92	78		742	1406	2292
STSU	1,1	2,0	40	28	59	-	6	17	905	1034	11	144	68	-	330	853	1393
LAN	0,6	1,2	97	67	102	-	8	34	1328	1346	12	293	47	-	299	2387	3385
LEB	1,0	1,7	59	47	103	142	24	48	1385	2923	168	257	401		1275	3638	3991
PET	0,6	0,9	72	46	60	42	7	8	1861	2010	19	39	119	-	1081	658	931

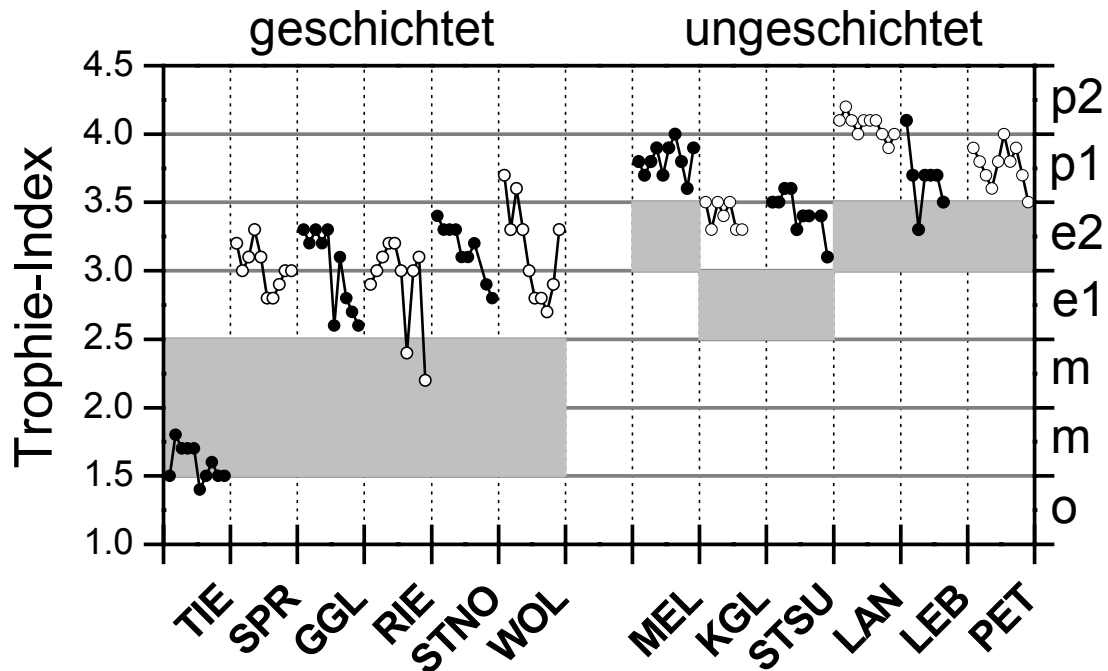


Abbildung 3: Trophie-Indizes nach LAWA (1999) für ausgewählte Seen des Scharmützelseegebietes. Für jedes Jahr zwischen 1994 und 2003 steht ein Punkt. Die grauen Flächen kennzeichnen den potentiell natürlichen Zustand des jeweiligen Sees nach der Morphometrie (LAWA, 1999). Abkürzungen der Seenamen siehe Tab. 1. An der rechten Achse sind die Trophiestufen abzulesen (o=oligo-, m=meso-, e=eu-, p=polytroph).

Entwicklung der Biomassen und Artzusammensetzung des Phytoplanktons

In den Abbildungen 4 und 5 ist die Phytoplanktonbiomasse und die Artzusammensetzung für zehn ausgewählte Seen, jeweils zum Zeitpunkt des sommerlichen Chl a-Maximums, dargestellt. Diese Abbildung knüpft direkt an den Beitrag von Mischke & Rücker (2001) an. Dabei bildet das Jahr 1999 den Bezugspunkt für die Betrachtung der Entwicklung in den letzten drei bis vier Jahren. In Abbildung 4 wurden die Seen nach ihrer Phytoplanktonbiomasse von 1999 angeordnet.

Die Flachseen **Langer See** und **Melangsee** weisen nach wie vor die höchsten Phytoplanktonbiomassen der untersuchten Seen auf. Sie bewegen sich im Langer See zwischen 54 mg l^{-1} 1999 und 24 mg l^{-1} 2002. Der Anteil der Cyanobakterien am gesamten Phytoplankton verringerte sich von 98 auf 87 %. Im Melangsee ist er mit 84 bis 66 % etwas geringer. Die quantitativ bedeutendsten Cyanobakterien sind nach wie vor die Vertreter der Gattungen *Pseudanabaena* und *Limnothrix* im Melangsee und *Planktothrix agardhii* im Langer See. Während die Biomassen und die Algenzusammensetzung im Melangsee nahezu unverändert blieb, zeichnen sich im Langer See Veränderungen ab. Der Rückgang der Biomasse geht scheinbar mit einem Rückgang von *Planktothrix agardhii* einher. Dafür haben die Anteile von *Aphanizomenon gracile* und *A. issatschenkoi* und *Limnothrix/Pseudanabaena* zugenommen. *A. gracile* erreicht im Sommer Biomassen von bis zu 9 mg l^{-1} , *A. issatschenkoi* bis $3,5 \text{ mg l}^{-1}$. In beiden Gewässern hat sich der Neophyt *Cylindrospermopsis raciborskii* etabliert. Er erreichte maximal 9 mg l^{-1} im Melangsee und 5 mg l^{-1} im Langer See. Das entspricht einem Biomasseanteil von etwa 15 %.

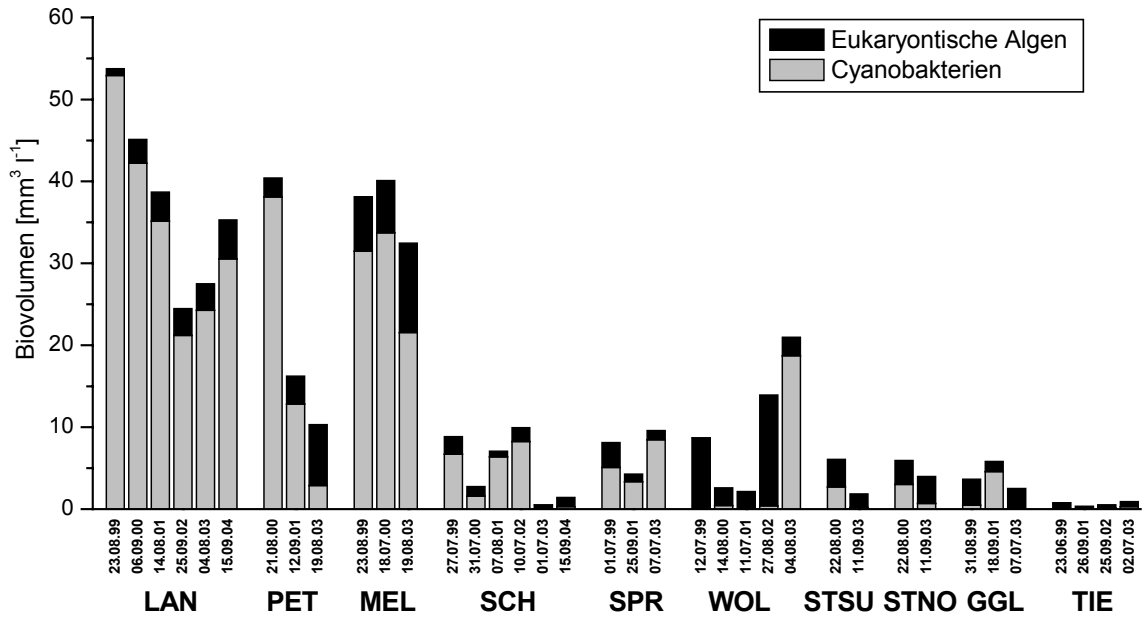


Abbildung 4: Algenbiomassen in ausgewählten Seen der Scharmützelseeregion zum Zeitpunkt des Sommermaximums der Chlorophyll a-Konzentration für den Zeitraum 1999 bis 2004. Abkürzungen der Seenamen siehe Tab. 1.

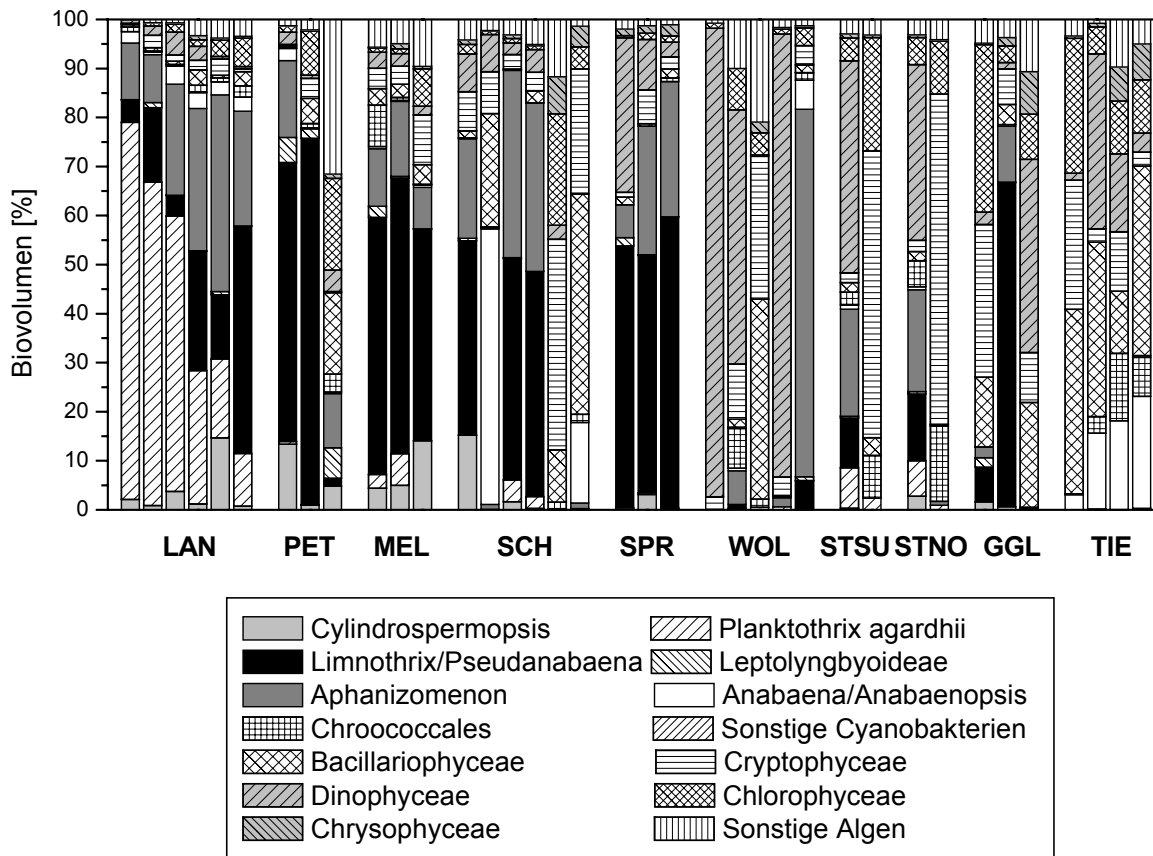


Abbildung 5: Prozentualer Anteil der Algengattungen bzw. Algenklassen an der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons zum Zeitpunkt des Sommermaximums der Chlorophyll a-Konzentration für den Zeitraum 1999 bis 2004. Termine wie in Abb. 4. Abkürzungen der Seenamen siehe Tab. 1.

Im dritten Flachsee, dem **Petersdorfer See**, ist ein starker Abfall der sommerlichen Phytoplanktonbiomasse festzustellen. Die Algenzusammensetzung im Jahr 2003 unterschied sich deutlich von früheren Jahren, in dem der See als *Limnothrix/Pseudanabaena*-dominiert beschrieben wurde (Rücker et al. 1997, Mischke & Rücker 2001). 2003 erreichten die Cyanobakterien nur einen Biomasseanteil von 28 % gegenüber 98 % im Jahr 2000. Bedeutend waren in der Probe vom 19.08.03 die Grünalgen mit einem Anteil von 19 % am Gesamtbiovolumen, der vor allem durch folgende Arten gebildet wurde: *Tetraedron minimum*, *Coelastrum astroideum*, *Pseudosphaerocystis* sp., *Treubaria triappendiculata*, *Eutetramorus fottii* und *Golenkinia radiata*. Bei den Kieselalgen (17 %) bildeten die Gattungen *Fragilaria* und *Aulacoseira* die höchsten Biomassen. Des Weiteren waren die Xanthophyceae *Goniochloris fallax* und die Conjugatophyceae *Cosmarium* von Bedeutung. Auch in diesem See kann *Cylindrospermopsis raciborskii* insgesamt einen Biomasseanteil von 13 % erreichen. 2003 war sie nach *Aphanizomenon gracile* und *Planktolyngbya* sp. das dritthäufigste Cyanobakterium.

Bei den geschichteten Seen zeigt der **Springsee** mit Sommerbiomassen um 8 mg l^{-1} und einem Cyanobakterienanteil zwischen 62 und 88 % nach wie vor keine Veränderungen in der Phytoplanktonzusammensetzung. Das Phytoplankton wird durch feinfädige Oscillatoriales wie *Pseudanabaena limnetica*, *Limnothrix meffertae* (früher *L. amphigranulata*), und *Aphanizomenon gracile* dominiert. 1999 erreichten Dinophyceen, vor allem *Peridinium* sp. einen Biomasseanteil von 32 %.

Ähnlich hohe Phytoplanktonbiomassen ($7 - 10 \text{ mg l}^{-1}$) wie im Springsee waren im **Scharmützelsee** 1999, 2001 und 2002 zu finden. Auch hier waren *Pseudanabaena*-Arten und *Aphanizomenon gracile* die wichtigsten Cyanobakterien, gefolgt von *Cylindrospermopsis raciborskii* und *Planktothrix agardhii*. Im Jahr 2000 sank die Phytoplanktonbiomasse auf $2,7 \text{ mg l}^{-1}$ bei einem Cyanobakterienanteil von 57 %. Dieser wurde fast ausschließlich durch *Anabaena flos-aquae* ($1,5 \text{ mg l}^{-1}$) gebildet. Die nächsthäufige Algengruppe waren die Bacillariophyceen mit *Asterionella formosa* ($0,4 \text{ mg l}^{-1}$) und *Aulacoseira granulata* ($0,2 \text{ mg l}^{-1}$). Die Phytoplanktonzusammensetzung am 15.09.04 wies Ähnlichkeiten zum Jahr 2000 auf, auch wenn das Biomassenniveau mit $1,4 \text{ mg l}^{-1}$ noch niedriger war. Wiederum waren die Anabaenen die bedeutendsten Cyanobakterien (insgesamt 19 % Biomasseanteil). Zu *Anabaena flos-aquae* kam jedoch noch *Anabaena affinis* hinzu (beide Arten je $0,1 \text{ mg l}^{-1}$). Den größten Anteil am Phytoplankton hatten an diesem Tag die Kieselalgen (45 %), dominiert von *Fragilaria crotonensis* ($0,6 \text{ mg l}^{-1}$). Die drittwichtigste Algengruppe bildeten die Cryptophyceen mit *Rhodomonas lens* ($0,2 \text{ mg l}^{-1}$) und *Cryptomonas erosa/ovata* ($0,1 \text{ mg l}^{-1}$). Im Jahr 2003 mit der seit 1993 geringsten Algenbiomasse von nur $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ erreichten die Cryptophyceen, vertreten vor allem durch *Cryptomonas marsonii* und *Cryptomonas erosa/ovata* mit 43 % den höchsten Anteil an der Gesamtbiomasse. Außerdem waren noch die Grünalgen mit 23 % Biomasseanteil bedeutend. Eine Ankyra-Art und *Eutetramorus fottii* waren die häufigsten Arten. Cyanobakterien waren mit weniger als 2 % der Biomasse unbedeutend. *Cylindrospermopsis raciborskii* wurde in den drei klaren Jahren in den Phytoplanktonkammern nicht mehr erfasst. In stark aufkonzentrierten Netzproben wurden jedoch noch einzelne Filamente dieser Art gefunden.

Starke Veränderungen in der Biomasse und der Artzusammensetzung des Phytoplanktons konnten seit 1999 im **Wolziger See** beobachtet werden. Wie an Hand der Chlorophyll a-Konzentration oben bereits beschrieben, nahm die sommerliche Phytoplanktonbiomasse von $8,7 \text{ mg l}^{-1}$ 1999 zunächst auf $2,2 \text{ mg l}^{-1}$ im Jahr 2001 ab und stieg dann auf 14 bzw. 21 mg l^{-1} in den Jahren 2002 und 2003 wieder an und erreichte damit wieder das Niveau der ersten

Hälfte der 90er Jahre. Während der Cyanobakterienanteil von 1999 - 2002 nur maximal 17 % betrug, war er 2003 wieder auf 89 % angestiegen. *Aphanizomenon gracile* und *A. issatschenkoi* waren die vorherrschenden Arten. Zwar handelt es sich dabei wieder um stickstofffixierende Arten, allerdings sind das nicht die gleichen N-Fixierer, die 1996 und 1997 das Phytoplankton dominierten (*Anabaena* sp., *Anabaenopsis* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii*). Die Jahre 1999, 2000 und 2002 im Wolziger See fallen durch die Dominanz von Dinoflagellaten auf (95 - 52 %). Die dominanten Arten waren *Ceratium furcoides* 1999 und 2000 bzw. *C. hirundinella* 2003. Im Jahr 2001, dem Jahr mit der bislang niedrigsten Biomasse (2,2 mg l⁻¹) war das Phytoplankton von Kieselalgen, vor allem verschiedenen Aulacoseira- und Fragilaria-Arten dominiert. Ihr Anteil betrug 41 % am gesamten Biovolumen. Mit 29 % waren dann die Cryptophyceen die zweitwichtigste Algengattung, vertreten durch die Arten *Cryptomonas erosa/ovata* und *C. marsonii*.

Die beiden Becken des **Storkower Sees** ähneln sich hinsichtlich der Höhe und Zusammensetzung der Algenbiomasse sehr stark. Im Vergleich zu den Jahren 1994 - 1996 mit sommerlichen Biomassemaxima zwischen 22 und 16 mg l⁻¹ (Zippel & Nixdorf, 1997) hatte die Phytoplanktonbiomasse bis zum Jahr 2000 weiter auf 6 mg l⁻¹ abgenommen und sank bis 2003 nochmals weiter auf 2 bzw. 4 mg l⁻¹ ab. Die Zusammensetzung verschob sich von einem Cyanobakterien- und Dinoflagellaten geprägten Phytoplankton im Jahr 2000 zu einem von Cryptomonaden geprägten Plankton im Sommer 2003. Die wichtigsten Arten waren 2000 *Ceratium hirundinella*, *Aphanizomenon gracile*, *Pseudanabaena limnetica* und *Planktothrix agardhii*, 2003 *Cryptomonas erosa/ovata* und *C. marsonii*.

Der **Große Glubigsee** schwankt in seiner sommerlichen Phytoplanktonzusammensetzung zwischen der Dominanz von feinfädigen Cyanobakterien wie 2001 oder in der ersten Hälfte der 90er Jahre und einem aus vielen verschiedenen Algenarten zusammengesetzten Phytoplankton mit sehr geringem Cyanobakterienanteil. In den Jahren mit relativ klarem Epilimnion wurden fädige Cyanobakterien jedoch an der Obergrenze des Hypolimnions beobachtet. Weitere Untersuchungen zu diesem Phänomen stehen noch aus. Die wichtigsten Phytoplanktonarten des Epilimnions waren im Sommer 1999 die Grünalgen *Tetraedron triangulare* (0,5 mg l⁻¹) und *Tetraedron minimum* (0,4 mg l⁻¹) sowie die Cryptophyceen *Rhodomonas minuta* (0,7 mg l⁻¹) und *Cryptomonas marssonii* (0,3 mg l⁻¹). 2001 dominierte *Pseudanabaena limnetica* (3,8 mg l⁻¹). Daneben kam noch *Aphanizomenon gracile* mit 0,65 mg l⁻¹ vor. Das Sommerplankton 2003 bestand zu 39 % aus Dinoflagellaten (*Ceratium hirundinella* und Peridinium-Arten) und 21 % aus Kieselalgen (vor allem *Asterionella formosa* und Fragilaria-Arten).

Das Phytoplankton des einzigen stabil mesotrophen Sees, dem **Tiefen See**, ist im Sommer vor allem durch Kieselalgen, Cryptomonaden, Dinoflagellaten und Grünalgen geprägt (vgl. Rücker 2000, Mischke & Rücker 2001). Die Biomasse liegt unter 0,9 mg l⁻¹. Dieser See hat sein Biomassemaximum stets im Frühjahr (vgl. Abb. 2). Die größte Biomasse seit 1999 wurde mit 4,3 mg l⁻¹ am 12.03.2002 festgestellt. Auffällig ist die Zunahme des Cyanobakterienanteils von 3 % 1999 auf 31 bis 32 % in den Jahren 2002 und 2003. Das übersteigt die bisher festgestellten höchsten Werte aus den Jahren 1994 und 1995 von 14 %. Dieser Anstieg ist vor allem auf die Zunahme von *Anabaena flos-aquae* (1999: 0,02 mg l⁻¹, 2001: 0,06 mg l⁻¹, 2002: 0,09 mg l⁻¹, 2003 0,2 mg l⁻¹) zurückzuführen. *Pseudanabaena limnetica* wurde in sehr geringen Biovolumina 2001 und 2002 gefunden, 2003 *Aphanizomenon gracile* und *Oscillatoria limosa*. Diese fädigen Cyanobakterien wurden auch schon vor 1999 vereinzelt nachgewiesen. Der Anteil chroococcaler Cyanobakterien hat sich nicht verändert.

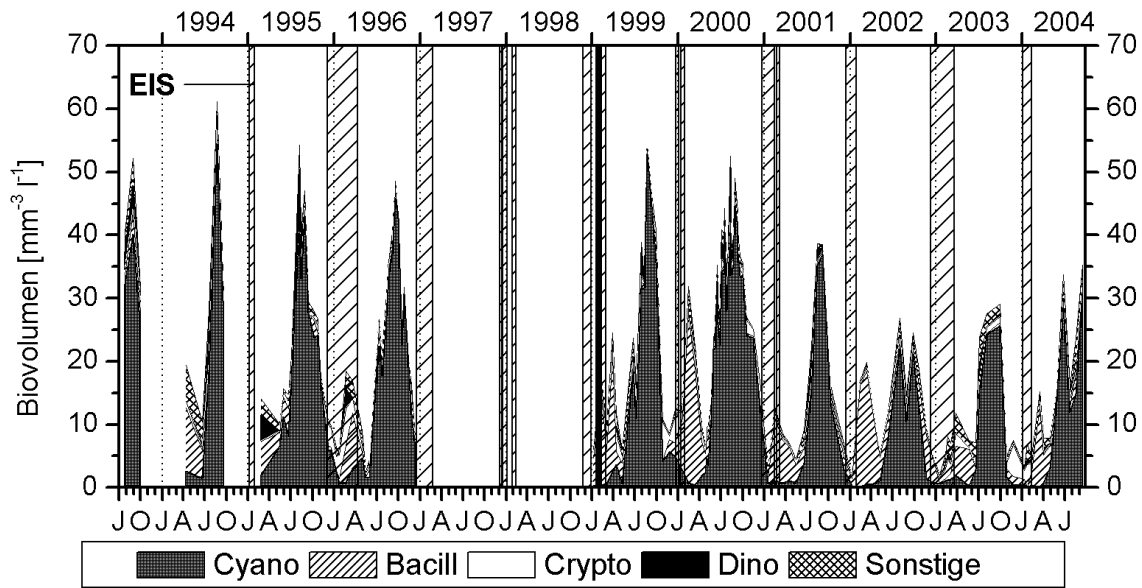


Abbildung 8: Biovolumen der wichtigsten Klassen des Phytoplanktons im Langen See von Juli 1993 bis September 2004. Die schraffierten Flächen geben die Zeiten der Eisbedeckung wider. Abkürzungen wie in Abb. 6.

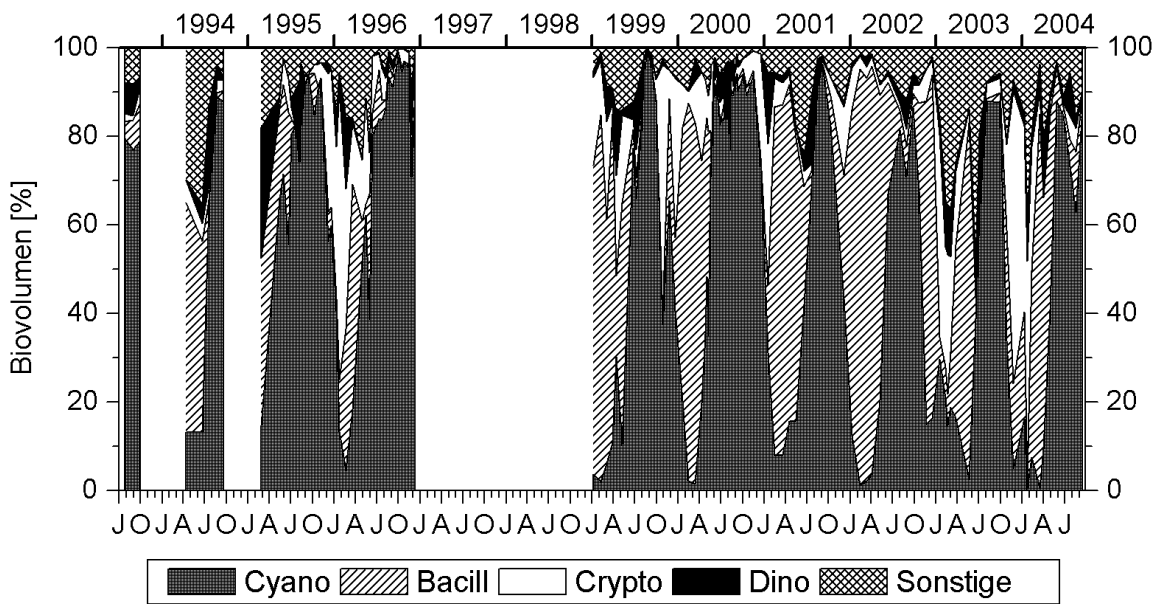


Abbildung 9: Prozentualer Anteil der wichtigsten Algenklassen am gesamten Biovolumen des Phytoplanktons im Langen See von Juli 1993 bis September 2004. Abkürzungen wie in Abb. 6.

Für den Scharmützelsee sind in den Abbildungen 6 und 7 die Jahressgänge der Phytoplanktonentwicklung sowohl absolut als auch prozentual für die wichtigsten Algengruppen dargestellt. An Hand dieser Darstellungen wird noch einmal deutlich, dass im Scharmützelsee der Anteil und die Bedeutung der Cyanobakterien in den klaren bzw. mesotrophen Jahren 2000, 2003 und 2004 stark zurückgegangen ist. In den eutrophen Jahren 1993 - 1999, 2001 und 2002 unterscheiden sich der Biomasseanteil (ca. 80 %) und die Höhe des sommerlichen Cyanobakterienpeaks (7 - 12 mg l⁻¹) kaum voneinander. Seit 2001 hat der Anteil der Dinophyceen (*Gymnodinium* sp., *Ceratium* sp., *Peridinium* sp.) zugenommen. 2003 und 2004 ist die Zunahme des Anteils der „sonstigen“ Algen bemerkenswert. Das sind für den Scharmützelsee vor allem Chrysophyceen, Chlamydomonaden und Conjugatophyceen. Die Bacillariophyceen bilden im Scharmützelsee jedes Jahr zwischen Dezember und April ihr Biomassemaximum. Die Entwicklung der Kieselalgen setzt oft schon unter Eis ein und erreicht ihr Maximum kurz nach dem Eisauflauf (vgl. Nixdorf & Rücker, dieses Heft). In milden Wintern ist es entsprechend vorverlagert. Die Biomasse der Kieselalgen beträgt zum Zeitpunkt des Frühjahrspicks relativ konstant 2,5 - 3 mg l⁻¹. Nur in den Jahren 1995, 2002 und 2003 fiel sie mit Werten zwischen 5 und 6,5 mg l⁻¹ deutlich höher aus.

Im flachen und polytrophen Langer See erreichten die Cyanobakterien bis zum Jahr 2000 im Sommer Biomassen bis etwa 50 mg l⁻¹ (Abb. 8) und bildeten damit über 90 % des gesamten Phytoplanktons. Seit 2001 ist ein Rückgang der Cyanobakterienmaxima auf 25 - 40 mg l⁻¹ festzustellen. Das sind immer noch knapp 90 % der Algenbiomasse (Abb. 9). Auch im Langer See wird das Phytoplankton im Winter von Bacillariophyceen dominiert. Neben dem Hauptpeak zwischen Februar und April gab es in den letzten vier Jahren zusätzlich einen kleineren Peak im Spätherbst. Im Biomassemaximum können die Kieselalgen bis 80 % der Phytoplanktonbiomasse bilden. Das sind zwischen 10 und 25 mg l⁻¹. In Abbildung 8 und 9 fällt das Jahr 2002 durch einen über das ganze Jahr relativ hohen Anteil von Kieselalgen auf. Außerdem kann auch der Anteil der Cryptophyceen im Herbst und Winter relativ hoch sein.

Zusammenfassung und Diskussion

Im Vergleich zu den letzten Veröffentlichungen über die Trophie- und Phytoplanktonentwicklung in den Seen des Scharmützelseegebietes für den Zeitraum 1994 bis 2000 bzw. 2001 (Deneke et al., 2001, Mischke & Rücker, 2001, Rücker et al., 2003), haben sich die Anzeichen des Trophie-Rückganges bis 2004 verstärkt. Erstmals kann auch in zwei Flachseen, Langer See und Petersdorfer See, sowie dem als polymiktisch klassifizierten Südbecken des Storkower Sees eine leichte Verbesserung der Wasserqualität festgestellt werden. Diese Veränderungen gingen in allen drei Seen mit einem Rückgang der Phytoplanktonbiomasse sowie im Storkower See und Petersdorfer See mit einer Abnahme des Anteils der Cyanobakterien am Phytoplankton einher.

In drei dimiktischen Seen, Scharmützelsee, Storkower See, Nordbecken und Großer Glubigsee, hat sich ein starker Rückgang der Trophie vollzogen. Von der Trophiestufe eutroph 2, auf der sich alle drei Seen Mitte der 90er Jahre befanden, hat sich der Große Glubigsee seit 1999, der Storkower See erst seit 2002 auf die Stufe eutroph 1 verbessert. Der Scharmützelsee übersprang eine Stufe und erreichte in den Jahren 2000, 2003 und voraussichtlich auch 2004 (Die Daten liegen noch nicht vollständig vor.) den mesotrophen Zustand. Alle drei Seen haben inzwischen den Schwellenwert von 40 – 50 µg l⁻¹ TP (Jahresmittel) nach Chorus (1995) erreicht, unterhalb dessen eine Veränderung der Algenzusammensetzung zu erwarten ist. Sie reagierten mit einer Verringerung der Phytoplanktonbiomasse und einem Rückgang des Cyanobakterienanteils. Ein neues Phänomen, das im Scharmützelsee im Sommer 2003

erstmalig beobachtet wurde, ist das Auftreten eines Tiefenchlorophyllmaximums (DCM), das durch autotrophes Picoplankton gebildet wurde. Allerdings zeigten der Scharmützelsee 2001 und 2002 bzw. der Große Glubigsee 2000, dass die Veränderungen in der Algenzönose noch nicht stabil sind. In diesen Jahren dominierten wieder Cyanobakterien und das Phytoplankton und die TP- und Chl a-Konzentrationen erreichten im Scharmützelsee wieder Werte auf eutrophen Niveau.

Das Beispiel des Wolziger Sees zeigt, dass der Rückgang der TP-Konzentrationen ebenfalls noch nicht stabil ist. Nach einer Abnahme der TP- Jahresmittelwerte von $110 \mu\text{g l}^{-1}$ 1994 – 97 auf $85 \mu\text{g l}^{-1}$ 1999 – 2001 stiegen die TP- (und SRP-) Konzentrationen seit 2001 wieder auf $95 \mu\text{g l}^{-1}$ 2002 – 2003 an. Die Zunahme der TP-Konzentration kann zunächst nicht erklärt werden. Als Ursache kommen seeinterne Prozesse (P-Rücklösung aus dem Sediment) und P-Eintrag aus den vorgelagerten Seen in Betracht (Scharmützelsee: Hämmerling & Nixdorf, dieses Heft, Stahnsdorfer See: Bayer, im Druck). Der Rückgang der TP-Konzentrationen ging mit einer Abnahme der Phytoplanktonbiomasse und einem Wechsel von einem Cyanobakterien- zu einem Dinophyceen-dominierten Phytoplankton einher. 2003 kehrten dann auch die Cyanobakterien zurück und zwar mit stickstofffixierenden Aphanizomenon-Arten. Die Tatsache, dass sich die Veränderung in der Phytoplanktonzönose des Wolziger Sees auf einem TP-Niveau vollzog, das weit über dem Schwellenwert von $40 - 50 \mu\text{g l}^{-1}$ lag, unterhalb dessen eine Veränderung der Algenzusammensetzung zu erwarten ist, stützt die Hypothese, dass die Höhe der Schwellenwerte vom Mixisverhalten und der Wasseraufenthaltszeit entscheidend beeinflusst wird (Chorus, 1995). Nahrungsnetz- und klimatische Effekte bleiben in der Theorie der trophischen Schwellenwerte zunächst unberücksichtigt. Sie können jedoch ebenfalls einen starken Einfluss auf die Phytoplankton- und Trophie-Entwicklung haben. Nur so lassen sich die sprunghaften Wechsel in der Dominanzstruktur des Phytoplanktons im Scharmützelsee und Großen Glubigsee erklären. Die Cyanobakterien, die etwa seit Mitte der 30er Jahre des letzten Jahrhunderts das Phytoplankton in vielen Seen der Region dominieren (Czensny, 1938, Wundsch, 1940, Schäperclaus 1941) sind als Gruppe sehr anpassungsfähig und verfügen über ausreichend Akineten bzw. keimfähige Filamente im Sediment, aus denen sich neue Populationen rekrutieren können. Ihre Anpassungsfähigkeit zeigt auch die Einwanderung der ursprünglich aus den Tropen stammenden und stark toxischen Art *Cylindrospermopsis raciborskii* in das Gebiet, die einen nicht zu vernachlässigenden Anteil an der Phytoplanktonbiomasse ausmachen kann.

Zwei der untersuchten Seen, der polymiktische, polytrophe Melangsee und der in der Seenkette dahinterliegende dimiktische, eutrophe Springsee zeigen bis jetzt noch keinen Rückgang der TP-Konzentrationen. Die Seen haben sich von der starken Belastung in der Vergangenheit durch Fischzucht auf dem Melangsee noch nicht erholt.

Der Tiefe See ist der erste See in der Seenkette und befindet sich über den ganzen betrachteten Zeitraum in seinem potentiell natürlichen, mesotrophen Zustand. Die alljährliche Anoxie des Hypolimnions mit P-Freisetzung aus dem Sediment warf allerdings schon oft die Frage auf, ob der See diesen Zustand halten kann (Kleeberg et al. 2000, Rücker et al., dieses Heft). Die in den letzten drei Jahren festgestellte Zunahme des Cyanobakterienanteils zeigt, dass diese Frage nicht an Aktualität verloren hat. Die Beurteilung des trophischen Zustandes nach LAWA (1999) erfolgt vor allem über Parameter des Epilimnions während der Vegetationsperiode. Die Klarheit des Wassers führt im Tiefen See zu einer Verlagerung der Primärproduktion in die Tiefe. Er ist durch ausgeprägte und jährlich vorkommende Tiefenchlorophyllmaxima gekennzeichnet. Das sind zum einen metalimnische Algenmaxima, zum anderen Massenentwicklungen photoautotropher Schwefelbakterien im Hypolimnion

(Rücker, 1997 und 2000). Auch künftig werden bei der Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) die Tiefenchlorophyllmaxima unberücksichtigt bleiben, obwohl sie im Sommer einen erheblichen Anteil an der gesamten Primärproduktion des Sees haben können und die produzierte Biomasse eine zusätzliche Quelle organischer Belastung darstellt (Rücker & Nixdorf 2002). Ein weiterer Teil der Primärproduktion findet im Tiefen See in den ausgedehnten Makrophytenbereichen statt. Der Bewuchs der Unterwasserpflanzen mit fädigen Aufwuchsalgen scheint in den letzten Jahren jedoch zugenommen zu haben und wäre ebenfalls ein Anzeiger für eine langsame Erhöhung der Trophie. Für diesen See sollten Sanierungs- und evtl. Restaurierungsmaßnahmen zum Schutz seines mesotrophen Zustandes in Erwägung gezogen werden.

Danksagung

Ein herzliches Dankeschön geht an die vielen fleißigen Helfer, die über Jahre hinweg zuverlässig und gewissenhaft die Daten unserer Seen erhoben haben. Das sind vor allem unsere Probenehmer Ingo Henschke und Wolfgang Terlinden sowie Gudrun Lippert als Laborleiterin und Tina Hanke, Ute Abel und Cornelia Tahedl als Laborantinnen.

Literatur

- Bayer, T., Hämmerling, R. & Nixdorf, B., im Druck: Die Analyse der Phosphor-Belastung des Wolziger Sees – Möglichkeiten und Grenzen für ein Flussgebietsmanagement. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2004.
- Chorus, I., 1995. Müssen in der Seensanierung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? In Jaeger, D. & Koschel, R. (Hrsg.): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer, Gustav Fischer Verlag Stuttgart Jena New York: 21-28.
- Czensny, R., 1938. Die Oscillatorienerkrankung unserer Seen, Biologie und Chemismus einiger märkischer Seen. Vom Wasser 8: 36-57.
- Deneke, R., 1996. Topographie, Morphologie und Mixis stehender Gewässer. In Nixdorf, B. & Kleeberg, A. (Hrsg), Gewässerreport Scharmütelseegebiet, Teil II. BTUC-AR 2/96: 10-21.
- Deneke, R., 1997. Trophieklassifikation (LAWA-Entwurf) und Trophieentwicklung in 12 Seen des Scharmütelseegebietes 1994-1997. In Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg), Gewässerreport (Teil III). BTUC-AR 5/97: 49-59.
- Deneke, R., Kleeberg, 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.
- Deneke, R., Rücker, J. & Nixdorf, B., 2001. Trophieentwicklung von tiefen und flachen Seen im Scharmütelseegebiet (Brandenburg) - Ein Resümee nach 7 Untersuchungsjahren (1994-2000) und Bewertung nach der LAWA-Richtlinie (1999). In Krumbeck, H. & Mischke, U. (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 6). BTUC-AR 6/01: 5-18.
- DEV (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung), 1976-2004. Schlammuntersuchung. Verlag Chemie, Weinheim, D11, E5, D9, C9, E1, H7.

- EU (Europäische Union), 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der EU vom 22.12.2000 (L327/1).
- Hämmerling, R. & Nixdorf, B., 2004. Phosphorbilanz des Scharmütelsees 1996 bis 2000: Quelle oder Senke? In Rücker, J. & Nixdorf, B. (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 8. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 25-34.
- Kleeberg, 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 (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.), 1999. Gewässerbewertung - stehende Gewässer - Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlichen entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. - Kulturbuch-Verlag, Berlin. 74 S.
- Lippert, G., 1999. Gemeinsamer Aufschluss für die Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoff-Bestimmung in Gewässern des Scharmütelseegebietes. In M. Kapfer & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 5). BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 1/99: 4-13.
- Lippert, G., Heckemann, H.-J., Stadler, B., 2004: Erfahrungen und Ergebnisse zur Bestimmung von Gesamtphosphor mit Festphasenanreicherung im Bereich von 10 bis 200 $\mu\text{g l}^{-1}$ in Gewässern mit der FIA-LAB II (MLE GmbH Radebeul). In Rücker, J. & Nixdorf, B. (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 8. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 133-144.
- Mischke, U., 2003. Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. Acta Oecologica 24 (Suppl. 1): 11-24.
- Mischke, U. & Nixdorf, B., 2003. Equilibrium phase conditions in shallow German lakes: How Cyanoprokaryota species establish a steady state phase in late summer. Hydrobiologia 502: 123-132.
- Mischke, U. & Rücker, J., 2001. Veränderungen der Zusammensetzung der Algenzönose in Standgewässern des Scharmütelseegebietes. In Krumbeck, H. & Mischke, U. (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 6). BTUC-AR 6/01: 19-38.
- Nixdorf, B. & Kleeberg, A., 1996. Gewässerreport Scharmütelseegebiet, Teil II der limnologischen Zustandsanalyse von Gewässern aus dem Scharmütelseegebiet. BTUC-AR 2/96: 106 S.
- Nixdorf, B., Mischke, U. & Rücker, J., 2003. Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes - an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. Hydrobiologia 502: 111-121.
- Nixdorf, B., Rücker, J., Deneke, R. & Zippel, P., 1995. Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmütelseegebiet, Teil I. BTUC-AR 1/95: 52 S.
- Nixdorf, B. & Rücker, J., 2004: Unterwasser-Lichtklima und Sauerstoffhaushalt unter Eis im Winter 2002/2003 in eutrophen Seen des Scharmütelseegebietes. In J. Rücker & Nixdorf, B. (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 8. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 53-60.
- Rücker, J., 1997. Untersuchungen zum Vorkommen phototropher Bakterien in Seen des Scharmütelseegebietes. In Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg.), Gewässerreport (Teil III). BTUC-AR 5/97: 81-98.
- Rücker, J., 2000. Der Tiefe See (Scharmütelseegebiet) - Besonderheiten der phototrophen Besiedlung eines Klarwassersees. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 4: 78-86.

- Rücker, J., Lippert, G., Henschke, I. & Nixdorf, B., 2004: Entwicklung hydrochemischer Parameter in ausgewählten Gewässern der Scharmützelseeregion im Winter 2002/03 unter Eis. In J. Rücker & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport Nr. 8. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 3/04: 35-42.
- Rücker, J. & Nixdorf, B., 2002. Besonderheiten der Primärproduktion in meso- bis schwach eutrophen dimiktischen Seen mit meta- und hypolimnischen Planktonmaxima. In Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg.), Implementierung der EU-WRRL. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 4/02: 89-96.
- Rücker, J., Nixdorf, B., Deneke, R., Kleeberg, A., & Mischke, U., 2003. Reaktionen von Seen im Scharmützelseegebiet auf die Reduzierung der externen Belastung. Wasser & Boden 55 (4): 4-10.
- Rücker, J., Wiedner, C. & Zippel, P., 1997. Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnithrix redekei* in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia* 342/343: 107-115.
- Schäperclaus, W., 1941. Seenverschlechterung. *Z. Fischerei* XXXVIII: 345-375.
- Utermöhl, H., 1958: Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik, Mitt. Internat. Verein. Limnol. 9: 1-38.
- Wauer, G., Heckemann, H. J., Lippert, G., Koschel, R., 2003. Bestimmung von Gesamtphosphor und Aluminium. In: GIT Labor-Fachzeitschrift 8/2003: 798-801.
- Wiedner, C., Nixdorf, B., Heinze, R., Wirsing, B., Neumann, U. & Weckesser, J., 2002: Regulation of Cyanobacteria and microcystin dynamics in polymictic shallow lakes. *Arch. Hydrobiol.* 155, 3: 383 - 400.
- 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, 1996. Die Phytoplanktonsukszession und -dynamik in den Gewässern des Scharmützelseegebietes. In Nixdorf, B. & Kleeberg, A. (Hrsg), Gewässerreport Scharmützelseegebiet, Teil II. BTUC-AR 2/96: 44-48.
- Zippel, P. & Nixdorf, B., 1997. Die Entwicklung des Phytoplanktons im Scharmützelsee (1993-1996) und Storkower See. In Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg), Gewässerreport (Teil III). BTUC-AR 5/97: 60-71.