Brigitte Nixdorf, Jacqueline Rücker, Rainer Deneke
& Paul Zippel

Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet

Teil I

UW BTU Cottbus, Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik
Eigenverlag

Zitiervorschlag:
Brigitte Nixdorf, Jacqueline Rücker, Rainer Deneke & Paul Zippel,
Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet Teil I,
BTUC-UW 1/95

Dieser Band enthält die ersten Ergebnisse von Gewässeruntersuchungen im Scharmützelseegebiet, in dem der Lehrstuhl Gewässerschutz der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus als Außenstelle seinen Sitz hat. Der Schwerpunkt dieser Analysen liegt auf der Beschreibung der planktischen Besiedlung und einer ersten Klassifizierung des trophischen Status der untersuchten Gewässer. In einem zweiten Teil sollen eine detaillierte Analyse des Belastungszustandes und daraus abgeleitet gewässerspezifische Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen vorgestellt werden. Der zweite Teil wird voraussichtlich Ende 1995 in der Aktuellen Reihe erscheinen.

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

Geschäftsführender Herausgeber:
Prof. Dr. Edmund Brandt/Lehrstuhl Umweltrecht

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung ... 7
2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes ... 9
2.1 Anzahl, Lage und Beprobungsfrequenz der untersuchten Gewässer ... 9
2.2 Topographie und Morphometrie ... 9
3. Methoden ... 12
3.1 Probenahme ... 12
3.2 Chemische Analytik, Nährstoff- und Chlorophyllbestimmungen ... 13
3.3 Biologische Parameter ... 14
4. Ergebnisse und Diskussion ... 14
4.1 Schichtungsverhalten der stabil geschichteten Gewässer ... 14
4.2 Sauerstoffversorgung und hypolimnische Sauerstoffdefizite ... 16
4.3 Klassifizierung nach thermischen und trophischen Schichtungsparametern ... 19
4.4 Chemische Eigenschaften der Gewässer ... 23
4.4.1 Anorganische Stoffbeschaffenheit und DOC-Konzentrationen ... 23
4.4.2 Chemische Charakteristik des Porenwassers der Sedimente ... 26
4.4.3 Phosphorfreisetzungen ... 28
4.5 Der Scharmützelsee ... 28
4.5.1 Horizontale Unterschiede im See und die Ausbildung vertikaler Gradienten ... 28
4.5.2 Phytoplanktondynamik und punktueller Vergleich von Gewässergüteparametern (1934-1994) ... 29
4.6 Saisonale Aspekte in den Planktonentwicklungen der Untersuchungsgewässer ... 33
4.6.1 Vegetationstrübungen infolge der Chlorophyllentwicklung ... 33
4.6.2 Zusammensetzung des Phytoplanktons in den Untersuchungsgewässern. 33
4.6.2.1 Spätsommer (1993)- und Frühjahrsaspekt (1994) ... 33
4.6.2.2 Phytoplanktonentwicklung im Winter 1993/94 ... 38
4.6.3 Zooplanktonentwicklung (Sommer 1993 und Frühjahr 1994) ... 39
4.6.4 Bakterienentwicklung und autotrophes Picoplankton (APP) in ausgewählten Gewässern des Untersuchungsgebietes im Sommer 1993 ... 40
4.7 Klassifizierung nach hydrographischen und trophischen Kriterien ... 42
5. Danksagung ... 44
6. Literaturverzeichnis ... 45
7. Anhang ... 48

Vorwort

Brandenburg ist das seenreichste Bundesland Deutschlands. Fontane umschrieb auf seinen Wanderungen durch die Mark Brandenburg die Vielfalt und Schönheit der Seen mit dem Begriff "Augen der Landschaft". Leider haben sehr viele dieser Gewässer inzwischen ihren Glanz verloren; einige sind ganz verschwunden. Schutz und Pflege der Gewässer sind deshalb vordringliche Aufgaben des Gewässerschutzes.

In der älteren wissenschaftlichen Literatur finden sich bereits einige wichtige Anhaltspunkte zum Gewässerzustand der Seen in Brandenburg. CZENSNY (1938) und SCHÄPERCLAUS (1941) beschrieben schon Ende der dreißiger Jahre die „Oscillatorienerkrankung der Märkischen Gewässer“ als Folge einer Veränderung in der Landnutzung und in den hydrologischen bzw. meteorologischen Gegebenheiten. Dieses Phänomen ist also keineswegs nur ein Ergebnis der industriellen Entwicklung der Nachkriegsphase.

Der Lehrstuhl Gewässerschutz (Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik) der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus mit Sitz in Bad Saarow, unmittelbar am Ufer des Scharmützelsees, ist aufgrund seiner Lage prädestiniert, historische Ansätze zur Erklärung der Ursachen für die Gewässereutrophierung in diesem Raum aufzugreifen und weiterzuentwickeln. Die Eutrophierung der Gewässer hat im Scharmützelseegebiet besonders große Auswirkungen. Das betrifft z.B. die eingeschränkte Nutzung von Seen zu Erholungszwecken, was für die Entwicklung dieser wirtschaftlich schwachen Gebiete zu touristischen Zentren im Berliner Umfeld nachteilig ist. Für zahlreiche Gewässer ergibt sich deshalb notwendigerweise eine Sanierung und Restaurierung des Einzugsgebietes bzw. im See selbst.

Vor jedem Eingriff zur Reparatur geschädigter Ökosysteme steht jedoch stets eine umfassende Diagnose des Krankheitsbildes und vor allem seiner Ursachen. Ohne genaue Kenntnis der Quellen sowohl für die langfristige als auch die rasante Eutrophierung seit Ende der sechziger Jahre kann jede noch so gut gemeinte Maßnahme zur Restaurierung und Sanierung eine Fehlinvestition bedeuten. Langfristig muß der Verminderung von Stoffeinträgen gegenüber z.T. recht teuren Symptombehandlungen der Vorrang gegeben werden. Das heißt für den Lehrstuhl Gewässerschutz,

1. den limnologischen Zustand der Gewässer zu erfassen und zu bewerten,
2. die externen Nährstoffbelastungen aus den Einzugsgebieten als auch die internen Stofffreisetzungen aus den Sedimenten der Gewässer zu quantifizieren und
3. den Chemismus und die Rolle des Grundwassers in seiner Wechselbeziehung mit dem Oberflächenwasser zu analysieren.

Mit der vorliegenden Analyse des Gewässerzustandes im Scharmützelseegebiet soll dem ersten der o.g. Schwerpunkte Rechnung getragen werden, um eine Grundlage für die Verbesserung der Gewässerqualität zu schaffen.

1. Einleitung

Die Landschaft um Storkow und Bad Saarow ist in besonderem Maße durch Seen geprägt, die über die Glubigseenkette, den Scharmützelsee und die Storkower Seenkette durch Fließe und Kanäle (Schiffahrtswege) verbunden sind und in die Dahme münden. Im vorigen Jahrhundert wurden auch an verschiedenen Stellen Schleusen eingeschaltet, um den Niveauunterschied zwischen den Gewässern auszugleichen. Die meisten dieser Seen sind in der Weichselkaltzeit entstanden und liegen am Rande der südlichen märkischen Hochfläche südlich des Berliner Urstromtales.

Die Landschaft Ostbrandenburgs ist ein Heide- und Seengebiet, das im Untersuchungsraum im Saarower Hügelland mit seiner tief eingeschnittenen Rinne (dem Scharmützelsee) und auf der Beeskower Platte liegt. Die oberflächlichen geologischen Bildungen des Gebietes gehören hauptsächlich dem Alluvium und dem Diluvium an. Darunter sind ebenfalls Schichten der märkischen Braunkohlebildung des Miozäns nachgewiesen (WUNDSCH 1940). Eine ausführliche Darstellung der geologischen Verhältnisse sowie der Entstehung der heutigen Wasserflächen findet sich bei MÜLLER (1952).

Die Nutzungsmöglichkeiten der vielen Seen im beschriebenen Gebiet sind heute durch den hohen Grad der Eutrophierung stark eingeschränkt. Gewässerbeeinträchtigungen durch starkes Algenwachstum verbunden mit einem Rückgang der Fischerträge sind in der Brandenburger Region auch schon in den dreißiger Jahren und früher aufgetreten, was die "Notgemeinschaft der Deutschen Wissenschaft" (heute Deutsche Forschungsgemeinschaft) veranlaßte, ein intensives limnologisches Untersuchungsprogramm der märkischen Seen zu finanzieren. Auslöser waren massive Klagen von Fischern über ein „Dickwerden“ bzw. „Unsichtigwerden“ der Gewässer, den Krautschwund und einen Rückgang der Fischerträge (besonders Aal und Blei) bei Zunahme des Zanders. Im Ergebnis dieser Untersuchungen entstand ein komplexes Bild über die Limnologie märkischer Gewässer als Beitrag zur Fischereibiologie, das von H. H. Wundsch aus der Preußischen Landesanstalt für Fischerei in Berlin-Friedrichshagen initiiert und geleitet wurde. Wundsch faßte seine Ergebnisse u.a. als Beschreibung eines besonderen Seentypus der Spree- und Havel-Region zusammen, dem „H_2S-Oscillatorien-See“. Anhand des Vorkommens bestimmter Blaualgen (insbesondere *Oscillatoria redekei*, heute: *Limnothrix redekei*), ihrer beobachteten leichten Zersetzbarkeit und der Art der sommerlichen Ausbreitung von Schwefelwasserstoff im Hypolimnion zahlreicher tiefer Seen leitete der Autor eine autochthone Nährstoffzufuhr aus dem Hypolimnion ab. Die ökologischen Folgen dieser Besonderheiten im Stoffhaushalt der Seen wurden von CZENSNY (1938) und SCHÄPERCLAUS (1941) als die „Oscillatorienerkrankung der Märkischen Gewässer“ beschrieben, von der sich die „organische Polytrophie“ dieser Gewässer ableiten läßt. Die Auswirkungen auf die Förderung der Primärproduktion des Folgejahres sind dort besonders einschneidend, wo ein großes Hypolimnion vom Austausch mit dem Grundwasser ausgeschlossen ist. Diese Mechanismen hatten zu Beginn der dreißiger Jahre besonders starke Auswirkungen (THIENEMANN 1932).

Für die Berliner Gewässer wird vermutet, daß der Schwellenbereich für die Eutrophierung durch Phosphor bereits vor der Jahrhundertwende überschritten wurde (KLEIN 1989). Dabei ist die Unterscheidung in eine langfristige Eutrophierungsneigung durch die natürlichen Gegebenheiten und anthropogenen Einflüsse in dieser Region und in eine rasante Eutrophierung zum Ende der 60er Jahre dieses Jahrhunderts notwendig.

Leider sind die Kenntnisse über die hydrologischen Verhältnisse und ihrer Änderungen aus diesem Gebiet äußerst lückenhaft. Insgesamt zeigte sich jedoch mit großer Deutlichkeit, daß die glazialen Seen baltischen Typs besonders stark von der Eutrophierung betroffen sind.

Zu Beginn der fünfziger Jahre wurden von MÜLLER (1952) umfangreiche produktionsbiologische Untersuchungen der märkischen Seen in der Umgebung von Storkow angestellt. Hierbei bestätigten sich im wesentlichen die Ergebnisse von WUNDSCH (1940), wobei eine leichte Verbesserung der Wasserqualität anhand der Sichttiefen und der Phytoplanktonbiomassen zu verzeichnen war.

SCHARF (1971) analysierte zahlreiche Seen dieser Region unter dem Aspekt der Nährstoff- und Sauerstoffverhältnisse. Auch diese Ergebnisse belegen eindeutig den hohen trophischen Zustand der Gewässer. Der Autor wies beispielsweise mittlere Gesamt-P-Konzentrationen von mehr als 50 µgP/l in den Seen des Untersuchungsgebietes nach, wobei auch Maximalwerte über 200 µgP/l (z.B. Springsee) erreicht wurden. Im Porenwasser des Sedimentes des Scharmützelsees fand der Autor 8 mgP/l, was auf eine mögliche hohe interne Phosphorbelastung hinweist.

Der negative Trend der Standgewässerqualität wird auch von KLAPPER (1992) und MIETZ (1994) bestätigt, die die Mehrzahl der von ihnen untersuchten norddeutschen Gewässer in eutrophe bis hypertrophe Gütestufen einordnen mußten.

Aufbereitetes Datenmaterial aus den vergangenen drei Jahrzehnten, das von der unteren Wasserbehörde zur Hydrochemie und der Belastung der Seen um Bad Saarow erhoben wurde, ergibt folgendes Bild: Die zunehmende Belastung der Seen über eine verstärkte Nutzung im Einzugsgebiet und unzureichende Abwasseraufbereitung fand ihren Niederschlag zum Ende der 70er Jahre in einer drastischen Verschlechterung der Seen insbesondere der bis dahin von der Gewässergüte als gut eingestuften Glubigseenkette. Hier ist der Zeitraum für einen Umschlag in eine rasante Eutrophierung anzusetzen. Kalkulationen der Flächenbelastung durch die gewässerbehördlichen Einrichtungen der DDR in den 80er und zu Beginn der 90er Jahre belegen, daß die Belastbarkeit der Seen durch unzureichende Abwasseraufbereitung und durch diffuse Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet sowie durch Fischintensivhaltung z.T. um ein Vielfaches überschritten wurde. Damit ist das Potential dieser Gewässer zur natürlichen Selbstreinigung und zur Nährstoffrückhaltung erheblich eingeschränkt und überlastet worden.

Das Ziel dieses Beitrages ist es, einen ersten Überblick über den limnologischen Zustand von Seen eines Teileinzugsgebietes der Dahme zu geben. Damit soll eine wissenschaftliche Grundlage zur Beurteilung von geplanten Sanierungsmaßnahmen geschaffen werden, die Grenzen derartiger Maßnahmen aufgezeigt sowie grundsätzliche und alternative Vorschläge erarbeitet werden.

2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

2.1 Anzahl, Lage und Beprobungsfrequenz der untersuchten Gewässer

In der Tabelle 1 sind einige wichtige Informationen zur Lage und dem Beprobungsintervall der untersuchten Gewässer dargestellt. Gleichzeitig finden sich hier die Kürzel der Seenamen, die im weiteren in den Abbildungen zur Limnologie der Seen Verwendung finden. Neben Standgewässern des Scharmützelseegebietes sind in diese Untersuchungen auch der Helene-See und der Katja-See bei Frankfurt/Oder einbezogen, weil diese Seen von besonderer Bedeutung für Ostbrandenburg sind. Die Lage der wichtigsten Seen und der Probenahmestellen ist in der Abbildung 1 dargestellt.

2.2 Topographie und Morphometrie

Topographische und morphometrische Merkmale der wichtigsten Untersuchungsgewässer finden sich in Tabelle 2. Bei der Zusammenstellung dieser Daten zeigte es sich, daß die Angaben zur Größe und Tiefe der Seen aus verschiedenen Literaturquellen z.T. erheblich voneinander abweichen. Die bereits durch das Seenkataster Brandenburgs vermessenen Seen sind in der Tabelle hervorgehoben (fett), mußten in einzelnen Fällen jedoch korrigiert werden. Ergänzende Angaben stammen aus MÜLLER (1952), WUNDSCH (1940), Unterlagen der Landesumweltämter in Frankfurt/Oder und Potsdam sowie dem Hydrologischen Atlas. Da es sich bei diesen Daten um wichtige Grundlageninformationen zur Abschätzung der Belastung und zukünftigen Entwicklung der Gewässer handelt, kann die jetzige Situation nur als kritisch bezeichnet werden. Hier besteht dringender Handlungsbedarf für eine zuverlässige und aktualisierte Bestandsaufnahme zur Geomorphologie und Hydrologie der Gewässer.

Tabelle 2: Topographische und morphometrische Eigenschaften ausgewählter Gewässer im Untersuchungsgebiet Storkower- und Glubigseenkette und Scharmützelsee (Vol - Volumen, u - Umfang, UE - Uferentwicklung, t_a - theoretische Aufenthaltszeit, EZG-Fläche Einzugsgebiet)

See	**Fläche**	**Vol**	**max. Länge**	**max. Breite**	**max. Tiefe**	**mittl. Tiefe**	**u**	**UE**	**t_a**	**EZG**
	[ha]	[10^6 m^3]	[km]	[km]	[m]	[m]	[km]		[a], [d]	[km²]
Tiefer See	62,7		**1,39**	**0,59**	**23**		**3,6**	**1,37**		
Melangsee	14,1	0,18	**0,51**	**0,33**	2-3	1,2	**1,4**	**1,09**	22d	5,0
Springsee	58,7	**6,57**	**2,40**	**0,64**	**18**	**13,2**	**3,3**	**1,32**	1,1a	11,6
Großer Glubigsee	63,6	2,62	**1,29**	**0,76**	12	4	**1,8**	**1,19**	0,5a	16,1
Kleiner Glubigsee	**6,41**	0,23	**0,61**	**0,16**	4,5	3,5	**1,3**	**1,45**	8d	17,2
Scharmützelsee	**1209,3**	120,9	**10,00**	1,50	27,9	8,8	**29,2**	**2,37**	16a	111,8
Storkower Nord	**138,7**	7,03	**1,95**	**1,07**	11,4	5,1	**6,4**	**1,54**		
Storkower Süd	**233**	11,02	**3,30**	**1,40**	8	4,7	**8,1**	**1,51**		
Storkower Gesamt	384	18,06	5,20	1,10	11,4	4,7	13,0	1,86	1,5a	168,0
Wolziger See	578,5		**3,18**	**2,35**	13		**21,4**	**2,28**		381,6
Langer See	154,8		2,65		3,8		7,3	1,67		394,7

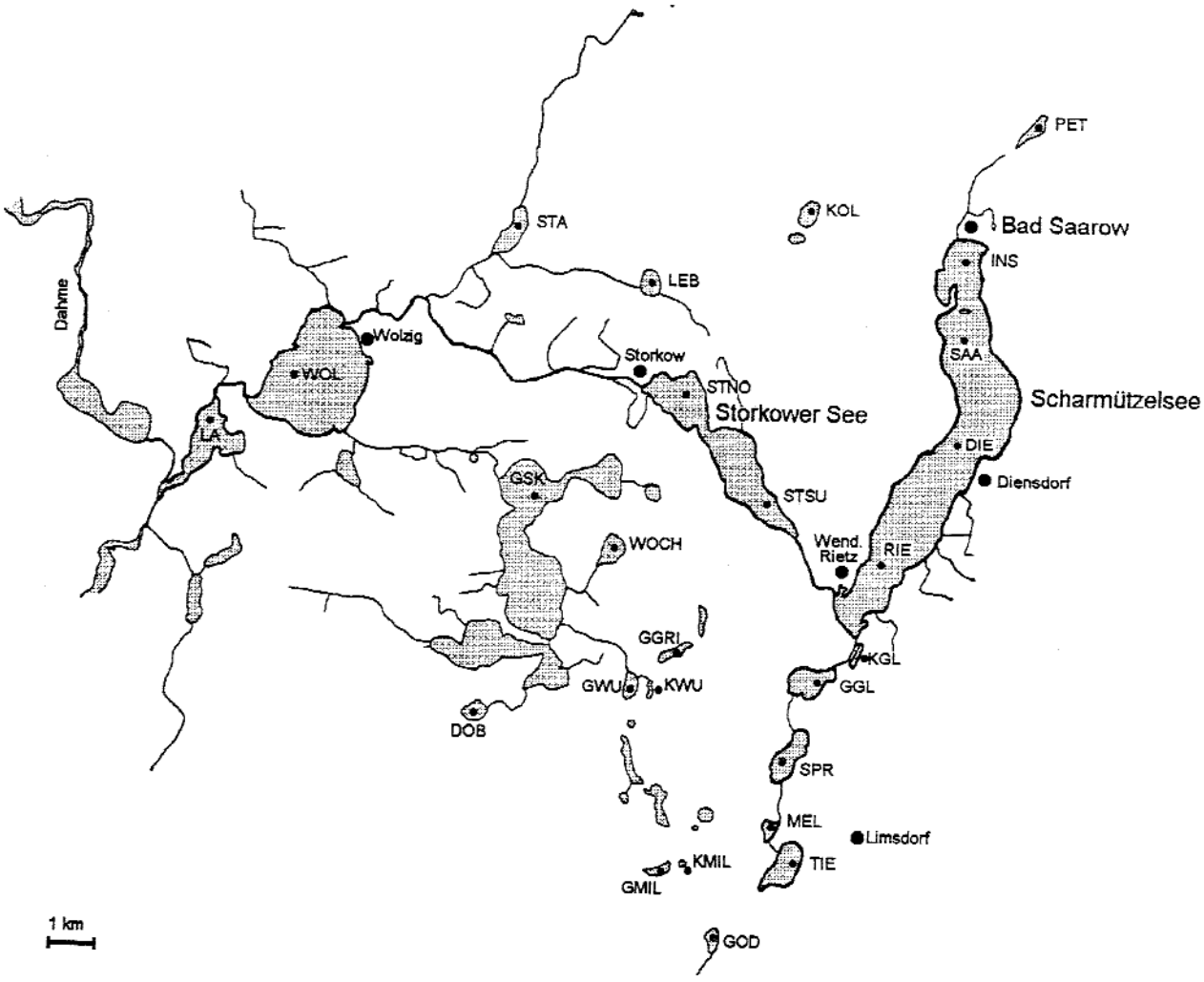

Abbildung 1: Untersuchungsgewässer im Scharmützelseegebiet (Abkürzungen siehe Tabelle 1)

Tabelle 1: Abkürzungen, Namen, Lage, maximale gefundene Tiefe (Z_{max}) und Beprobungsintervalle der untersuchten Gewässer im Scharmützelseegebiet vom Juli 1993 bis Dezember 1994

Abkürzung	Name	Lage	Z_{max} [m]	Beprobungsintervall
TIE	Tiefer oder Grubensee	Glubigseenkette	18.4	4
TIEA	Tiefer oder Grubensee, Abfluß			4-8
MELZ	Melangsee, Zufluß			4-8
MEL	Melangsee	Glubigseenkette	2.5	4
MELA	Melangsee, Abfluß			4-8
SPRZ	Springsee, Zufluß			4-8
SPRQ	Springsee, Quelle			4-8
SPR	Springsee	Glubigseenkette	18.1	4
SPRA	Springsee, Abfluß			4-8
GGLZ	Großer Glubigsee, Zufluß			4-8
GGL	Großer Glubigsee	Glubigseenkette	13.3	4
GGLA	Großer Glubigsee, Abfluß			4-8
KGL	Kleiner Glubigsee	Glubigseenkette	4.4	4
SCHZ	Scharmützelsee, Zufluß	Scharmützelsee		2
SCH	Drainagegraben, Fontanepark	Scharmützelsee		4
RIE	Scharmützelsee,Wendisch Rietz	Scharmützelsee	29.8	2
SCHA	Scharmützelsee, Abfluß	Scharmützelsee		2
DIE	Scharmützelsee, Diensdorf	Scharmützelsee	20.3	2
SAA	Scharmützelsee,Saarow Strand	Scharmützelsee	13.3	2
INS	Scharmützelsee, Institut	Scharmützelsee	6.6	2
STSZ	Storkower See, Zufluß			4-8
STSU	Storkower See, südlicher Teil	Storkower Seenkette	6.9	4
STSN	Storkower See, nördlicher Teil	Storkower Seenkette	11.4	4-8
STSA	Storkower See, Abfluß			4-8
WOLZ	Wolziger See, Zufluß			4-8
WOL	Wolziger See	Storkower Seenkette	12.5	4
WOLA	Wolziger See, Abfluß			4-8
LAZ	Langer See, Zufluß			4-8
LA	Langer See	Storkower Seenkette	3.0	4
LAA	Langer See, Abfluß			4-8
LEBZ	Lebbiner See, Zufluß			4-8
LEB	Lebbiner See	mündet in Stahnsdorfer See	2.5	4
LEBA	Lebbiner See, Abfluß			4-8
STAZ	Stahnsdorfer See, Zufluß			X
STA	Stahnsdorfer See	mündet in Storkower Kanal	1.5	X
STAA	Stahnsdorfer See, Abfluß			X
GSK	Großschauener See	mündet in Wolziger See	5.4	X
GSKA	Großschauener See, Abfluß			X
PET	Petersdorfer See	Petersdorf	3.0	X
GMIL	Großer Milasee	NSG Milaseen	6.5	X
KMIL	Kleiner Milasee	NSG Milaseen	3.5	X
GOD	Godna See	südl. des Tiefen Sees, **	6.5	X
GWU	Großer Wucksee	bei Bugk	5.8	X
KWU	Kleiner Wucksee	bei Bugk	4.0	X
WOCH	Alter Wochowsee	bei Wochowsee	1.6	X
DOB	Dobra See	bei Schwerin	10.2	X
KOL	Großer Kolpiner See	bei Kolpin	1.1	X
GGRI	Großer Griesensee	bei Storkow	7.8	X
HEL	Helene-See	bei Frankfurt/Oder	54.0	8
KAT	Katja-See	bei Frankfurt/Oder	11.0	8

Erklärung zu Tabelle 1:

2 -	jede zweite Woche Probenahme
4 -	etwa jede vierte Woche Probenahme
8 -	etwa jede achte Woche Probenahme
X -	Probenahme unregelmäßig, etwa 2-5 Mal im Jahr
NSG-	Naturschutzgebiet
**	Spree-Einzugsgebiet

3. Methoden

3.1 Probenahme

Die Untersuchungen der Seen durch den Lehrstuhl für Gewässerschutz begannen im Juli 1993 und waren in der ersten Phase durch eine stichprobenartige Aufnahme des limnologischen Zustandes zahlreicher Gewässer des Scharmützelseegebietes geprägt. Systematische Untersuchungen im zwei- bzw. vierwöchigen Rhythmus wurden an den Gewässern der Glubig- und der Storkower Seenkette sowie am Scharmützelsee vorgenommen (s. Tabelle 1). Die Probeentnahme erfolgte meist an der tiefsten Stelle der Gewässer, wo auch die Sichttiefe gemessen wurde. Im Scharmützelsee wurden vier Entnahmepunkte beprobt. Im Storkower See erfolgte ebenfalls eine getrennte Probenahme in den beiden Becken des Gewässers. Eine zusammenfassende Übersicht über die untersuchten Gewässer und ihre Lage sowie die Probeentnahmestellen findet sich in Abbildung 1 und Tabelle 1.

Die Messung der Tiefenprofile von Temperatur, Sauerstoffsättigung und pH-Wert (ab 1994 auch Leitfähigkeit und Redoxpotential) erfolgte mit einer HYDROLAB-Sonde H20 in 0,5- bis 1-m-Schritten. Während der Sommerstagnation wurden Mischproben aus dem Epilimnion und in Phasen der Vollzirkulation Mischproben aus der gesamten Wassersäule mit einem 2-Liter-Wasserschöpfer (Limnos) entnommen. Alle Proben für die chemische Analytik und alle biologischen Teilproben (Ausnahme Zooplankton und Netzprobe) wurden aus diesen Mischproben gewonnen. Hypolimnische Einzel- bzw. Mischproben und Proben aus dem Metalimnion wurden nicht routinemäßig, sondern nur in Phasen intensiver P-Freisetzung aus den Sedimenten oder bei Einschichtungen autotropher Organismen ins Metalimnion untersucht. Während zu Beginn der Messungen aus jeder Tiefenschicht gleiche Volumenanteile entnommen wurden, begannen wir 1994 mit der volumengewichteten Probeentnahme an einigen Seen, um den Anteil der einzelnen Tiefenlamellen am Gesamtvolumen der entsprechenden Mischproben besser berücksichtigen zu können.

Die Zooplanktonproben wurden im Vertikalprofil in 0,5- bis 1-m-Abständen mit einem Limnos-Schöpfer (Volumen: 2 Liter) entnommen und mit einem Planktonnetz (Maschenweite: 25µm) zu einer tiefenintegrierten Mischprobe vereinigt. Die Tiere wurden mit CO_2 betäubt und mit Zucker-Formol fixiert (HANEY & HALL 1973).

Die Messungen des Unterwasserlichtklimas wurden erst 1994 mit Hilfe eines Licor-Lichtmeßgerätes (sphärischer Sensor) begonnen und werden in dieser Auswertungsphase noch nicht berücksichtigt.

3.2 Chemische Analytik, Nährstoff- und Chlorophyllbestimmungen

Die Proben für die chemische Analytik wurden als unbehandelte Gesamtprobe bzw. als filtrierte Proben für die Nährstoff- und Ionenuntersuchung z.T. sofort aufbereitet, aber auch für spätere Analysen konserviert. Die in Tabelle 3 dargestellten Parameter und Prozesse wurden entweder im Zentralen Analytischen Labor (ZAL) der Fakultät in Cottbus oder im Labor in Bad Saarow analysiert. Die Bestimmung des Chlorophyllgehaltes des Sestons erfolgte nach DIN 38412 - L16. Eine ausführliche Beschreibung der Durchführung findet sich im Anhang.

Tabelle 3: Parameter und Bestimmungsverfahren für die chemische Analytik (AAS - Atomabsorptionsspektroskopie, IC - Ionenchromatographie, ICP - Atomemissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma, SFA - Segmented Flow Analysis)

Parameter	Analyseverfahren	Vorschrift	Ausführung in
*Kationen**			
Ca, Na, Mg, Zn, Fe, Mn, Al	ICP (ab März 1994)	DIN 38406 E22	ZAL Cottbus
Ca, Na, Mg, Zn, Fe, Mn, Al	AAS (ab August 1993)	nur Na nach DIN 38406 E14	ZAL Cottbus
Anionen			
NO_2, NO_3, SO_4, PO_4, Cl^-	IC	DIN 38405 D19	ZAL Cottbus
Ausgewählte Nährstoffe			
SiO_2, PO_4, DIN	SFA	Reagenzien wie DIN 38405 D9,10, 11, 21, 38406 E5	Labor Bad Saarow
TP, TN	SFA nach Aufschluß	Autoklavenaufschluß mit Kaliumperoxidisulfat Mikrowellenaufschluß mit NanOx (mit Kaliumperoxidisulfat)	Labor Bad Saarow
Summenparameter			
DOC	C-Analyser	TOC-5000 Shimadzu	ZAL Cottbus
O_2-Zehrung (24 h)	Winkler-Titration	DIN 38409 - H52	Labor Bad Saarow
Chlorophyll a	Spektralphotometer	DIN 38412 - L16	Labor Bad Saarow

* - vor August 1993 wurden Kationen nach dem Spektroquantverfahren (Merck) gemessen.

weitere Abkürzungen in der Tabelle:

DIN - gelöster anorganischer Stickstoff,
TP - Gesamtphosphat,
TN - Gesamtstickstoff,
DOC - gelöster organischer Kohlenstoff.

3.3 Biologische Parameter

Für die Bestimmung der Phytoplanktonzusammensetzung und -biovolumina wurden 100 ml des Originalseewassers (Mischprobe) mit Lugolscher Lösung fixiert. Die Auszählung erfolgte an einem Umkehrmikroskop in 1- bis 10-ml-Absetz-Planktonkammern bei Vergrößerungen von 200- bis 400fach (UTERMÖHL 1958). Außerdem wurde eine Netzprobe (25 µm Maschenweite) 1:10 mit Formalin fixiert. Die qualitative Auswertung des Netz-Phytoplanktons wurde unter einem Durchlichtmikroskop bei 400facher Vergrößerung durchgeführt.

Für die quantitative Bestimmung des Bakterioplanktons wurden 20 ml der Seewassermischprobe 1:20 mit Formalin fixiert. Zur Auswertung wurden die Proben mit DAPI angefärbt und auf Nucleporefiltern, Porenweite 0,2 µm, angereichert. Die Auszählung erfolgte unter dem Epifluoreszenzmikroskop bei 1000facher Vergrößerung. Aus dem gleichen Material wurde das autotrophe Picoplankton (APP < 2 µm) quantitativ bestimmt. Dazu wurden die Proben auf schwarzen Nucleporefiltern, Porenweite 0,2 µm, angereichert. Die Zählung erfolgte unter dem Epifluoreszenzmikroskop bei 1000facher Vergrößerung.

Das Zooplankton ist an einem Durchlichtmikroskop bei bis zu 400facher Vergrößerung an hauptsächlich fixiertem Material unter Benutzung folgender Literatur taxonomisch bestimmt worden: EINSLE (1993), FLÖSSNER (1972), FLÖSSNER & KRAUS (1986), KORINEK (1987), PONTIN (1978), RUTTNER-KOLISKO (1972), VOIGT & KOSTE (1978). Zur Ermittlung der Abundanzen wurden die Proben vor dem Zählen gesplittet und bei 20- bis 100facher Vergrößerung mit dem (Stereo-) Mikroskop ausgezählt. Dabei entsprach ein gezähltes Individuum bei den Rotatorien 0,4 - 13,8 Ind/l und bei den Crustaceen 0,03 - 0,49 Ind/l. Die Biomasse (Trockengewicht) wurde basierend auf der Abundanz mit Hilfe konstanter Faktoren geschätzt (DENEKE 1993, im Druck). Die artspezifischen Biomassemittelwerte wurden mit Hilfe von Längenmessungen und Umrechnungsformeln (McCAULEY 1984) bestimmt.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Schichtungsverhalten der stabil geschichteten Gewässer

Tiefe Seen in Mitteleuropa unterliegen aufgrund der Dichteanomalie des Wassers in Abhängigkeit von morphometrischen und meteorologischen Einflüssen einem kontinuierlichen Wechsel von Durchmischung und Stagnation. Dabei ist der Zeitpunkt und die Intensität der Ausbildung sommerlicher Schichtungen in einem tiefen Gewässer eine entscheidende Voraussetzung für die Entstehung der drei chemisch und biologisch z.T. völlig unterschiedlichen Reaktionsräume in:

- die nur wenige Meter Dicke obere Wasserschicht, dem Epilimnion,
- die Sprungschicht mit ausgeprägten physikalischen und chemischen Gradienten (Metalimnion) und
- die Tiefenschicht, dem Hypolimnion, die keinen Austausch mit der Atmosphäre hat.

Der Erholungssuchende hat meist nur direkten Kontakt mit dem Epilimnion. Diese Schicht wird in Abhängigkeit von der Algenentwicklung und damit der Vegetationstrübung des Gewässers gut mit Licht und photosynthetischem Sauerstoff versorgt. Sehr starke Algenmassenentwicklungen (Sichttiefen weit unter einem Meter) stören dabei die Badefreuden erheblich. Aber auch bessere Wasserqualitäten im Epilimnion, wie z.B. im Scharmützelsee im Sommer 1994 (Sichttiefen um 2 m), sind kein Indiz für einen guten Gesamtzustand des Gewässers. Dieser ergibt sich immer aus der Summe aller Wasserschichten eines Gewässers. Der Scharmützelsee belegt z.B. deutlich, daß die obere durchmischte Schicht auf einer großen Wassermasse umgewälzt wird, in der riesige Mengen Schwefelwasserstoff nachweisbar sind.

Primär- und Sekundärbelastungen des Gewässers mit organischen Substanzen (allochthon und autochthon) bedingen eine frühzeitige Aufzehrung der Sauerstoffreserven und damit biochemische Umsetzungen im Eisen- und Schwefelhaushalt eines Sees, die gravierende Konsequenzen für die Einstellung der Wassergüte auch im Folgejahr haben können.

Ob ein See dem oben beschriebenen dimiktischen Zirkulationstyp zugeordnet werden kann, hängt nicht nur von der mittleren und maximalen Tiefe und der Windexposition des Gewässers ab. Das belegen z.B. das Storkower Nordbecken und der Wolziger See, die trotz maximaler Tiefen von etwa 11 bzw. 13 m im Sommer des Jahres 1993 fast vollständig durchmischt bzw. polymiktisch waren, 1994 jedoch stabile Schichtungen über die gesamte Sommerzeit aufwiesen. In die folgenden Analysen zum Schichtungsverhalten sind nur eindeutig dimiktische Seen aus dem Scharmützelseegebiet einbezogen worden.

Die thermische Schichtung der tiefen Seen im Untersuchungsgebiet Glubigseenkette und Storkower Seenkette (Gruppen II und III im Abschnitt 4.3) zeigt übereinstimmend den folgenden Verlauf (s. Abbildung 2):

Im Frühjahr (Mitte April - Anfang Juni) kommt es in den oberen Wasserschichten durch die zunehmende Erwärmung zur Ausbildung einer stabilen thermischen Sprungschicht und damit zum Beginn der Sommerstagnation. Die Kriterien zur Eingrenzung von Sprungschichten bzw. zur Festlegung der Ausdehnung des Metalimnions werden z.T. recht widersprüchlich in der Literatur behandelt. Das Metalimnion umfaßt nach unserer Definition den Bereich der Wassersäule mit einem Temperaturgradienten von $\geq$ 0,5 °C/m. Dies ist ein empirischer Wert, der sich als sinnvoll zur Abgrenzung der durchmischten bzw. stagnierenden Wasserschichten vom Übergangsbereich mit einem mehr oder weniger steilen Gradienten erwiesen hat.

Die Sprungschicht verlagert sich in der Folgezeit durch Windeinwirkung in tiefere Wasserschichten. Darüber bilden sich in Abhängigkeit von den Wetterbedingungen oft weitere, aber nur temporäre thermische Sprungschichten aus. Das führt im Sommer (Juni - August) insgesamt zu einer starken Verbreiterung des Metalimnions von ca. 3 m auf bis zu maximal 10 m. In der darauffolgenden Abkühlungsphase (August - November) wird das Metalimnion wieder kleiner und verlagert sich bis zur vollständigen Durchmischung des Sees immer weiter nach unten. Die Dauer der Stagnationsphase hängt neben dem Klima wesentlich von der Seetiefe ab und beträgt für ähnlich tiefe Seen, wie Tiefer See, Springsee und Großer Glubigsee ca. 185 Tage.

Die Lage der Grenzschicht zwischen Metalimnion und Hypolimnion unterscheidet sich bei drei der hier betrachteten Seen (Springsee, Großer Glubigsee, Scharmützelsee) im Sommer nur relativ wenig voneinander; sie liegt zwischen 7,5 - 11 m Seetiefe. Damit ergibt sich die ökologisch bedeutsame Größe des Hypolimnions hauptsächlich aus der unterschiedlichen Tiefe der Seen und schwankt im vorliegenden Fall zwischen einem Anteil von 6 - 38 % am gesamten Seevolumen (Tabelle 4).

Trotz stabiler Schichtung kommt es in allen Seen zu einem vertikalen Wärmetransport ins Hypolimnion. Um das zu verdeutlichen, lassen sich für eine Referenzschicht im Hypolimnion der Seen (hier: 10 m Tiefe) aus den Tiefenprofilen die Erwärmungraten (in °C/Tag) berechnen:

Tiefer See: 0,021; Springsee: 0,003; Großer Glubigsee: 0,065; Scharmützelsee: 0,010

Diese unterschiedlichen Erwärmungsraten spiegeln komplexe Unterschiede in der Thermik und der Schichtung wider, die nicht nur von der Seetiefe, sondern z.B. auch von der Windexposition und der Art der Grundwasserbeeinflussung des Sees abhängen. Hier fällt besonders die geringe Erwärmungsrate des Springsees im Vergleich mit dem Tiefen See auf, der eine vergleichbare Tiefenausdehnung hat.

4.2 Sauerstoffversorgung und hypolimnische Sauerstoffdefizite

Der Sauerstoffhaushalt der Seen wird hauptsächlich durch die biologischen Prozesse der Sauerstofffreisetzung bei der Photosynthese der Algen einerseits und dem Sauerstoffverbrauch durch die Respiration der Organismen andererseits dominiert. Der wichtigste physikalische Prozeß in diesem Zusammenhang ist neben dem atmosphärischen Sauerstoffein- bzw. austrag die unterschiedliche thermische Schichtung der verschiedenen Seen. Dadurch kommt es in den stabil geschichteten Seen im Sommer zur Ausbildung von Barrieren bzw. weitgehend isolierten Lebensräumen, dem Epi- und dem Hypolimnion. Verschiedene Parameter des Sauerstoffhaushaltes können die unterschiedliche Produktivität der Gewässerzönosen (Trophie) wiedergeben. An dieser Stelle sollen

- die Sauerstoffmaxima im Epilimnion,
- die Lage der Sättigungs- bzw. Kompensationsschicht in der Wassersäule,
- der Beginn der Untersättigung im See während der Vegetationsperiode und
- die hypolimnischen Sauerstoffzehrungsraten im Frühjahr

vorgestellt werden.

In der Vegetationsperiode führt die Primärproduktion zu lokalen Übersättigungen in der Wassersäule, die jedoch bei steigenden Temperaturen im Mai sehr schnell durch respiratorische Prozesse auf allen trophischen Ebenen kompensiert werden können. Die Jahresmaxima der Sauerstoffsättigung sollten deshalb grob das Verhältnis von Primärproduktion und den abbauenden, d.h. den sauerstoffverbrauchenden Prozessen eines Gewässers charakterisieren können. Sie spiegeln jedoch stärker die Dominanz einzelner Algentaxa in den Seen wider. So liegt der mesotrophe Tiefe See mit 132 % deutlich über dem hocheutrophen Großen Glubigsee (124 %), was sich auf eine Blüte

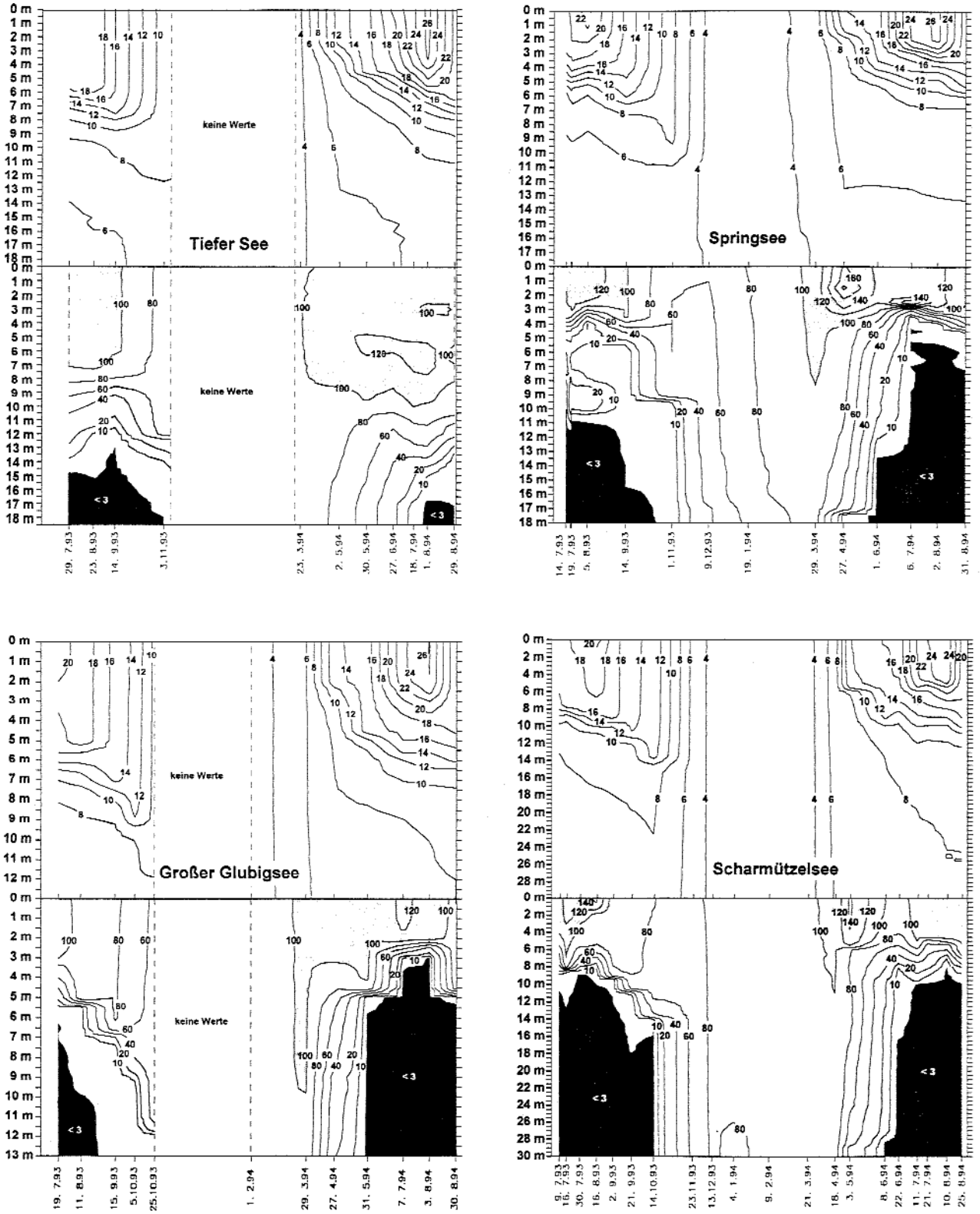

Abbildung 2: Zeit-Tiefendiagramme der Isoplethen der Temperatur (obere Hälfte, in °C) und der Sauerstoffsättigung (untere Hälfte, in %, grau schraffiert: >100%, schwarz: <3%) in den stabil geschichteten Seen des Scharmützelseegebietes.

nanoplanktischer Arten und Diatomeen im Frühjahr zurückführen läßt. Die Lage des Sauerstoffmaximums in der Wassersäule an den einzelnen Probentagen gibt die trophischen Verhältnisse besser wieder als die Höhe des absoluten Sauerstoffmaximums. Im Tiefen See liegt das Maximum auf der Höhe der Sprungschicht, d.h. im Sommer bei ca. 6 m. Im Großen Glubigsee liegt es immer zwischen 0 - 1,5 m Tiefe.

Zwischen den Sauerstoff im Überschuß produzierenden Bedingungen im Epilimnion und den sauerstoffzehrenden Prozessen im Hypolimnion liegt die Sättigungs- oder Kompensationszone, in der die theoretische Löslichkeit des Sauerstoffs (100%) erreicht wird. Hier ist das Verhältnis von sauerstoffproduzierenden und sauerstoffverbrauchenden Prozessen ausbilanziert. Diese Zone ist nicht mit der Lage der Sprungschicht identisch. Sie liegt für den Tiefen See im Sommer bei ca. 8,5 m (Median), für den Springsee und den Großen Glubigsee bei ca. 3 m und für den Scharmützelsee bei 4,5 m. Die Schwankungen zwischen den Jahren 1993 und 1994 sind relativ gering. Je geringer diese Kompensationstiefe im Gewässer ist, desto stärker dominieren heterotrophe Vorgänge die Stoffumsetzungen in der Wassersäule. Dies ist ein Ausdruck für die organische Belastung von Seen (s. Abbildung 2).

Betrachtet man als Kriterium für das Ausmaß der Zehrungsprozesse die Zeitpunkte, in denen die Seen in der gesamten Wassersäule zum erstenmal untersättigt waren - ein Zustand, der dann meistens bis zum nächsten Frühjahr anhielt - so ergibt sich eine etwas andere Reihung der vier Seen:

Tiefer See:	(03.11.93)*, 28.09.94,
Springsee:	01.11.93, 08.11.94,
Großer Glubigsee:	11.08.93, 30.08.94,
Scharmützelsee:	02.09.93, 21.09.94.

(* - aufgrund größerer Meßintervalle sind diese Werte als spätester Zeitpunkt zu betrachten).

Sobald im Frühjahr einzelne Wasserschichten am Seegrund nicht mehr in die Durchmischung einbezogen werden, setzen in den eutrophen Seen sofort intensive sauerstoffzehrende Prozesse ein, die im Verlauf der Stagnationsphase zum völligen Verbrauch des gelösten Sauerstoffs im Hypolimnion führen können (s. Abbildung 2). Diese Prozesse verlaufen erstaunlicherweise oft fast linear und lassen sich gut mit Hilfe einer einfachen linearen Regression beschreiben. Auch dieser Parameter ist ein Anhaltspunkt für die trophische Situation der Gewässer und z.B. wichtig zur Beurteilung des Zehrungspotentials bei eventuellen Sanierungsmaßnahmen. Die Übereinstimmung mit den anderen Parametern zur Beurteilung von Schichtung und Trophie ist trotz der z.T. noch geringen Anzahl von Meßwerten im betreffenden Zeitraum relativ gut:

Tiefer See:	0,10 $mg*l^{-1}*d^{-1}$;
Springsee:	0,25 $mg*l^{-1}*d^{-1}$,
Großer Glubigsee:	0,40 $mg*l^{-1}*d^{-1}$,
Scharmützelsee:	0,19 $mg*l^{-1}*d^{-1}$.

Zusammenfassend lassen sich die vier Seen mit Hilfe der hier vorgestellten trophierelevanten Parameter folgendermaßen in Richtung abnehmender Trophie einordnen:

Großer Glubigsee > Springsee > Scharmützelsee > Tiefer See.

Nach den Kriterien der OECD (fixed boundary system, 1982) sind insbesondere der Springsee und der Große Glubigsee ähnlich zu bewerten. Anhand der Stärke der Zehrungsprozesse im See ("Beginn der Untersättigung im gesamten See", "hypolimnische Sauerstoffzehrungsraten im Frühjahr") lassen sich aber deutliche Unterschiede im Belastunggrad der Ökosysteme ausmachen, die sich nicht unwesentlich auf die stark voneinander abweichende Größe der Hypolimnia (Springsee: 38 %, Großer Glubigsee: 6 %), d.h. auf Unterschiede in der Seetiefe und Schichtung, zurückführen lassen.

Tabelle 4: Vergleich der Parameter von Schichtung und Sauerstoffhaushalt für vier dimiktische Seen des Scharmützelseegebietes

Parameter	Tiefer See	Springsee	Großer Glubigsee	Scharmützelsee
max.Tiefe (m)	18,5	18	13	30
min. Sichttiefe (m)	2,6	0,8	0,6	1,0
max. Chl. a ($\mu g*l^{-1}$) 1993 1994	 14 11,7	 47 44	 45 59	 37 51
Hypolimnionvolumen im Sommer (% des Seevolumens)	n.b.	38	6	23
Erwärmung in 10 m ($°C*d^{-1}$)	0,021	0,003	0,065	0,010
O_2-Maxima (%)	132	184	124	143
Lage der Sättigungsschicht (m)	8,5	3	3	4,5
Beginn der Untersättigung 1993 1994	 03.11.93 28.09.94	 01.11.93 08.11.94	 11.08.93, 30.08.94	 02.09.93 21.09.94
hypolimnische Sauerstoffzehrungsrate ($mg*l^{-1}*d^{-1}$)	0,10	0,25	0,40	0,19

n.b. - nicht bestimmt, da die Vermessung noch aussteht

4.3 Klassifizierung nach thermischen und trophischen Schichtungsparametern

Anhand ihrer thermischen Schichtung und ihrer trophiebedingten Trübung und Sauerstoffzehrung während der Vegetationsperiode lassen sich die untersuchten tiefen und flachen Seen in den Spätsommerphasen der Jahre 1993 und 94 wie folgt klassifizieren:

I. Tiefe, stabil geschichtete Seen mit geringer Belastung und Sauerstoffsättigungen am Ende der Sommerstagnation von über 70%, Sichttiefen in der Vegetationsperiode zwischen 8 und 12 m:

Helene-See, Katja-See

II. Tiefe, stabil geschichtete Seen mit mäßiger Belastung und Aufzehrung der unteren hypolimnischen Sauerstoffreserven, aber nur geringer H_2S-Entwicklung am Ende der Sommerstagnation über dem Grund, Sichttiefe in der Vegetationsperiode zwischen 3 und 8 m

Tiefer See

III. Tiefe, stabil geschichtete Seen mit ausgeprägtem anaeroben Hypolimnion schon ab Mitte Mai bis Juni und H_2S-Entwicklung sowie beträchtlicher P-Freisetzung aus den Sedimenten, Sichttiefen während der Vegetationsperiode 0,6 - 2,6 m:

Springsee, Großer Glubigsee, Scharmützelsee

IV. Polymiktische Flachseen des "tieferen Typus" (max. Tiefe 8 -13 m, mittlere Tiefe 6 - 8 m), Sichttiefen 0,8-3 m:

Wolziger See, Nordbecken des Storkower Sees, Dobra See, Großer Milasee, Godna See, Großer Wucksee

V. Polymiktische Flachseen mit mittleren Tiefen < 5 m, Sichttiefen während der Vegetationsperiode 0,2-1,5 m:

Melangsee, Kleiner Glubigsee, Südbecken Storkower See, Langer See, Petersdorfer See, Groß Schauener Seenkette, Stahnsdorfer See, Lebbiner See, Kolpiner See, Kleiner Wucksee, Alter Wochowsee.

Bei der Gesamtbetrachtung der Gewässer unter dem Aspekt der Stratifikation fallen folgende Besonderheiten auf:

In der ersten Gruppe ist die inverse Sauerstoffschichtung im Katja-See bemerkenswert (Abbildung 3). Hier ist aufgrund der besonders guten Unterwasserlichtverhältnisse und der günstigen Morphometrie dieses Gewässers der gesamte Gewässergrund mit Makrophyten besiedelt, die eine photosynthetische Belüftung des Hypolimnions von über 200 bzw. 250 % bewirken. Da bei diesen Werten die obere Eichgrenze unserer Meßsonden lag, konnte die wirkliche Übersättigung nicht erfaßt werden. Eine weitere Besonderheit besteht bei diesem Gewässer darin, daß mit Beginn der Herbstzirkulation die Durchmischung des in allen Schichten sauerstoffübersättigten Wassers eine Sauerstoffuntersättigung von 88% zur Folge hat (20.10.93, 12.10.94). Dieses Phänomen überrascht sehr und es scheint dringend erforderlich, nach den Quellen für die hohe Sauerstoffzehrung zu suchen. Der Gewässergrund ist auch im Oktober noch vollständig mit Makrophyten bedeckt, deren Primärproduktion den O_2-Verbrauch jedoch nicht annähernd kompensieren kann.

Der Helene-See war sowohl 1993 als auch 1994 ebenso wie der Tiefe See von metalimnischen Sauerstoffmaxima gekennzeichnet (Abbildung 4). Ob diese Phänomene durch eine verstärkte Einschichtung des in diesem See dominanten autotrophen Picoplanktons zu erklären sind, wird Gegenstand künftiger Untersuchungen sein. Die Hauptprimärproduzenten in diesem Gewässer sind die picoplanktischen Algen (APP).

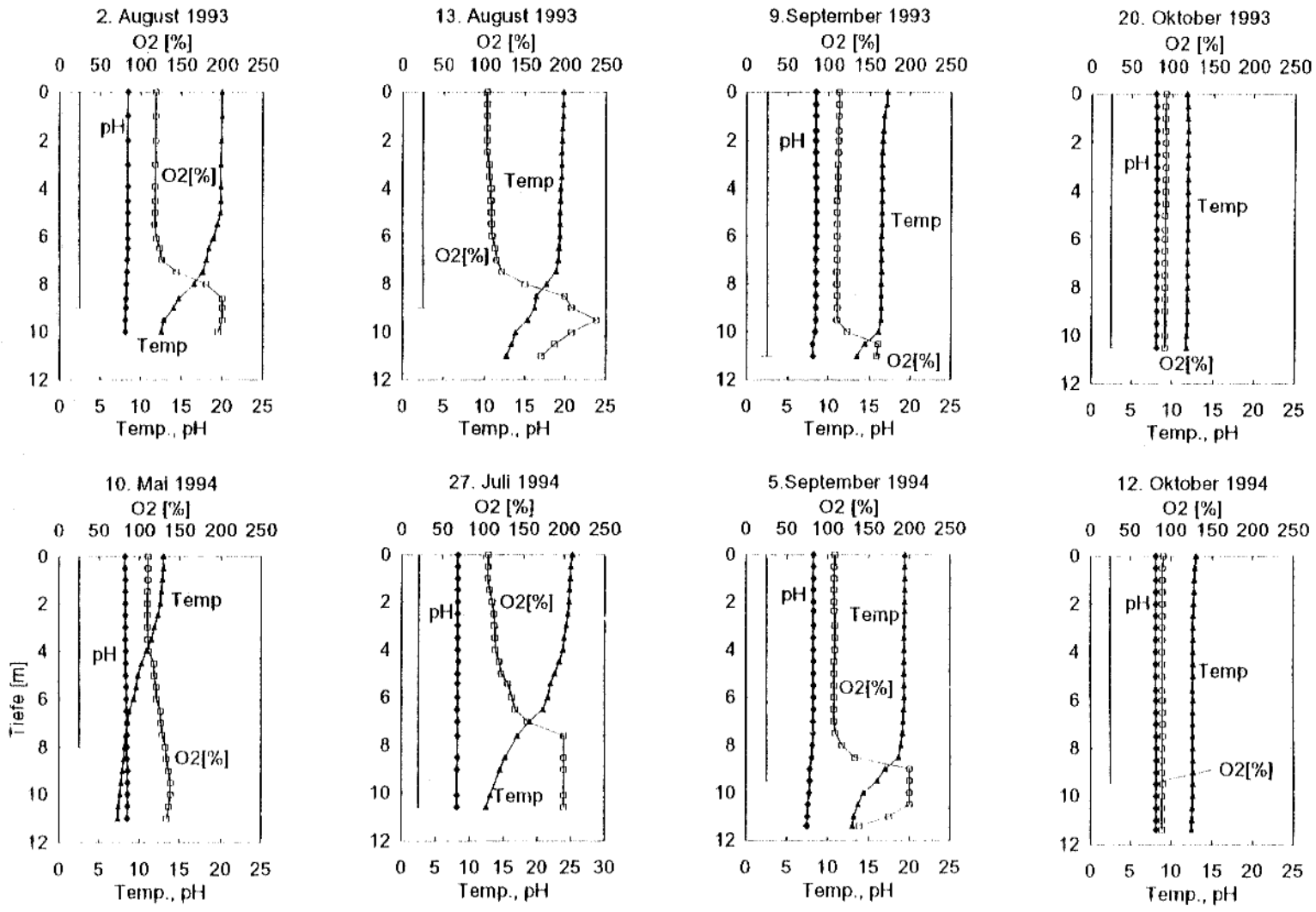

Abbildung 3: Tiefenprofile von Temperatur (Temp.), pH und Sauerstoffsättigung (O_2[%]) gemessen mit einer Multi-Parameter-Sonde (Hydrolab H20) sowie die Sichttiefe (symbolisierte Secchi-Scheibe) für den Katja-See im Untersuchungszeitraum 1993 / 94. Die obere Grenze des Meßbereiches für die Sauerstoffsättigung lag bei dieser Meßsonde bei 200 %.

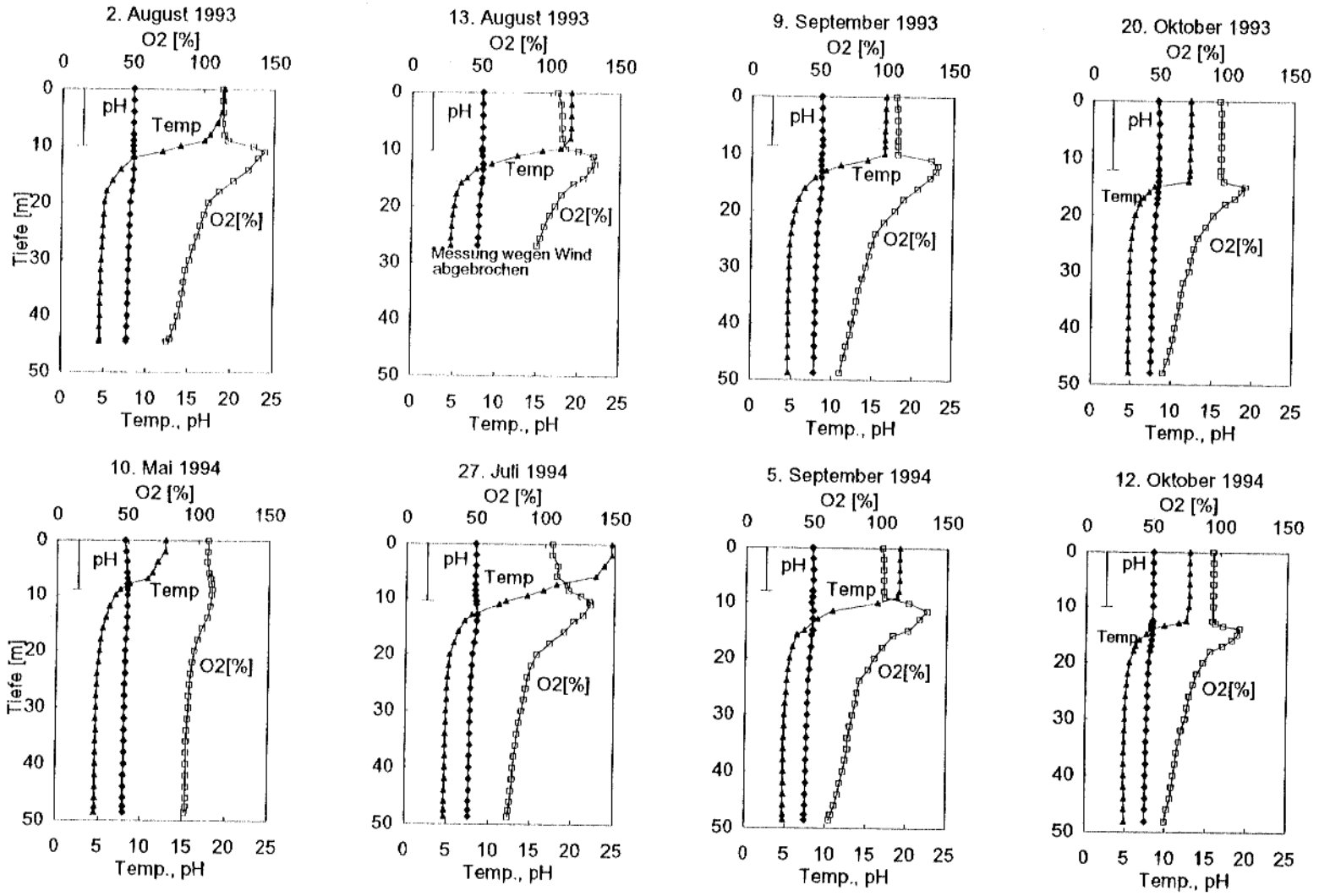

Abbildung 4: Tiefenprofile von Temperatur (Temp.), pH und Sauerstoffsättigung (O_2[%]) gemessen mit einer Multi-Parameter-Sonde (Hydrolab H20) sowie die Sichttiefe (symbolisierte Secchi-Scheibe) für den Helene-See im Untersuchungszeitraum 1993 / 94. Aus technischen Gründen kann mit dieser Meßsonde der Gewässergrund nicht erreicht werden.

4. 4 Chemische Eigenschaften der Gewässer

4.4.1 Anorganische Beschaffenheit und DOC-Konzentrationen

Der Stoffhaushalt von Gewässern wird neben den geologischen und hydrologischen Gegebenheiten im Einzugsgebiet wesentlich von anthropogenen Belastungen geprägt. Wie sich die Summe der natürlichen chemischen Beschaffenheit und das Ausmaß der Belastungen im Ökosystem auswirken kann, hängt von der Struktur und der Intensität der Stoffumsetzungen im Nahrungsgefüge der Gewässer ab.

Zur Bestandsaufnahme des Chemismus der Gewässer zählten im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen die Analyse von Anionen- und Kationenkonzentrationen, der Gesamtnährstoffgehalte und als ein Maß für organische Belastung der Gehalt an organisch gelöster Substanz (DOC). Zahlreiche Parameter waren mit der angewendeten Methodik (Abschnitt 3.2. und Anhang) wegen ihrer geringen Konzentration in den Gewässern nicht oder nur in Ausnahmefällen (Proben 1 m über Grund in tiefen Gewässern) nachweisbar. Dabei handelt es sich um: Aluminium, Eisen, Cadmium, Mangan. In der Tabelle 5 sind für die Seen des Untersuchungsgebietes die wichtigsten chemischen Parameter als Mittelwert aus den Messungen 1993 und 1994 dargestellt. Tabelle 6 enthält ausgewählte Fraktionen der wichtigsten Pflanzennährstoffe in ihrer Schwankungsbreite für einige Seen des Untersuchungsgebietes. Zum jetzigen Zeitpunkt sind noch nicht alle Nährstoffproben aufbereitet worden, so daß diese Ergebnisse grobe Richtwerte zur Einschätzung des Nährstoffstatus der Gewässer darstellen. Stichpunktartige Untersuchungen von Ökosystemzuständen bergen immer die Gefahr einer Fehlinterpretation bei Verallgemeinerungen oder Abschätzungen von Trends, weshalb an dieser Stelle auf eine Darstellung und Diskussion von Jahresgängen verzichtet wird, solange die Meßreihen noch unvollständig sind.

Derzeit läßt sich für alle untersuchten Seen während der Algenentwicklung aus den zahlreichen Nährstoffanalysen ableiten, daß anorganisch gelöstes Phosphat, mit Ausnahme von Klarwasserphasen und im Frühherbst, im Epilimnion der meisten Seen schon z.T. im Januar unter 10 µgP/l lag. 20 µgP/l wurden selten überschritten, was jedoch nicht zu der Annahme einer Nährstofflimitation durch Phosphat führen darf. Aufgrund der sehr zeitigen Planktonentwicklungen läßt sich der „Startwert" für Phosphor (als Orthophosphat) zu Beginn der Frühjahrsvollzirkulation in bestimmten Gewässertypen nicht oder nur mit großer Unsicherheit bestimmen. Aussagekräftiger für das „Nährstoffpotential" sind die Gesamtphosphatkonzentrationen, die sehr starke Schwankungen aufweisen (Tabelle 6), jedoch eine Einordnung der Gewässer in die Gruppe der eutrophen bis polytrophen Seen zulassen (Fachbereichstandard, TGL 27885/01, 1982). Das gilt hinsichtlich seines Phosphorgehaltes auch für den Tiefen See, der im Scharmützelseegebiet als der sauberste gilt und allgemein als mesotroph eingestuft wurde. Melangsee und Kleiner Glubigsee weisen die höchsten Werte mit über 300 µg P/l Gesamtphosphat auf.

Ob eine Nährstofflimitation aufgrund minimaler Konzentrationen oder ungünstiger Nährstoffverhältnisse vorliegen kann, ist aufgrund der unvollständigen Datenbasis zu diesem Zeitpunkt nicht möglich. Folgende Schritte gehören zur präzisen Bestimmung als Grundlage für derartige Aussagen (CHORUS 1989):

Tabelle 5: Konzentrationen chemischer Parameter aus unterschiedlichen Entnahmeorten (E - Epilimnion, H - Hypolimnion bzw 1m über Grund, A - Abfluß, Z - Zufluß) der untersuchten Gewässer im Scharmützelseegebiet sowie im Helene-See und Katja-See vom Juli 1993 bis Dezember 1994 (Mittelwerte)

Name	Entnahmeort	Cl mg/l	SO4 mg/l	Ca mg/l	Na mg/l	DOC mg/l
Tiefer See	H	30,73	90,41	81,48	15,87	12,66
	E	29,39	95,26	79,07	13,87	7,75
	A	28,97	99,31	98,50	10,40	3,63
Melangsee	E	24,27	73,14	69,19	14,09	9,82
	A	26,30	74,28	74,65	10,21	8,13
Springsee	Z	30,00	78,30	80,82	10,36	9,88
	Quelle	8,92	100,20	74,20	5,78	1,29
	H	18,34	49,00	63,47	9,06	14,21
	E	19,23	57,85	48,71	9,90	8,65
Großer Glubigsee	H	18,09	39,52	51,97	10,53	16,42
	E	20,16	52,69	56,18	10,87	9,88
Kleiner Glubigsee	H	16,61	46,44	54,63	12,37	14,85
	E	18,24	49,88	55,21	10,35	10,29
Scharmützelsee, Wendisch Rietz	H	20,17	47,81	53,06	12,25	17,74
	E	23,26	52,97	47,78	12,92	9,90
Scharmützelsee, Diensdorf	H	20,64	46,30	54,17	12,60	19,52
	E	21,24	55,68	54,67	14,43	5,73
Scharmützelsee, Saarower Strand	H	20,73	48,31	49,04	12,90	16,79
	E	15,39	39,71	49,10	15,03	6,21
Scharmützelsee, Institut	E	18,61	49,86	49,27	14,96	5,89
Storkower See, südlicher Teil	E	20,42	46,20	47,07	12,94	14,27
Storkower See, nördlicher Teil	H	21,01	37,81	44,82	13,82	18,01
	E	21,18	44,97	44,92	12,38	14,04
Wolziger See	E	38,34	65,71	56,67	22,49	14,91
Langer See	E	37,72	77,59	56,80	22,72	14,22
Lebbiner See	Z	100,78	14,74	33,40	94,00	35,58
	E	38,83	79,65	49,84	29,07	15,72
	A	38,42	80,01	47,80	44,00	11,79
Stahnsdorfer See	E	29,66	92,45	71,55	13,46	9,40
Großschauener See	H	20,20	40,40	43,40	21,00	10,31
	E	22,80	48,30	49,30	17,79	10,11
Petersdorfer See	E	35,80	47,06	45,48	30,71	24,14
Großer Milasee	H	7,40	32,80	16,40	6,08	12,08
	E	6,68	32,92	14,66	7,05	6,89
Kleiner Milasee	E	4,71	18,96	6,88	4,13	6,64
Godna See	E	8,90	10,70	29,00	6,55	8,60
Großer Wucksee	H	10,80	37,00	35,30	9,88	4,53
	E	20,00	56,50	35,70	16,68	6,17
Kleiner Wucksee	E	7,40	63,90	39,40	14,29	19,16
Alter Wochowsee	E	14,20	45,20	47,40	19,50	11,68
Dobra See	E	7,40	34,20	51,40	8,58	5,45
Großer Kolpiner See	E	21,10	66,40	30,80	13,27	15,14
Großer Griesensee	H	9,70	40,50	33,00	8,60	12,50
	E	9,30	38,80	31,80	7,79	8,99
Helene-See	H	30,54	279,71	131,17	25,10	14,50
	E	25,93	270,52	121,12	21,65	9,98
Katja-See	H	29,37	264,79	125,00	23,25	10,21
	E	33,37	231,59	130,05	23,56	9,29

1. Analysen der Gesamt-Konzentrationen (TP, TN) im Gewässer zur Festlegung der Höhe der potentiell möglichen Biomasse
2. Bestimmung der gelösten Fraktionen (DIN, DIP) über längere Zeiträume (Begrenzung von Aufnahmeraten)
3. Ermittlung der in den Algenzellen inkorporierten Mengen (P, N), die die Wachstumsraten begrenzen können.

Der dritte der genannten Aspekte zur Kalkulation von Nährstofflimitationen scheint für die Mehrzahl der untersuchten Seen wegen der Blaualgendominanz von besonderer Bedeutung zu sein. Cyanobakterien haben eine gute Speicherfähigkeit für Phosphor und können bei P-Mangel hohe Aktivitäten der Polyphosphatkinase für eine effiziente P-Aufnahme entwickeln. Das belegen auch die geringen Halbsättigungskonstanten für Phosphor.

Aus dem vorliegenden Datenmaterial läßt sich z.Zt. nur der erste Punkt mit Sicherheit bestimmen. Aus der Tabelle 6 geht hervor, daß außer im Wolziger und im Langen See das Masseverhältnis von Gesamt-N zu Gesamt-P immer deutlich unter 7 liegt und damit diese Gewässer unter Umständen einer Stickstofflimitation ausgesetzt sein könnten. Einen deutlichen Sprung kann man auf der Fließstrecke innerhalb der Storkower Seenkette beobachten, wo im Nordbecken des Storkower Sees geringere TP-Konzentrationen zu verzeichnen sind als auf der Fließstrecke vorher. Auch im Wolziger und im Langen See wurden relativ geringe TP-Konzentrationen nachgewiesen (100 - 200 µgP/l), dafür aber ein drastischer Anstieg der Gesamt-Stickstoff-Konzentration (0,8 - 2,1 mgN/l), die wahrscheinlich durch die Einleitungen der Kläranlage Storkow verursacht sind. Dafür sprechen auch die hohen Chlorid- und DOC-Werte (s. Tabelle 9, S.42).

Tabelle 6: Bereiche der Nährstoffkonzentrationen der gelösten und der Gesamtfraktion in ausgewählten Gewässern während der Vegetationsperiode (DIP - gelöster anorganischer Phosphor, TP - Gesamtphosphat, DSi - gelöstes Silizium, TN - Gesamtstickstoff, TN/TP - Masseverhältnis der Fraktionen)

Name	**DIP [µgP/l]**	**TP [µgP/l]**	**DSi [µgSi/l]**	**TN [µgP/l]**	**TN/TP**
Alter Wochowsee					
Tiefer See	2-5	50-120	670	160-240	< 7
Melangsee	1-5	103-339	1570	310-740	< 7
Springsee	8-15	78-284	1700	420-510	< 7
Großer Glubigsee	5-15	127-248	510-730	430-510	< 7
Kleiner Glubigsee		123-397		410-830	< 7
Scharmützelsee,RIE	5-24	88-253		480-1100	< 7
Scharmützelsee, SAA	4-21		20-780		
Scharmützelsee, INS	5-24		25-1100		
Storkower See, STSU	5-13	140-254	380	600-700	< 7
Storkower See, STNO	5-12	69-118		220-270	< 7
Wolziger See	6-14	96-211	400	1100-1400	> 7
Langer See	5-12	80-211	80-210	800-2100	> 7

4.4.2 Chemische Charakteristik des Porenwassers der Sedimente

Das Hauptproblem für unsere Standgewässer im nord- und mitteldeutschen Raum ist die Eutrophierung aufgrund der hohen Nährstoffbelastung. Seit Beginn der 90er Jahre wurden zahlreiche Maßnahmen eingeleitet, um die hohen Nährstofffrachten auch im Scharmützelseegebiet zu reduzieren. Die Errichtung bzw. Verbesserung von Abwasserbehandlungsanlagen, eine stark reduzierte Landwirtschaft und Einstellungen von Fischintensivhaltungen werden schon bald dazu beitragen, daß sich die externen Nährstoffbelastungen verringern. Zahlreiche Gewässer werden trotzdem nicht in dem erhofften Maße mit einer schnellen Verbesserung der Gewässerqualität reagieren, weil

- die P-Reduzierungen nicht die Schwellenwerte erreichen, die einen Umschlag zu einem besseren trophischen Status bewirken (SAS 1989),
- Phosphor nicht der limitierende Faktor ist,
- neben der externen Belastung auch seeinterne Mechanismen zusätzliche Eutrophierungsquellen sein können.

Der letzte Punkt berührt einen Komplex, der leider bei zahlreichen Ansätzen zur Restaurierung von Seen zu wenig Beachtung findet. Die interne P-Last kann durch Ausbaggerung der nährstoffreichen und sauerstoffzehrenden Schichten der Sedimente reduziert (MOSS et al. 1986, van der DOES et al. 1992) bzw. durch Inaktivierung des Phosphors mit verschiedenen chemischen und mechanischen Verfahren vermindert werden. Bevor derartige Maßnahmen zum Einsatz gelangen können, sind eine Vielzahl von Voruntersuchungen erforderlich, die den Chemismus des Wassers, der Grenzfläche Freiwasser/Sediment und der oberen Sedimentschichten selbst zum Gegenstand haben.

Tabelle 7: Wassergehalt (in % Frischgewicht - FG), Aschegehalt (in % Trockengewicht - TG) der Sedimente und Cl, SO_4 und PO_4 [mg/l] im Interstitialwasser der Sedimente (Sedimentschicht bis 15 cm). Die Seen sind nach steigender PO_4-Konzentration geordnet.

See	Wasser [%FG]	Asche [% TG]	Cl [mg/l]	SO_4 [mg/l]	PO_4 [mg/l]
Kleiner Wucksee	92	51	13	87	
Kleiner Milasee			6	7	0,5
Großer Milasee			8	31	0,8
Godnasee	95	49	12	17	3,9
Springsee	94	81	20	36	5,5
Großer Wucksee	94	62	14	23	10,3
Melangseee			28	29	11,0
Storkow Nord (30 cm)	89	76	22	19	14,1
Kleiner Glubigsee	95	55	17	14	16,5
Scharmützelsee	89	79	22	37	19,5
Storkow Süd	90	75	24	78	21,1
Tiefer See	95	75	31	44	26,0
Großer Glubigsee	91	76	16	18	2-36
Lebbiner See	93	60	27	61	46,9

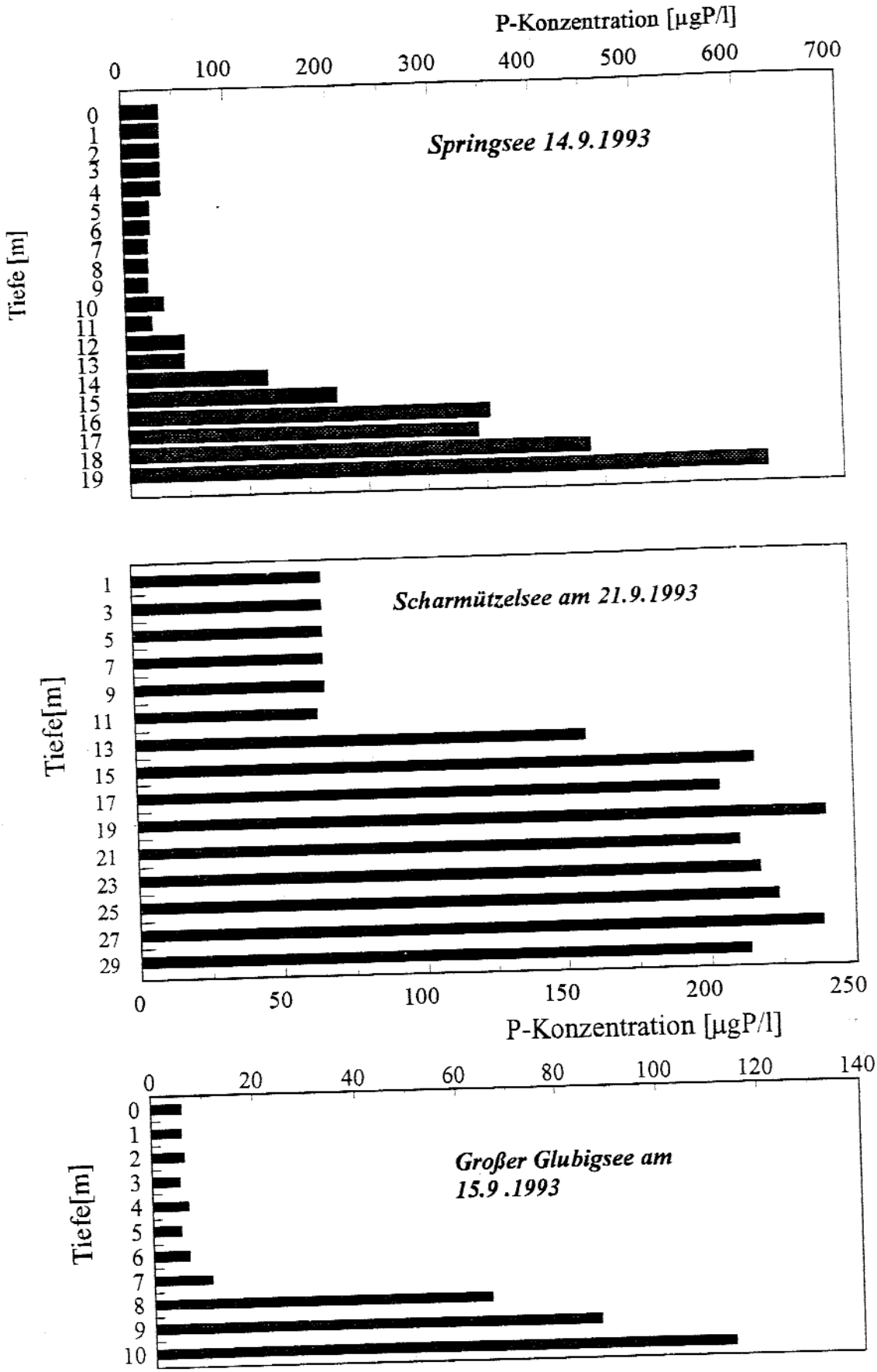

Abbildung 5: Vertikale Phosphor-Konzentrationen (ortho-Phosphat-P) im Springsee, Scharmützelsee (Wendisch-Rietz) und im Großen Glubigsee im September 1993.

Erste Ansätze zur Charakterisierung der Sedimente ausgewählter Gewässer im Untersuchungsgebiet sind 1994 zur Bestimmung folgender Parameter erfolgt:

Wassergehalt und Glühverlust der Sedimente aus verschiedenen Schichten bis in 0,5 m Sedimenttiefe, Bestimmung von Chlorid, Sulfat und Phosphat im Interstitialwasser dieser Proben (Porenwasser). An dieser Stelle werden nur die Werte aus den obersten 15 cm Sediment einbezogen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 dargestellt.

4.4.3 Phosphorfreisetzungen

Stichprobenartig sind tiefere Seen auf Phosphor-Freisetzungen aus den Sedimenten untersucht worden. Als Beispiele für das interne Belastungspotential durch diesen Prozeß werden hier spätsommerliche Tiefenprofile der ortho-Phosphat-Konzentrationen für den Großen Glubigsee, den Springsee und den Scharmützelsee dargestellt (Abb. 5). Aus diesen Darstellungen werden zwei Sachverhalte deutlich:

1. In den drei Seen treten zum Ende der Sommerstagnation hypolimnische ortho-Phosphatkonzentrationen auf, die die epilimnischen um ein Vielfaches übertreffen (z.B. Springsee: 10- bis 20fach höhere Werte im Hypolimnion).

2. Die Art der Phosphorausbreitung im Hypolimnion deutet auf unterschiedliche Mechanismen der Freisetzung hin.

Sehr hohe Rücklösungen scheint es aus dem Sediment des Springsees zu geben, der folglich auch einen starken P-Gradienten aufweist. Ähnliche Muster der P-Konzentration sind am Großen Glubigsee zu beobachten, die P-Freisetzungsprozesse laufen hier jedoch auf einem stark reduzierten Niveau ab. Dagegen weist der Scharmützelsee eine recht homogene Ausbreitung der P-Freisetzung auf, was die Hypothesen von WUNDSCH (1940) über einen intensiven Abbau der Oscillatorien im Hypolimnion stützen würde. Damit wäre die autochthone Belastung durch leicht lysierende Algen nicht nur eine P- und N-Recycling-Ressource, sie würde auch Indiz für den H_2S-Oscillatorien-See sein, der durch scharfe Sprünge und weniger durch Gradienten im Hypolimnion gekennzeichnet ist. Dazu müssen allerdings langfristige und kontinuierliche Messungen zum Schwefel-, Eisen- und Phosphorhaushalt dieser Seen in Angriff genommen werden.

4. 5 Der Scharmützelsee

4.5.1 Horizontale Unterschiede im See und die Ausbildungen vertikaler Gradienten

Der 10,5 km lange See zieht sich im nördlichen Drittel von Nord nach Süd und im Südteil von NO nach SW, wobei die Breite gleichmäßig zwischen 1 und 1,5 km schwankt. Damit bildet der See ein bis zu 10 m tiefes Nordbecken und drei Becken mit 20, 25 und 28 m Tiefe. Der Scharmützelsee wird zu großen Teilen durch das Grundwasser gespeist. Oberirdisches Wasser erhält er durch ein Fließ, das ihn durch eine Schleuse mit der Glubigseenkette verbindet und durch Quellbäche am Ostufer, die ins Gelege münden. Im Norden fließt ein Graben aus den Wierichwiesen in den See. Der Abfluß ist der etwa 2 km lange Wendisch-Rietzer-Kanal, welcher in den

Storkower See fließt.

Die morphometrischen Besonderheiten und die heterogene Speisung des Sees ließen horizontale Inhomogenitäten in der Gewässerqualität vermuten. Deshalb sind im ersten Jahr der Untersuchung vier Beprobungsstellen im See gewählt worden, um derartige Unterschiede zu erfassen. Hier wurden auch Tiefenprofile mit den herkömmlichen Sondenmessungen aufgenommen, damit vertikale Differenzierungen in unterschiedliche Reaktionsräume nachgewiesen werden können. Es zeigt sich deutlich, daß der See eine äußerst stabile Schichtung aufweist und daß das Hypolimnion schon frühzeitig anaerob ist. Hier ist auch während der gesamten Schichtungsperiode deutlich H_2S-Geruch nachweisbar. Als eine Folge dieser extremen Belastung treten beträchtliche Freisetzungen von Phosphat aus dem Sediment auf, wie aus Abb. 5 ersichtlich ist

Das Ausmaß horizontaler Unterschiede im Epilimnion des Scharmützelsees wird aus der Abb. 6 deutlich. Hier sind die Sauerstoffmaxima, der Chlorophyllgehalt, die DOC-Konzentration und die Sichttiefen im Untersuchungszeitraum an den vier verschiedenen Meßstellen verglichen worden. Während die Sichttiefen und Sauerstoffmaxima an allen Stellen recht gute Übereinstimmung zeigen, deutet sich im Chlorophyllgehalt eine Verschiebung zu höheren Algenentwicklungen im Spätsommer und Herbst in den nördlichen Flachbereichen an. Der Frühsommeraspekt zeigt deutlich höhere Werte an der tiefsten Stelle bei Wendisch-Rietz. Die Phytoplanktonanalysen belegen, daß sich die Artenzusammensetzung der Algengemeinschaften zwischen den Meßpunkten nicht unterscheidet. Vom Spätsommer bis in den Spätherbst dominiert das Oscillatorienregime (*Oscillatoria limnetica, Limnothrix redekei*) sowie *Aphanizomenon* spp., die in den Flachwasserbereichen an den Untersuchungstagen stärker ausgeprägt waren. Die typische Frühjahrsblüte von solitärischen zentrischen Diatomeen, Cryptophyceen und Nanoplankton weist dagegen eine stärkere Ausprägung in den tieferen Wasserbereichen auf.

Trotz dieser Unterschiede erlauben die Werte insgesamt die Einschätzung, daß der See bei der im Untersuchungszeitraum dominanten Algenentwicklung kaum horizontale Unterschiede im Sinne sogenannter Patchiness aufweist. Die Meßstellen können folglich reduziert werden, wobei als Hauptmeßpunkt Wendisch Rietz oder Diensdorf der Vorzug zu geben ist. Bei einer Änderung des sommerlichen Algenregimes zu koloniebildenden Arten, wie es z.B. Ende der 80er Jahre durch Massenentwicklungen von *Microcystis* spp. der Fall war, ist die Auswahl der Meßpunkte in Abhängigkeit von der Windstärke und -richtung jedoch erneut zu prüfen und ggf. neu festzulegen.

4.5.2 Phytoplanktondynamik und punktueller Vergleich von Gewässergüteparametern (1934-1994)

Es gibt zahlreiche Gründe, den Scharmützelsee einer gesonderten limnologischen Bewertung zu unterziehen. Neben der Lage des Lehrstuhls für Gewässerschutz direkt am See spielen vor allem die Größe und die Schönheit des Gewässers eine herausragende Rolle. Er gehört zu den größten und tiefsten Seen Brandenburgs. Schon Fontane bezeichnete ihn als das "Märkische Meer", das heute als bedeutender touristischer Anziehungspunkt für die Berliner Region im Umfeld ausgebaut wird. Darüber hinaus existieren umfangreiche Untersuchungen von WUNDSCH (1940), MÜLLER (1952)

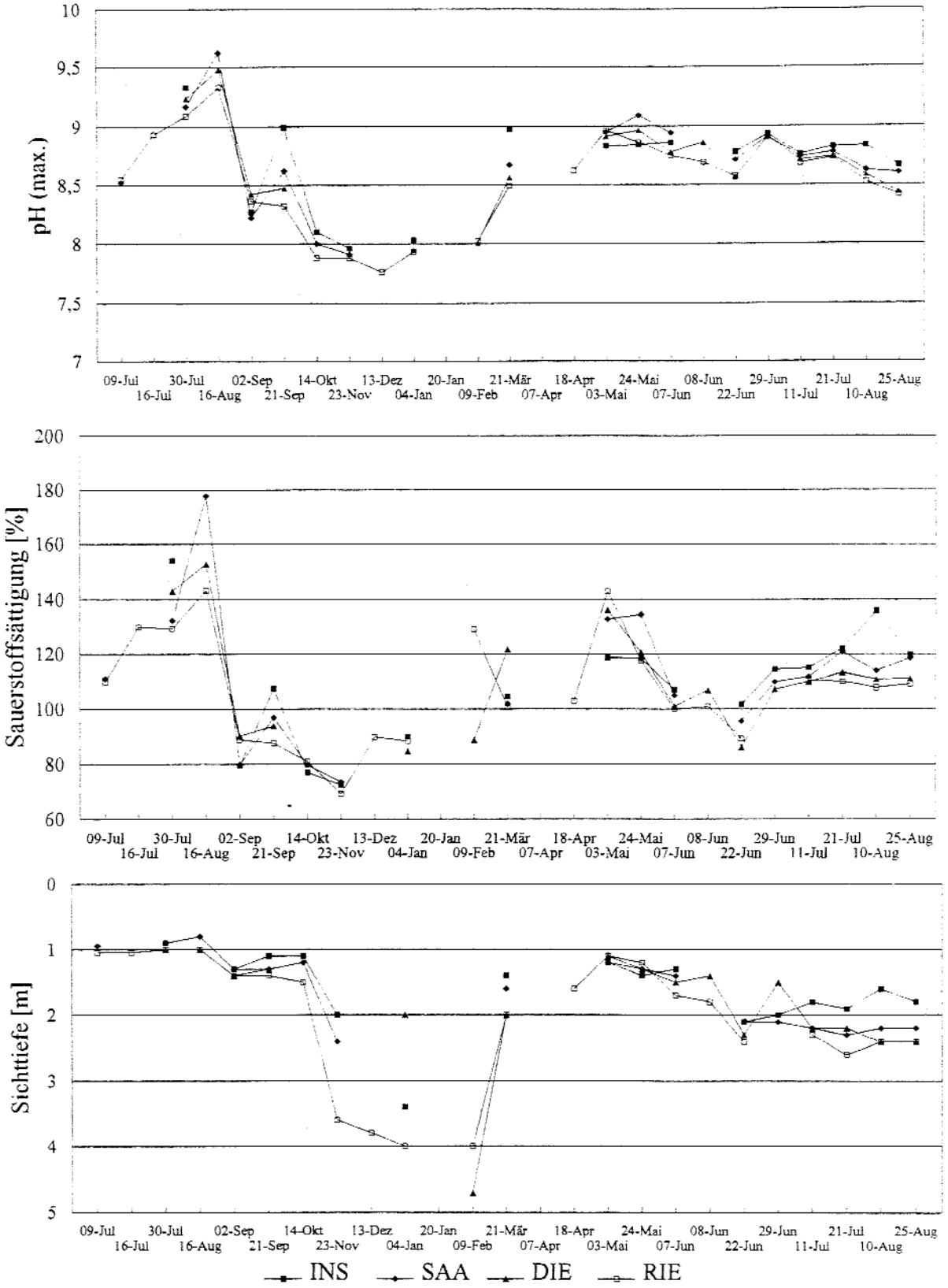

Abbildung 6: Horizontale Unterschiede ausgewählter Gewässerparameter im Scharmützelsee an verschiedenen Meßstellen (INS, SAA, DIE, RIE, Abkürzungen s. Tabelle 1) in der Untersuchungsperiode 1993/94

und SCHARF (1971), die einen punktuellen Vergleich des Gewässerzustandes in den vergangenen 60 Jahren erlauben.

In der Tabelle 8 sind die Ergebnisse aus Sichttiefenmessungen der Untersuchungsperioden 1934-1937, 1949/50 und 1993/94 dargestellt.

Tabelle 8: Punktueller Vergleich von saisonalen Sichttiefen und Sauerstoffzehrung im Epilimnion des Scharmützelsees aus den Untersuchungsperioden 1934 - 1937 (WUNDSCH 1940), 1949 (MÜLLER 1952) und 1993 - 1994

Parameter	**1934-37**	**1949**	**1993**	**1994**
Sichttiefe Frühjahr [m]	1,4-2,1	3,2-5,2		1,3
Sichttiefe Sommer [m]	0,7-1,3	1,1-2,2	0,9-1,3	1,2-2,6
O_2-Zehrung [$mgO_2/(l*d)$]		0,05-2,1	0,1-1,89	

Es ist ersichtlich, daß Phasen intensiver Gewässertrübungen aufgrund von Algenmassenentwicklungen auch schon in den dreißiger Jahren auftraten. Bemerkenswert dabei ist, daß es sich bei den bestandsbildenden Algen um die gleichen Gattungen (Oscillatoria, Limnothrix) handelt (s. 4.5.2.), was zunächst für die WUNDSCH´sche These von der Stabilität des Oscillatorienregimes spricht. Nach Aussagen von Anliegern waren jedoch auch Perioden mit Massenentwicklungen koloniebildender Blaualgen zu beobachten. Nachweislich existiert eine Analyse aus dem ehemaligen Institut für Wasserwirtschaft in Berlin aus dem Jahre 1987, wo die Anwohner durch auftreibende Schwimmdecken von Microcystis (Chlorophyllwerte aus Oberflächenproben um 400 µg/l !) sehr starken Belästigungen ausgesetzt waren.

Anhand der Werte werden auch die limnologischen Langzeitanalysen von BEHRENDT & NIXDORF (1993) und BEHRENDT et al. (1990) für den Müggelsee bestätigt, in denen eine drastische Verringerung der Sichttiefen im Frühjahr zu Beginn der siebziger Jahre aufgrund hoher Algenbiomassen die Startbedingungen für eine Makrophytenvegetation deutlich verschlechterte. Damit waren die Bedingungen für ein Umschalten des Ökosystems auf ein makrophytenfreies Gewässer gegeben. Die sommerlichen Algenentwicklungen waren dagegen im Mittel von ähnlicher Intensität und durch ähnliche Artenzusammensetzung geprägt wie in den Jahrzehnten davor, wobei deutliche interannuelle Schwankungen zu beobachten waren.

Diese interannuelle Variabilität der Planktonentwicklung wird auch sehr deutlich sichtbar an den Unterschieden der Phytoplanktonentwicklung im Sommer 1993 und 1994 im Scharmützelsee: Bewirkten die Blaualgen 1993 im zeitlichen Verlauf und der horizontalen Ausprägung eine sehr gleichmäßige Trübung des Gewässers (Sichttiefen vom Frühsommer bis in den Spätherbst beständig um 1 m, kein Klarwasserstadium, s. Abb. 7), so war 1994 eine deutliche "Verbesserung" der Durchsichtigkeit des Wasser zu verzeichnen (Mittelwert der Sichttiefe Ende Mai - September = 2,05m) obwohl sich die Nährstoffbelastung nur unwesentlich geändert hatte. Im Jahr 1994 war auch eine Klarwasserphase von Ende Mai bis Ende Juni (eigentlich bis Mitte August) zu beobachten. Die Entwicklung der Blaualgen begann 1994 erst im September und hielt bis zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Manuskriptes (Dezember 1994) auf einem hohen Niveau an (Chl a = 29,8 µg/l, Sichttiefen um 1,50 m am 24.11.94). Um diese hohe saisonale und annuelle Schwankungsbreite im Reaktionsverhalten von Gewässern zu in

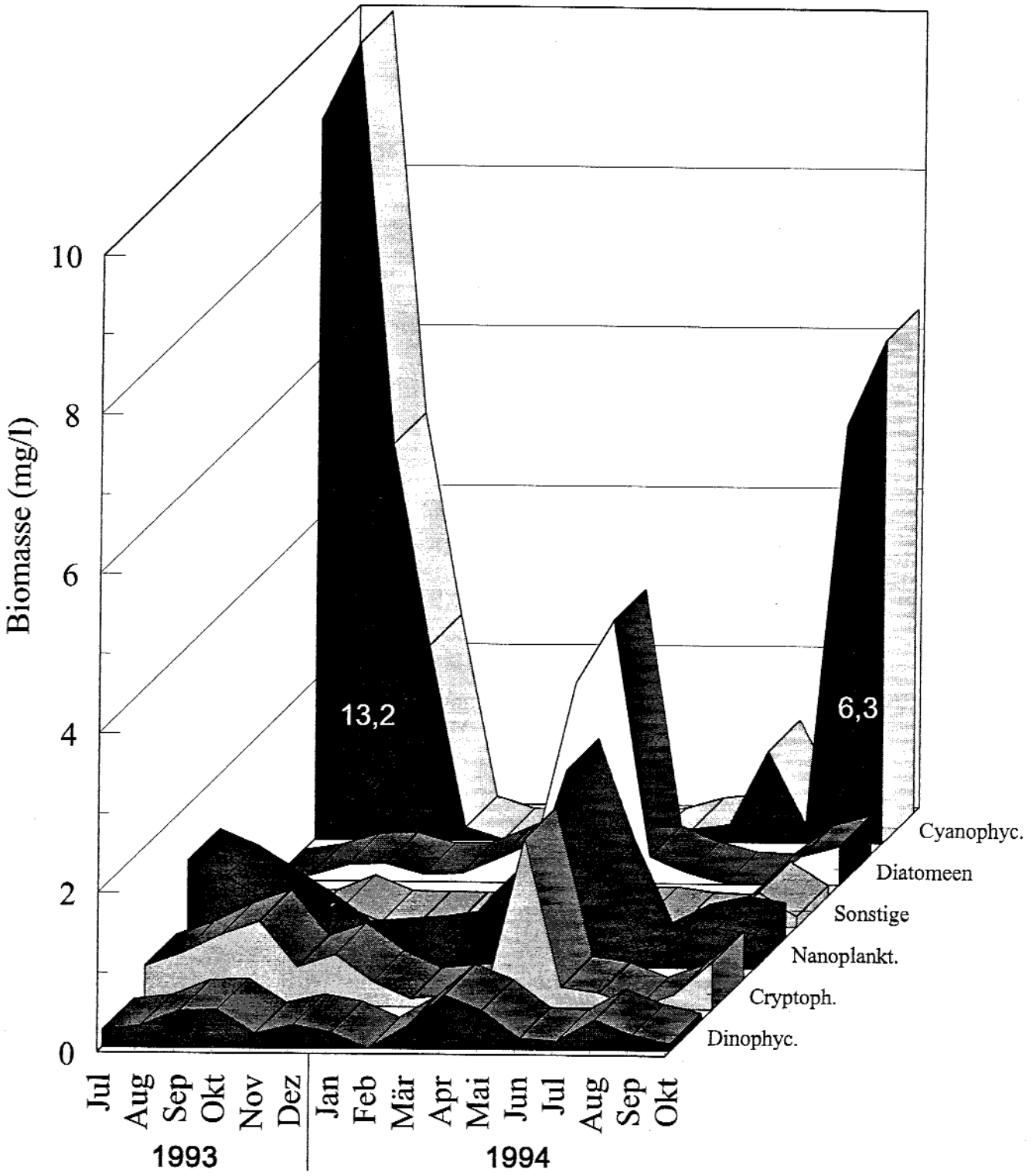

Abbildung 7: Phytoplanktonentwicklung im Scharmützelsee von Juli 1993 bis Oktober 1994

terpretieren, sind Untersuchungen zu den Wechselbeziehungen im trophischen Gefüge unbedingt erforderlich, weil nur so Weichenstellungen im System und Regulations- und Steuermechanismen erkannt und quantifiert werden können. Die Algenentwicklung im Scharmützelsee war in der Untersuchungsperiode durch das Auftreten folgender Arten bzw. Gattungen charakterisiert: Der Hoch- und Spätsommer 1993 kennzeichnet den See als ein typisches Blaualgengewässer mit der Dominanz folgender Arten: *Oscillatoria limnetica, Limnothrix redekei, Planktothrix agardhii.* Daneben existieren auch nanoplanktische Algen, die derzeit nicht näher zugeordnet werden können. Die Frühjahrsentwicklung 1994 war geprägt durch solitäre centrische Diatomeen, Cryptophyceen und nanoplanktischen Algen auf relativ geringem Biomasseniveau. Nach einem ausgeprägten Klarwasserstadium wuchsen im Sommer 1994 nur geringe Algenmengen (Chlorophyllwerte um 33 µg/l), die hauptsächlich aus nanoplanktischen Formen und teilweise Dinophyceen zusammengesetzt waren. Entsprechend gut war folglich auch die Gewässerqualität mit Sichttiefen um 2 m einzuschätzen. Erst Ende August begann ein intensives Wachstum von Arten, die dem *Oscillatoria-limnetica*-Typ zugeordnet werden konnten. Diese Entwicklung hielt bis Ende November mit Biomassen um 6 mg/l an.

4.6 Saisonale Aspekte in den Planktonentwicklungen der Untersuchungsgewässer

4.6.1 Vegetationstrübungen infolge der Chlorophyllentwicklung

In Abbildung 8 sind die mittleren Chlorophyllwerte den mittleren Sichttiefen der untersuchten Seenketten für den Spätsommer- und Frühjahrsaspekt dargestellt. Es ist ersichtlich, daß mit Ausnahme des durch Fischintensivhaltung stark belasteten Melangsees eine deutliche Zunahme der Phytoplanktonentwicklung im Verlauf der Fließstrecke erfolgt. Die Extreme werden dabei am Beginn der Glubigseenkette vom Tiefen See mit Sichttiefen zwischen 6 und 8 m in der Vegetationsperiode gebildet, während am Ende der Storkower Seenkette der Lange See mit z.T. über 200 µg/l Chla und Sichttiefen meist unter einem halben Meter einen unerfreulichen Abschluß bildet.

4.6.2 Zusammensetzung des Phytoplanktons in den Untersuchungsgewässern

4.6.2.1 Spätsommer (1993)- und Frühjahrsaspekt (1994)

Verfolgt man die Seenketten vom Beginn (Tiefer See) bis vor die Einmündung in die Dahme (Langer See), so ergibt sich insgesamt ein Bild zunehmender Gewässertrübung durch Algenentwicklungen. Den erfreulichen Start bildet hier der Tiefe See, der das gesamte Jahr sehr klar ist (Sichttiefen zwischen 6 und 10 m). Der Lange See mit Sichttiefen meist unter einem halben Meter stellt am Ende der Untersuchungsgewässer das andere Extrem dar. Im folgenden wird eine kurze Beschreibung des Phytoplanktonregimes in den Seenketten gegeben (Abbildung 9):

Die Algenbiomasse im **Tiefen See** ist während des Sommers gering und wird hauptsächlich von nanoplanktischen Arten und Diatomeen bestimmt. Die Biomasse im Frühjahr ist etwas höher als im Spätsommer. Neben Diatomeen (Synedra, Aulacosei

ra), Nanoplankton (<10 µm) und Dinophyceen treten im Frühjahr fädige Cyanophyceen auf. Sie wurden als *Planktothrix agardhii* identifiziert und ihr relativer Anteil an der Gesamtbiomasse beträgt bereits 14 %. Diese Entwicklung ist ein mögliches Indiz für eine fortschreitende Verschlechterung der Gewässergüte, was in Übereinstimmung mit Aussagen von Anliegern steht.

Der durch die ehemalige Fischintensivhaltung stark belastete **Melangsee** stellt hinsichtlich seiner Besiedlung einen extremen Gegensatz zum Tiefen See dar. Hier dominieren die für diesen Gewässertyp und -belastung typischen Blaualgen (11,35 mg/l bei

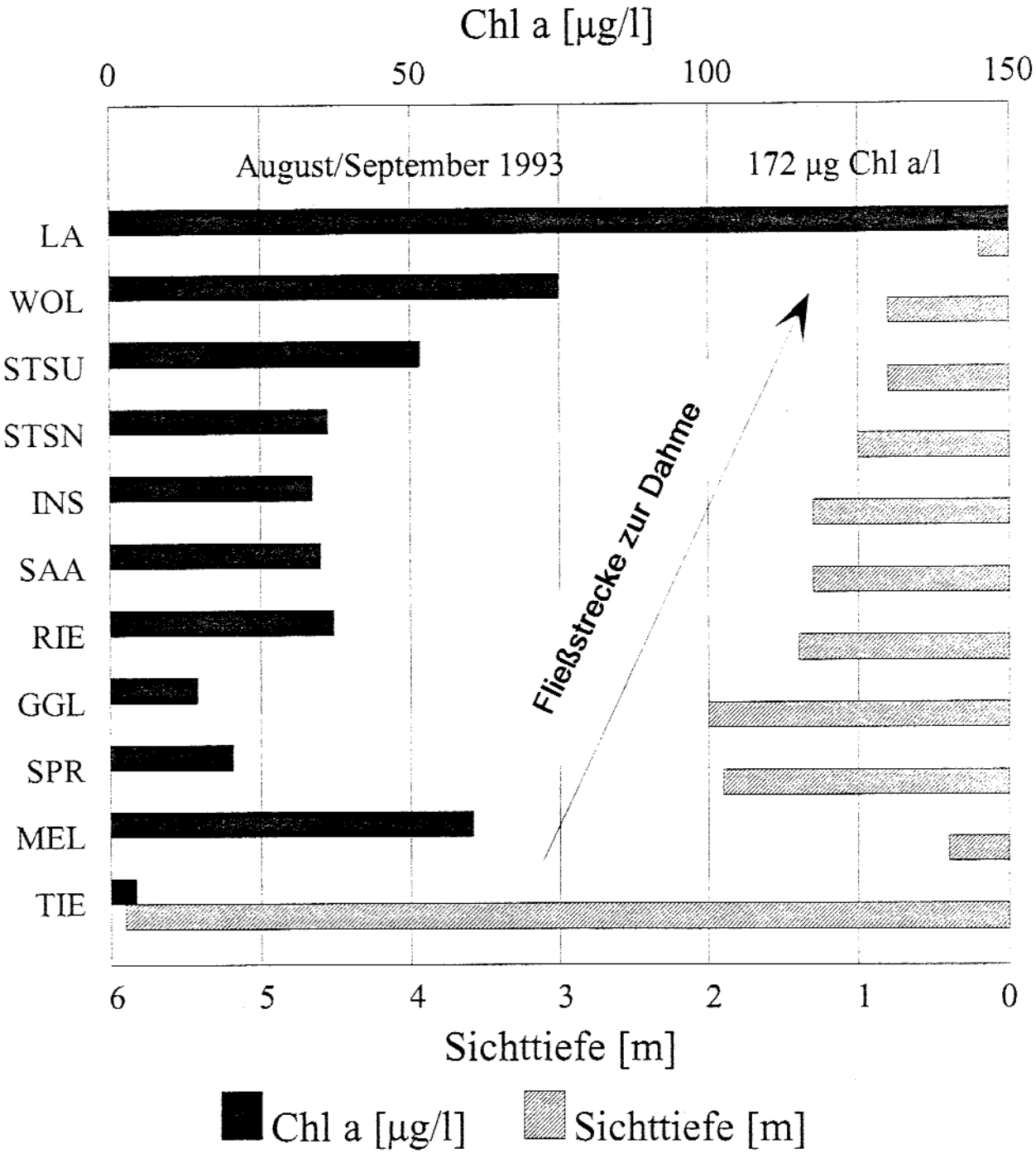

Abbildung 8: Chlorophyll a und Sichttiefe auf der Fließstrecke Glubig-/Storkower Seenkette im Spätsommer 1993

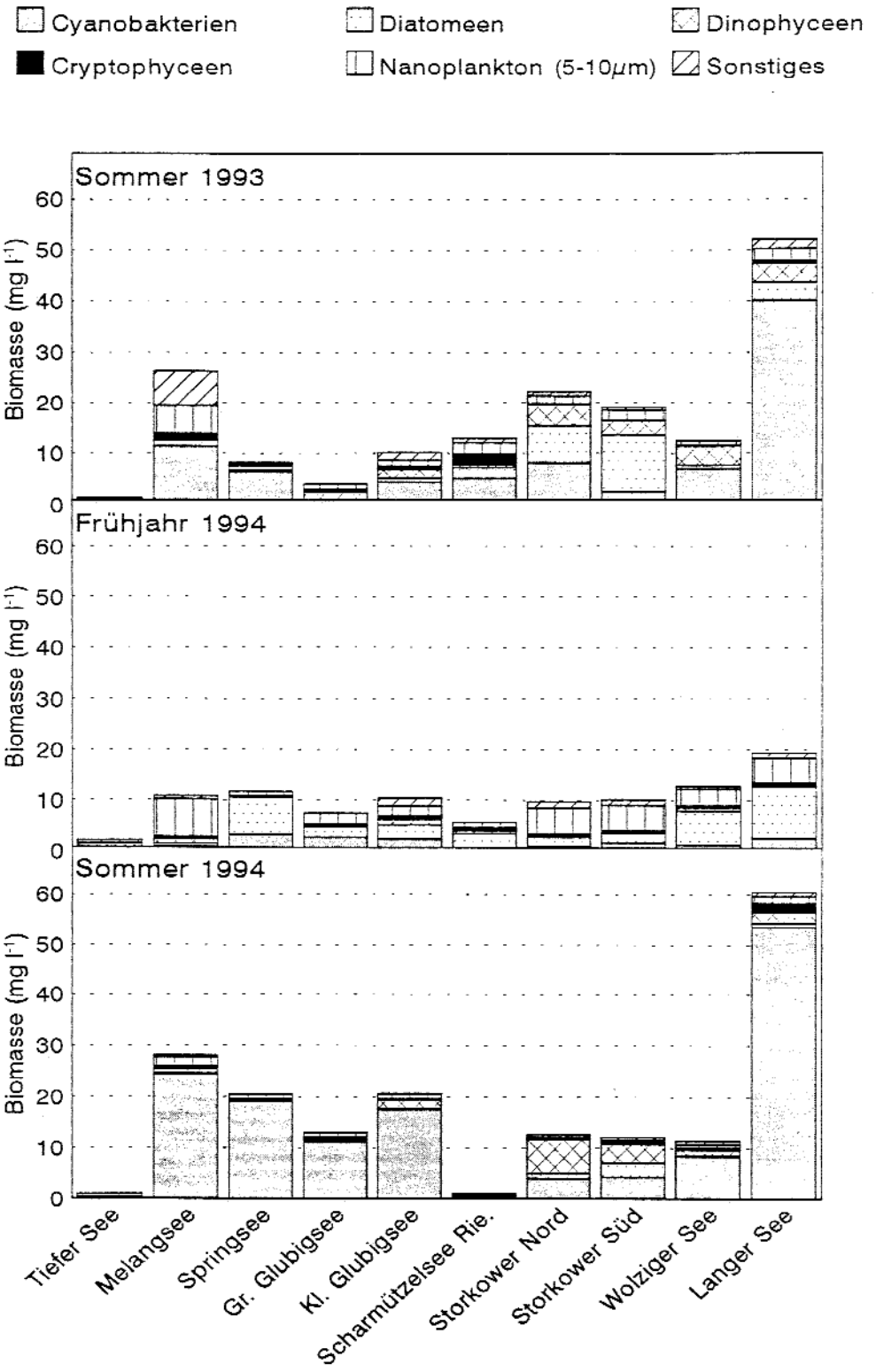

Abbildung 9: Spätsommerlicher (1993/94)- und Frühjahrsaspekt (1994) der Phytoplanktonentwicklung in den untersuchten Gewässern der Glubig- und Storkower Seenkette

einer Gesamtbiomasse von 26,33 mg/l), wobei nur in diesem See Aphanizomenon (8,85 mg/l) die vorherrschende Gattung ist. In allen anderen Gewässern hat sich ein Oscillatorienregime durchgesetzt mit Ausnahme des Nordbeckens im Storkower See, wo der einzige Fall einer beträchtlichen Microcystisentwicklung nachzuweisen war. Einen ebenfalls beträchtlichen Anteil an der Biomasse der Algen hat im Melangsee das Nanoplankton mit 5,52 mg/l. Bemerkenswert ist hier auch das Auftreten von Euglenophyceae, die hier fast ein Viertel der Gesamtbiomasse ausmachen.

Im Frühjahr dominieren nicht näher identifizierte nanoplanktische Arten (< 10µm) mit einem relativen Anteil von fast 70 % an der Gesamtbiomasse. Die Gehalte von Vertretern anderer Algenklassen betragen weniger als 10 %.Im relativ tiefen **Springsee** dominieren eindeutig die Blaualgen, im Sommer vertreten durch *Oscillatoria limnetica*, die fast 90 % der Blaualgenbiomasse bildet. Im Frühjahr weist das Gewässer mit 62 % an der Gesamtbiomasse einen für diese Jahreszeit typischen Diatomeengehalt auf, wobei Diatoma hier massebildend auftritt. Ebenso wie im Großen Glubigsee entwickeln sich im Springsee auch schon im Frühjahr beträchtliche Mengen von Blaualgen (28 % der Gesamtbiomasse).

Der oberirdische Abfluß des Springsees mündet in den **Großen Glubigsee**, der neben dem Tiefen See als einziger See im Sommer nicht blaualgendominiert ist und eine mittlere Algenentwicklung aufweist. Hier bilden erstmalig im Verlauf der Fließstrecke Vertreter der Dinophyceae (Ceratium) mehr als die Hälfte der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons. Daneben sind nanoplanktische Algenformen nachweisbar. Eine weitere Besonderheit in diesem See ist das Auftreten von Gomphosphaeria, die in nennenswerten Abundanzen sonst in keinem weiteren Gewässer nachweisbar ist.

Im Frühjahr bilden Diatomeen ein Viertel der Gesamtbiomasse. Neben Diatoma und solitär centrischen Diatomeen tritt insbesonders Synedra bestandsbildend auf. Auffallend an der Phytoplanktonzusammensetzung des Großen Glubigsees ist der für das zeitige Frühjahr relativ hohe Anteil an Cyanophyceen von 32 % an der Biomasse.

Der **Kleine Glubigsee** ist nicht direkt in die Glubigseenkette eingebunden. Seine spätsommerliche Algenentwicklung ist etwa doppelt so hoch wie im Großen Glubigsee und unterscheidet sich auch hinsichtlich der Artenkomposition beträchtlich. Er gehört wieder eindeutig in die Gruppe der Blaualgenseen mit den Hauptvertretern *Limnothrix redekei* und *Planktothrix agardhii*, die zusammen über 70 % der Blaualgenbiomasse stellen. Ähnlich wie im Melangsee treten in diesem Gewässer ebenfalls bemerkenswerte Mengen von Euglenophyceae auf. Im Frühjahr unterscheidet sich die Phytoplanktonzusammensetzung in diesem See kaum von der im Großen Glubigsee.

Im **Scharmützelsee**, der zwischen der Glubig- und der Storkower Seenkette liegt, existiert hinsichtlich der Phytoplanktonbesiedlung eine Besonderheit: Die mit Hilfe der Utermöhl-Technik ermittelten Biovolumina der Algen sind gering und stehen im Gegensatz zu den zeitweise geringen Sichttiefen und den relativ hohen Chlorophyllgehalten dieses Gewässers in der Vegetationsperiode. Hier ist eine Überprüfung der Werte unter verbesserten mikroskopischen Bedingungen notwendig, weil zum einen die Bestimmung der Filamentdurchmesser fehlerbehaftet sein kann und zum anderen nanoplanktische Arten hier nur unzureichend erfaßt wurden. Auch der Scharmützelsee erweist sich in der Sommer- und Spätsommerphase 1993 als typisches Blaualgengewässer mit einer Dominanz von sehr filigranen fädigen Arten, unter denen *Oscillatoria limnetica* als die bestimmende Art zu nennen ist. Die Durchmesser der Filamente liegen zwischen 1,2 und 1,7 µm und haben folglich trotz der hohen Abundanz dieser Art

rechnerisch nur geringe Volumina zur Folge. Daneben treten auch vereinzelt *L. redekei* und *P. agardhii* auf. Als weitere wichtige Gruppe sind für den Scharmützelsee auch die nanoplanktischen Formen zu nennen, die derzeit taxonomisch nicht näher von uns bestimmt werden können.

Im Frühjahr ist der Planktongehalt im südlichen Bereich des Scharmützelsees gering (3,8 mg/l) und nur um das 1,7fache höher als im Tiefen See. Zum nördlichen Bereich steigt er etwas an (5,7 mg/l). Hinsichtlich der Artenzusammensetzung wurde im Scharmützelsee, insbesodere im südlichen tiefen Seegebiet, eine typische Frühjahrsblüte von solitär centrischen Diatomeen, Cryptophyceen und Nanoplankton gefunden. Blaualgen treten im Scharmützelsee im zeitigen Frühjahr kaum auf.

Der **Storkower See** als der erste der Storkower Seenkette ist wegen seiner morphologischen Ausprägung zweier unterschiedlicher Seebecken bezüglich seiner Artenzusammensetzung des Planktons auch getrennt zu betrachten. Das flachere Südbecken hat zwar von der Menge her eine ähnliche Konzentration von Phytoplankton, weist aber, wahrscheinlich wegen der fast beständigen Durchmischung, ein deutlich abweichendes Planktonregime im Vergleich zum tieferen Nordbecken und auch zu den anderen eutrophierten Seen des Gebietes auf. Er ist das einzige Gewässer mit einer nennenswerten Diatomeenentwicklung im Spätsommer (11,1 mg/l), die durch die Gattungen Aulacoseira und Melosira bedingt ist. Zu etwa gleichen Anteilen sind daneben auch Blaualgen (*Aphanizomenon* spp.), Dinophyceen (Ceratium) und nanoplanktische Algen vertreten. Im Nordbecken des Storkower Sees überwiegt neben den Diatomeen, die etwa die gleiche Artenzusammensetzung haben wie im Südbecken, das Blaualgenplankton mit deutlich höheren Anteilen. Im Gegensatz zu allen anderen Gewässern des Scharmützelseegebietes bildet *Microcystis* spp. in diesem Becken die bestandsbildende Art unter den Blaualgen. Auch hier treten Dinophyceae in höherer Biomasse (etwa ein Viertel der Gesamtbiomasse) auf, jedoch dominieren hier Peridiniumarten. Aus diesen Ergebnissen läßt sich zum einen der deutliche Einfluß unterschiedlicher Tiefen von Gewässern bzw. Gewässerteilen, die durchaus noch zu den Flachgewässern gezählt werden können, für die Ausbildung spezieller Phytoplanktonzusammensetzungen demonstrieren, zum anderen wird die Notwendigkeit einer getrennten Beprobung und Datenauswertung derartiger Teilgewässer unterstrichen.

Im Frühjahr unterscheiden sich die beiden Becken des Storkower Sees hinsichtlich der Zusammensetzung und r Biomasse der einzelnen Phytoplanktonarten im Gegensatz zum Spätsommeraspekt nur wenig (9,7 bzw. 10,1 mg/l). Die Hälfte der Phytoplanktonmasse bilden nanoplanktische Arten und etwa je ein Drittel Cyanophyceen und Diatomeen. Unter den Cyanophyceen dominieren *Oscillatoria limnetica* und *Limnothrix redekei*. Bei den Diatomeen sind solitär centrische Kieselalgen bestandsbildend.

Auch der **Wolziger See** ist ein Blaualgengewässer mit den dominierenden Arten *P. agardhii* und *L. redekei*. Die zweite wichtige Gruppe unter den Algen sind hier ebenso wie im Storkower See die Dinophyceae, die hauptsächlich aus verschiedenen Ceratium-Arten zusammengesetzt sind.

Die Biomasse des Phytoplanktons betrug im Frühjahr 12,8 mg/l. Die Artenzusammensetzung und der relative Anteil der Biomasse der einzelnen Arten an der Gesamtmasse unterscheidet sich kaum von der Algenentwicklung im Langen See: Die Hälfte der Phytoplanktonmasse wird von Diatomeen, insbesondere solitär centrischen, und ein Viertel von Nanoplankton gebildet. Cyanophyceen sind erst mit 10 % an der Biomasse

beteiligt. *Planktothrix agardhii* ist die dominierende Blaualgenart, gefolgt von *Limnothrix redekei*.

Der **Lange See** ist das letzte Untersuchungsgewässer der Storkower Kette und bildet den oberen Extremwert der Algenentwicklung. Sichttiefen meist unter einem halben Meter sind bedingt durch Massenentwicklungen von Blaualgen. Mit etwa zwei Dritteln dominiert *P. agardhii* das Blaualgenregime, begleitet von *L. redekei* und einigen Anabaena-Arten, die sporadisch auftreten. In der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons ist für diesen See ein deutlicher Sprung nachweisbar, denn die Gesamtbiomasse beträgt etwa das Doppelte des Melangsees.

Die Biomasse im Frühjahr beträgt 19,4 mg/l und wird durch Diatomeen bestimmt. Der Blaualgenanteil an der Gesamtbiomasse beträgt in diesem See 13 % im Frühling.

4.6.2.2 Phytoplanktonentwicklungen im Winter 1993/94

In einigen Seen ist auch außerhalb der Vegetationsperiode im Winter 1993/94 der limnologische Zustand bestimmt worden. Dabei ergab sich ein überraschendes Bild, was die Höhe der Phytoplanktonentwicklung betrifft: Im Kleinen und Großen Glubigsee, im Springsee und im Storkower See (Süd-Becken) sind flächenbezogene Chlorophyllwerte nachweisbar, die z.T. beträchtlich über den Sommerwerten 1993 liegen (Abbildung 10).

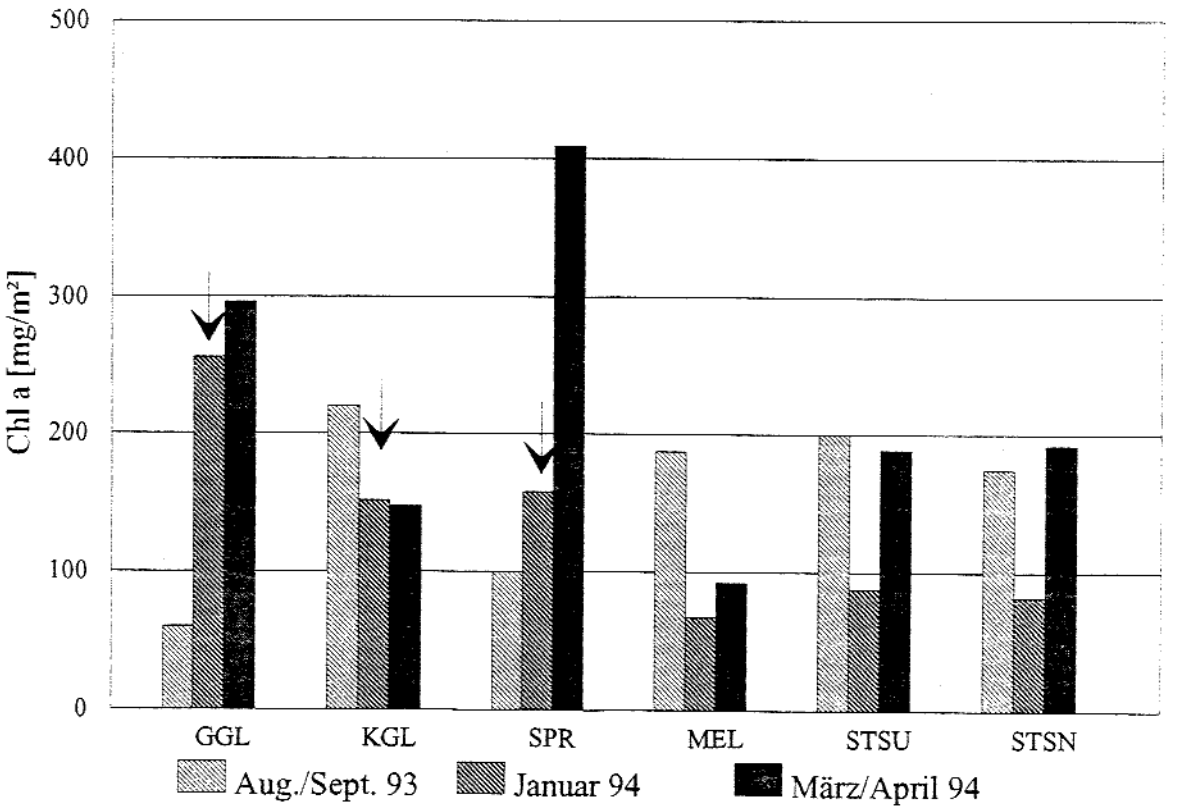

Abbildung 10: Saisonale Algenentwicklung in Gewässern des Scharmützelseegebietes

Als dominante Algengruppen wurden für den erwähnten Zeitraum solitäre, centrische Diatomeen (Storkower See, Südbecken), Diatoma und Asterionella (Großer und Kleiner Glubigsee) sowie fädige Cyanobakterien im Springsee (*Oscillatoria limnetica* und *Limnothrix redekei* mit mehr als 2/3 der Biomasse) identifiziert. Die winterlichen Algenentwicklungen in den hypertrophen Flachseen (Petersdorfer See, Langer See, Lebbiner See) im Winter 1994/95 belegen diese Beobachtungen ebenfalls deutlich. In diesen Seen steigt die Sichttiefe nur selten über 1 m (Beispiel: Petersdorfer See am 4.1.1995: Sichttiefe 0,6 m). Diese Erscheinung wirft wesentliche Fragen zur Steuerung der saisonalen Populationsdynamik in eutrophierten Gewässern auf: In welchem Ausmaß wird die Primärproduktion in der kalten Jahreszeit von physikalischen Parametern begrenzt (Strahlung, Temperatur) und welche Rolle spielen in diesem Zusammenhang die erheblich reduzierten Verlustprozesse (Respiration, Grazing) für das Wachstum von Phytoplankton ?

4.6.3 Zooplanktonentwicklung (Sommer 1993 und Frühjahr 1994)

Die zumeist beträchtlichen Algenbiomassen im Freiwasser der Seen des Scharmützelseegebietes dienen dem Zooplankton als Nahrungsgrundlage. So spiegelt die Bestandsentwicklung des Zooplanktons (Rotatorien, Crustaceen) auch z.T. die Dynamik der Algen wider, unterliegt aber auch anderen Einflüssen, wie den Temperatur- und Sauerstoffverhältnissen und dem Fraß durch verschiedene Räuber (Fische, Chaoborus).

Insgesamt wurden bisher 66 Zooplanktonarten im Untersuchungsgebiet gefunden (DENEKE im Druck). Davon gehören 41 Arten zu den Rotatorien und 25 Arten zu den Crustaceen (14 Cladoceren, 10 Cyclopoiden, 1 Calanoide). Viele Gattungen (z.B. Ascomorpha, Ceriodaphnia, Diaphanosoma) sind mit mehreren oft morphologisch ähnlichen Arten vertreten, die aber nur in einigen Seen sympatrisch vorkommen. Es gibt mit 15 Rotatorienarten eine große Gruppe, die nur in relativ wenigen Seen (<5) vorkommen, darunter *Ploesoma hudsoni* und *Lilliferotrocha subtilis*. Bei den Rotatorien sind nur 3 Arten (*Keratella quadrata, Polyarthra* spp., *Synchaeta* spp.) in vielen Seen mit höheren Anteilen an der Gesamtbiomasse vertreten. Drei Seen (Tiefer See, Melangsee, Kleiner Glubigsee) weisen zu beiden Jahreszeiten einen hohen Anteil des Rotatorienplanktons an der Gesamtbiomasse auf, darunter zwei kleine polymiktische Seen (Melangsee, Kleiner Glubigsee). Zwei polymiktische Seen (Melangsee, Wolziger See) sind es auch, die mit Abstand die höchste Zooplanktonbiomasse erreichten. Bei den Crustaceen dominieren die Copepoden *Eudiaptomus gracilis, Cyclops vicinus, Mesocyclops leuckarti* und *Thermocyclops oithonoides* und die Cladocere *Daphnia cucullata* . Bestimmte Arten sind nur saisonal und in wenigen Seen von großer Bedeutung für die Gesamtbiomase, wie z.B. *Bosmina longirostris, Cyclops abyssorum* und *Brachionus calyciflorus* im Frühjahr und *Diaphanosoma brachyurum* und *Trichocerca* spp. im Sommer.

Der mesotrophe **Tiefe See** liegt mit 43 Zooplanktonarten im mittleren Bereich aller Seen. Aber auch beim Zooplankton weist er Besonderheiten auf. Dazu zählen die geringe Zooplanktonbiomasse (maximal 0,09 mg/l) und das Auftreten einiger seltenerer Rotatorienarten (z.B. *Ploesoma hudsoni, Argonotholca foliacea*). Ungewöhnlich ist auch, daß nur 3 Cyclopoiden, aber 12 Cladocerenarten gefunden wurden. Dominante

Arten sind *T. oithonoides* und *Polyarthra* spp. Bisher noch nicht untersucht, ist der offensichtliche Artenreichtum der Ciliatenfauna.

Die Artenzahl des **Melangsees** ist mit der des Tiefen Sees vergleichbar (43 Arten). Die großen Unterschiede in der Algenbiomasse zwischen beiden Seen zeigen sich aber auch beim Zooplankton. Die Abundanz der Rotatorien lag im Mittel der Wassersäule im September 1993 über 20.000 Ind/l. *Anuraeopsis fissa* und *Synchaeta oblonga* waren die häufigsten Arten. Hervorzuheben ist eine große Population von *Lilliferotrocha subtilis*, die sonst in Norddeutschland nur aus dem Heiligensee/Berlin bekannt ist (FUSSMANN 1993). Bei den Crustaceen spielen auch verschiedene kleine Cyclopoiden (*Diacyclops bicuspidatus*, *M. leuckarti*, *T. oithonoides*) eine wichtige Rolle.

Der **Springsee** zeigt trotz deutlich geringerer Belastung mit nur 36 Zooplanktonarten, die geringste Artenvielfalt aller untersuchten Seen. Besonders die geringe Anzahl der Cladoceren (6 Arten) ist auffallend. Die relativ geringe Zooplanktonbiomasse (maximal 0,2 mg/l) wird von 6 verschiedenen Cyclopoidenarten (besonders *C.vicinus*, *C. abyssorum*) und von *D. cucullata* beherrscht.

Der **Kleine Glubigsee** ist mit 49 Arten der artenreichste See im Gebiet, was hauptsächlich auf die große Anzahl an Rotatorienarten (33) zurückzuführen ist. Die Gesamtbiomasse verteilt sich auf relativ viele Arten, wobei insbesondere verschiedene Cyclopoidenarten, *Bosmina longirostris* und im Frühjahr die Rotatorien *Synchaeta pectinata, Keratella quadrata, Brachionus calyciflorus* eine Rolle spielen

Der **Große Glubigsee** liegt bei allen Parametern eher im mittleren Bereich. Das Zooplankton wird zeitweise besonders von *Eudiaptomus gracilis* und *C. vicinus*, geprägt.

Im **Scharmützelsee** traten im September 1993 nur geringe horizontale Unterschiede in der Zusammensetzung des Zooplanktons auf. Es wurden in der Folge nur die Proben von der tiefsten Stelle (bei Wendisch-Rietz) ausgewertet. Die Artenvielfalt des Scharmützelsees liegt mit 39 Arten im unteren Bereich, was auf eine relativ geringe Anzahl von Rotatorien- (23) und Cladocerenarten (8) zurückzuführen ist. Obwohl die kleinen Rotatorienarten (*Anuraeopsis fissa, Keratella cochlearis*) im Sommer sehr häufig sind, wird die Biomasse (maximal 0,2 mg/l) von den Cyclopoiden (*C. vicinus*, *M. leuckarti*, *C. abyssorum*) und *Eudiaptomus gracilis* beherrscht.

Im **Storkower See** war die Zusammensetzung des Zooplanktons Ende August in beiden Seebecken - anders als beim Phytoplankton - sehr ähnlich, wenn auch die Proportionen etwas variierten. Mit insgesamt 37 Arten ist der Storkower See artenärmer als der Scharmützelsee, das gilt insbesondere für die Rotatorien (18).

Die beiden großen polymiktischen Seen (**Wolziger See**, **Langer See)** sind beide artenreich (47 bzw. 45 Arten). Dies trifft insbesondere auf die Crustaceen (8 Cyclopoiden, 12 Cladoceren) zu, deren Zusammensetzung fast identisch ist. In beiden Seen wurden *Cyclops kolensis* und B*osmina coregoni thersites* (auch im Storkower See) gefunden, die ansonsten im Berliner Raum häufiger zu finden sind. Der Wolziger See fällt auch durch seine ungewöhnlich hohe Zooplanktonbiomasse (maximal 1,6 mg/l) auf. Die steht wahrscheinlich mit dem für diese Seetiefe (13m) ungewöhnlichen Mixisregime in Zusammenhang. Im Wolziger See dominierten die Cladoceren *Daphnia galeata* und *D. hyalina* die Gesamtbiomasse, neben verschiedenen Cyclopoiden, insbesondere *Cyclops vicinus*. Im Langen See war es ähnlich, nur das hier *Daphnia cucullata* weitgehend die anderen Daphnia-Arten ersetzt und zusätzlich die Rotatorien einen höheren Anteil an der Zooplanktonbiomasse haben.

4.6.4 Bakterienentwicklungen und autotrophes Picoplankton (APP) in ausgewählten Gewässern des Untersuchungsgebietes im Sommer 1993

Da Bakterien zu den wichtigsten Destruenten in unseren Gewässern zählen, sind stichprobenartig einige Seen auf die Abundanzen der Bakterien im Freiwasser untersucht worden. Hierbei bestätigten sich im wesentlichen die Ergebnisse von KÖCHER & NIXDORF (1994) aus dem Vergleich der Bakterien in natürlichen und künstlichen Seen unterschiedlicher Trophie in Brandenburg, die eine Dominanz großer Stäbchen in wenig belasteten bzw. geogen versauerten Seen beschrieben.

In Abb. 12 sind die Ergebnisse der Zellzählungen von Bakterien in Stäbchen und Kokken sowie die Anzahl des APP dargestellt. Die Dichte der Bakterien schwankt zwischen 7 und 17 Millionen Zellen pro ml, wobei die geringsten Abundanzen in den wenig belasteten Gewässern Helene - See, Katja - See und Großer Griesensee auftraten, während Springsee, Scharmützelsee und Melangsee deutlich mehr als 10 Millionen Zellen pro ml enthalten. Autotrophes Picoplankton findet sich in diesen Proben im Godnasee, Langen See und im Großen Griesensee. Stellt man der Gesamtbakterienzahl das Verhältnis aus (großen) Stäbchen und (kleinen) Kokken gegenüber (Abbildung 11), so wird der Trend zur Dominanz kleiner Bakterienzellen mit steigender Zellzahl deutlich. Ob diese Erscheinung in einer höheren Effizienz der Destruenten bei kleinerem Volumen, möglicher Substratlimitation (JOST et al. 1992) und / oder in einem erhöhten Grazingdruck durch Protozoen und Metazoen (KÖCHER & NIXDORF 1994, NIXDORF & ARNDT 1993) zu suchen ist, wird Gegenstand weiterer Untersuchungen sein.

4.7 Klassifizierung nach hydrographischen und trophischen Kriterien

In der Tabelle 9 sind neben hydrographisch/morphometrischen Daten (Schichtungstypus/maximale Tiefe) auch einige Parameter zur Beschreibung des trophischen Niveaus der Gewässer für die Vegetationsperiode 1994 (Mittelwerte April bis Ende August, meist 5 Messungen) dargestellt. Die Zuordnung dieser Parameter in Trophiegrade erfolgte in Anlehnung an den Fachbereichstandard „Stehende Binnengewässer - Klassifizierung“ (1982).

Aus dieser Zusammenstellung ergibt sich:

- Mit dem Helene-See, Katja-See und dem Tiefen See verfügt die Region Ostbrandenburg über Gewässer, die im ost- und mitteldeutschen Raum Ausnahmen hinsichtlich ihres sehr guten Zustandes darstellen. Der Tiefe See zeigt jedoch schon Anzeichen für eine Verschlechterung des trophischen Status. Diesem Prozeß muß unbedingt Einhalt geboten werden, weil diese Seen besonders sensibel auf erhöhte Belastungen reagieren. Der Große und der Kleine Milasee sind ebenfalls besonders schützenswerte Gewässer, die kaum anthropogen beeinflußt sind (Chlorid- und DOC-Konzentrationen < 10 mg/l).
- Am Beispiel der jährlichen Schwankungen in der Gewässerqualität des Scharmützelsees wird deutlich, wie wichtig langfristige Untersuchungen derartiger Systeme sind. Anhand einzelner Güteparameter kann eine Einordnung dieses Sees in die Trophieklassen 2-4 (meso- bis polytroph) erfolgen. Diese hohe Variabilität von Ge-

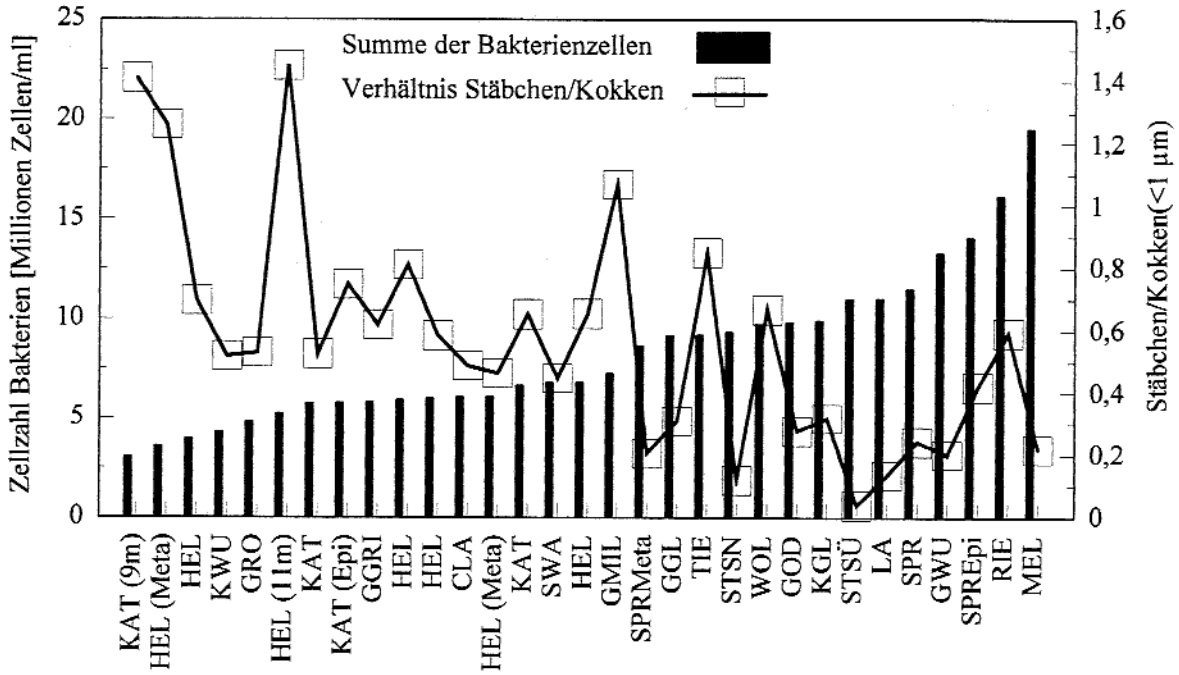

Abbildung 11: Gesamtzahl der Bakterienzellen in den Seen des Untersuchungsgebietes und Verhältnis von Stäbchen zu Kokken

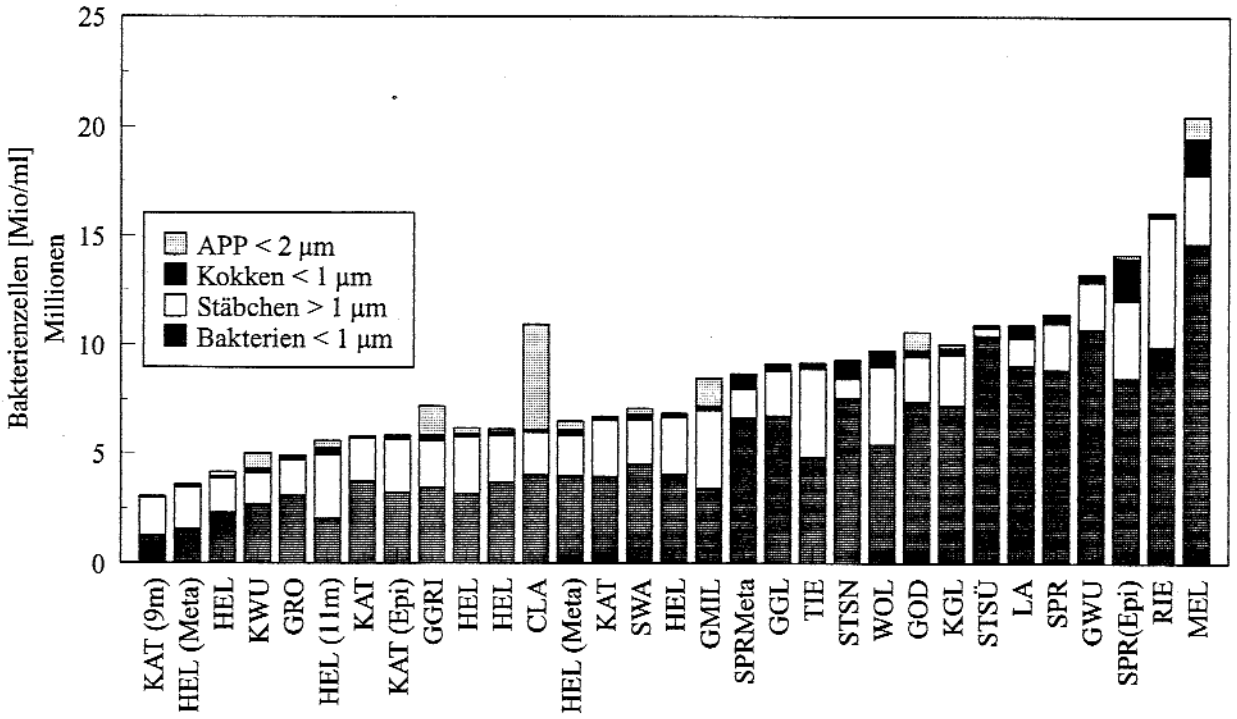

Abbildung 12: Anzahl der Bakterien in verschiedenen Größenklassen und -formen und autotrophes Picoplankton in Gewässern des Untersuchungsgebietes (Sommer 1993)

wässerzuständen erschwert die Anwendung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen erheblich. Deshalb ist es notwendig, solche Gewässer einer verbesserten Klassifizierung unter Berücksichtigung nutzungsbezogener und saisonaler Aspekte zu unterziehen.

Tabelle 9: Morphometrische und trophische Parameter von Standgewässern im Untersuchungsgebiet (Mittelwerte für die Vegetationsperiode 1994, in Einzelfällen auch 1993). Die Werte in Klammern bezeichnen den Trophiegrad: **1**-oligotroph, **2**-mesotroph, **3a** bzw. **3b** - eutroph geschichtet bzw. ungeschichtet, **4**- polytroph, **5** - hypertroph, Schichtungstypen: d- dimiktisch, p- polymiktisch.

Name	**Z_{max}** [m]	**Schichtungstyp**	**Sichttiefe** [m]	**Chla** [µg/l]	**TP** [µgP/l]	**Cl** [mg/l]	**DOC** [mg/l]
Helene-See	54,0	d	9,1 (**1**)	<10 (**2**)		25,9	10,0
Katja-See	11,0	d	9,1 (**1**)	<10 (**2**)		33,4	9,3
Tiefer See	18,4	d	6,30 (**2**)	6 (**2**)	50-120 (**3**)	29,4	7,8
Großer Milasee	6,5	d/p	3,6 (**2-3**)	7 (**2**)		6,7	6,9
Kleiner Milasee	3,5	p	2,8 (**2-3**)	3 (**2**)		4,7	6,6
Scharmützelsee, 1994	29,8	d	2,05 (**2-3**)	15 (**3a**)	88-253 (**3**)	23,3	9,9
Dobra See	10,2	p/d	1,60 (**3**)			7,4	5,5
Godna See	6,5	p/d	1,20 (**3**)			8,9	8,6
Wolziger See, 1994	12,5	p/d	1,25 (**3**)	37 (**5**)	96-211 (**3**)	38,3	14,9
Storkower See, STNO	11,4	p/d	1,08 (**3**)	40 (**4**)	69-118 (**3**)	21,2	14,3
Scharmützelsee, 1993		d	1,0 (**3-4**)				
Großer Wucksee	5,8	p	1,05 (**3**)			20,0	6,1
Storkower See, STSU	6,9	p	0,95 (**4**)	29 (**3b**)	140-254 (**3**)	20,4	14,3
Wolziger See, 1993		p/d	≤ 1 (**4**)				
Springsee	18,1	d	0,97 (**4**)	36 (**3a-4**)	78-284 (**3**)	19,2	8,7
Großer Glubigsee	13,3	d	0,84 (**4**)	38 (**3a-4**)	127-248 (**3**)	20,2	9,9
Kleiner Glubigsee	4,4	p	0,94 (**4**)	55 (**4**)	123-397 (**4**)	18,2	10,3
Melangsee	2,5	p	0,66 (**4**)	73 (**5**)	103-339 (**4**)	26,3	8,1
Kleiner Wucksee	4,0	p	0,65 (**4**)			7,4	19,2
Petersdorfer See	3,0	p	0,62 (**4**)	92 (**5**)		35,1	24,1
Lebbiner See	2,5	p	0,56 (**4**)	97 (**5**)		38,8	15,7
Langer See	3,0	p	0,55 (**4**)	105 (**5**)	80-211 (**3**)	37,7	14,2
Alter Wochowsee	1,6	p	0,40 (**5**)			14,2	11,7
Stahnsdorfer See	1,5	p	0,40 (**5**)			29,7	9,4

- Klarwasserstadien im Frühsommer sind ein wünschenswerter Zustand in Gewässern. Die zeitweise stark erhöhte Sichttiefe in diesen Perioden trägt zu einem besseren mittleren Wert in der Vegetationsperiode (April - September) bei (Beispiele: Wolziger See und Scharmützelsee). In den meisten hoch eutrophierten Gewässern hat sich das Maximum der Algenentwicklung in den Spätherbst verlagert und dauert in den besonders flachen und polytrophierten Gewässern über die Winterzeit an.

- Die sehr flachen Gewässer im Untersuchungsgebiet sind besonders stark von der Eutrophierung betroffen. Wenn diese Seen in Zukunft einer vielfältigen Nutzung zugeführt werden sollen (z.B. Petersdorfer See als Badesee), sind aufwendige Maßnahmen zur Restaurierung erforderlich.

Eine wesentliche Grundlage dafür sind präzise Bestimmungen der externen und internen Nährstoffbelastungen, die zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht vollständig vorliegen. Die Konzentrationen für die Gesamt-P-Fraktion in den Gewässer zeigt auch, daß neben der großen Schwankungsbreite in dieser Größe viel Spielraum für die Ausprägung von Algenmassenentwicklungen gegeben ist.

Die weiteren Forschungen am Lehrstuhl zu diesen Fragen werden auf intensive Untersuchungen der Stoffbelastungen und zu Stoffbilanzen der wichtigen Nährstoffe ausgerichtet sein. Damit soll ein weiterer Schritt zur limnologischen Charakterisierung der Gewässer erfolgen, um auf dieser Basis Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen zu beurteilen. Diese Ergebnisse sollen in einem 2.Teil der „Limnologischen Zustandsanalyse von Standgewässern des Scharmützelseegebietes" erscheinen.

5. Danksagung

Für die sorgfältige Probenahme und Sondenmessungen sind wir Herrn Henschke und Herrn Terlinden zu besonderem Dank verpflichtet. Herr Henschke führte daneben die Makrophytenkartierung des Scharmützelsees und die Erhebung der Fischbesiedlung durch. Frau Lippert hat sich mit großem Einsatz um die Probenaufbereitung und die Nährstoffanalytik bemüht. Ihr gilt ebenso unser Dank wie Herrn Stemmler, der sich der mühsamen Aufgabe der Datenaufbereitung unterzogen hat. Frau Dr. Angela Lenhard war neben der Chlorophyllbestimmung ebenso wie Frau Maria Kapfer für die Organisation der Probenahme und -aufbereitung zuständig, wofür wir uns bei den Damen ebenfalls herzlich bedanken möchten. Die Bakterienzählungen stammen von Frau Beate Köcher, die Sedimentanalysen von Herrn Dr. Bodo Meier. Auch Ihnen unseren Dank.

Zahlreiche Proben wurden im Zentralen Analytischen Labor der Fakultät in Cottbus analysiert, wofür wir uns bei den Mitarbeitern für ihr freundliches Engagement und die schnelle Bearbeitung bedanken möchten. Studenten des Matrikel 90 der Fakultät haben bei der Datenerhebung mitgewirkt. Stellvertretend seien an dieser Stelle Mike Kühne und Volker Grögor genannt.

Ohne die freundliche und unkomplizierte Unterstützung bei der Bereitstellung von Meßdaten aus früheren Untersuchungsperioden bzw. Daten zur Vermessung der Gewässer wäre ein Teil der Bearbeitung dieses Manuskriptes recht unvollständig. Dafür möchten wir Herrn Sonnenburg vom LUA Frankfurt/Oder, Herrn Dr. Kalbe und Dr. Höhne vom Hauptlabor in Potsdam und den Damen und Herren vom Seenkataster Brandenburg danken.

6. Literaturverzeichnis

BEHRENDT, H. & NIXDORF, B. (1993): Changes of Secchi depth and seston content of the Lake Müggelsee since 1931 - an example for eutrophication and feedbacks. Proceedings of the 5th Int. Conf. on the Conservation and Management of Lakes „Strategies for Lakes Ecosystems beyond 2000", Ed. G.Guissiani & C. Callieri: 30-33.

BEHRENDT, H., DRIESCHER, E., & SCHELLENBERGER, G. (1990): Lake Müggelsee - the use of lake water and ist consequences. GeoJournal 22, 2: 175-183.

CHORUS, I. (1989): Phytoplankton und Primärproduktion im Schlachtensee 1982/83, zu Beginn der Sanierung.-WaBoLu-Heft 3/1989, Berlin, 104 S.

CZENSNY, R. (1938): Die Oscillatorienerkrankung unserer Seen, Biologie und Chemismus einiger märkischer Seen" Vom Wasser 8: 36-57.

DENEKE, R. (1993): Die Biomasse des Zooplankton im Müggelsee 1991: Ergebnisse, Methodenvergleich und Empfehlungen. Gutachten im Auftrag des Forschungsverbunds Berlin e. V. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei: 28 Seiten.

DENEKE, R. (im Druck): Artenreichtum, Diversität und Biomasse des Zooplanktons in hocheutrophen Seen des Scharmützelseegebietes (Brandenburg). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1994 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie in Hamburg.

EINSLE, U. (1993): Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopida. Süßwasserfauna Mitteleuropas, begr. von A. Brauer. Hrsg.: J. Schwoerbel, P. Zwick. Bd. 8/4-1. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena, New York. 208 S.

FLÖSSNER, D. & KRAUS, K. (1986): On the taxonomy of the *Daphnia hyalina-galeata* complex (Crustacea: Cladocera). Hydrobiologia 137: 97-115.

FLÖSSNER, D. (1972): Krebstiere, Crustacea. Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda. Fischläuse, Branchiura. In: Dahl, F. (Begr.), Dahl, M. & Peus, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands. 60.Teil. Gustav Fischer Verlag, Jena.

FUSSMANN, G. (1993): Abundance, succession and morphological variation of planktonic rotifers during autumnal circulation in a hypertrophic lake (Heiligensee, Berlin). Hydrobiologia 255/256: 353-360.

HANEY & HALL (1973): Sugar-coated *Daphnia*: a preservation technique for Cladocera. Limnol. Oceanogr. 18: 331-333.

JOST,G., KLINKENBERG, G., & SPITTLER, P. (1992): Bacteria between grazing pressure and organic carbon limitation. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 37: 233-240.

KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz. - Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 277 S.

KLEIN, G. (1989): Anwendbarkeit des OECD-Vollenweider-Modells auf den Oligotrophierungsprozeß an eutrophierten Gewässern. - Vom Wasser, Bd. 73: 365-373.

KÖCHER, B., NIXDORF, B. (1994): Bakterien und autotrophes Picoplankton in natürlichen und künstlichen Seen der Region Berlin / Brandenburg - erste Ergebnisse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1993 in Coburg.

KORINEK, V. (1987): Revision of three species of the genus Diaphanosoma Fischer, 1850. Hydrobiologia 145: 35-45.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser - LAWA (Hg.) 1985: Seen in der Bundesrepublik Deutschland - Essen: Woeste Verlag 190 S.

LeCREN, E. D. & LOWE-McCONNELL, R. H. (1980): The functioning of freshwater ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge.

McCAULEY, E. (1984): The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In: Downing, J. A. & F. H. Rigler (Eds.): A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. 2nd ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

MIETZ, O. (1994): Aufbau und Entwicklung eines Seenkatasters als Grundlage zur Lösung wichtiger gewässerökologischer Fragestellungen im Land Brandenburg dargestellt am Beispiel des Teupitzer Seengebietes Brandenburg. - Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands, 1: 10-39.

MOSS, B., BALLS, H., IRVINE, K. & STANSFIELD, J. (1986): Restoration of two lowland lakes by isolation of nutrient-rich water sources with and without removalof sediment. Journal of Appl. Ecology 23: 391-414.

MÜLLER, H. (1952): Die produktionsbiologischen Verhältnisse märkischer Seen in der Umgebung Storkows. Z. Fischerei N.F. 1: 95-246.

NIXDORF, B., ARNDT, H. (1993): Seasonal changes in the plankton dynamics of a eutrophic lake including the microbial web. Internat. Revue ges. Hydrobiol. 78, 3: 403-410.

ODUM, E. P. (1983): Grundlagen der Ökologie. Bd. 1, 2.Auflage. Übers. u. Bearb.: Overbeck J. & E. Overbeck. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.

OECD (1982): Eutrophication of waters. OECD report, Paris.

PONTIN, R. M. (1978): A key to the freshwater planktonic and semi-planktonic Rotifera of the British Isles. Freshwater Biological Association Scientific Publication 38, Ambleside.

REINHEIMER, G. (1991): Mikrobiologie der Gewässer. Gustav-Fischer-Verlag Jena, Stuttgart. S.110.

RUTTNER-KOLISKO, A. (1972): III. Rotatoria. Bd. 1. In: Elster, H.-J. Ohle, W. (Hrsg.): Die Binnengewässer. 26. Bd.1.Teil. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

SAS, H. (1989) Lake restoration by reduction of nutrient loading - Expectations, Experiences, Extrapolations. Academia Verlag Richard, ISBN 3- 88345-379-X, 497 S.

SCHÄPERCLAUS, W. (1941): Seenverschlechterung. --Z. Fischerei XXXVIII: 345-375.

SCHARF, R. (1971): Nährstoff- und Sauerstoffverhältnisse der Seen Ostbrandenburgs. - Limnologica 8, 2: 393-414.

TGL 27885/01 Fachbereichstandard „Nutzung und Schutz der Gewässer" Stehende Gewässer. Klassifizierung April 1982.

THIENEMANN, A. (1932): Schwankungen des Grundwasserzustandes in Norddeutschland während der letzten Jahrzehnte, ihre Ursachen und ihre limnologische, geologische und wirtschaftliche Bedeutung. Arch. Hydrobiol. 24: 345-428.

UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 9: 1-38.

van der DOES, J., VERSTRAELEN, P., BOERS, P.C.M. et al. (1992): Lake restoration with and without dredging of phosphorus-enriched upper sediment layers. - Hydrobiologia 233:197-210.

VOIGT, M. & W. KOSTE (1978): Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas Bd. I und II. 2. Aufl. Gebr. Borntraeger, Berlin.

WUNDSCH, H. H. (1940): Beiträge zur Fischereibiologie märkischer Seen, VI. Die Entwicklung eines besonderen Seentypus (H_2S-Oscillatorien-Seen) im Flußgebiet der Spree und Havel, und seine Bedeutung für die fischereibiologischen Bedingungen in dieser Region. - Z. Fischerei XXXVIII: 443-648.

7. Anhang:

Ausführliche Anleitung zur Probennahme und -weiterverarbeitung, Stand Dezember 1994

A) Probenahme und Fixierung von Proben am Gewässer
1. Messung der physikalischen Parameter
2. Herstellung einer Mischprobe
3. Fixierung von Proben zur Bestimmung von Organismen
4. Filtration

B) Weiterverarbeitung der Proben im Labor
5. Chemische Analytik, Nährstoffbestimmungen
5.1. Bestimmung von Nitrat, Nitrit, Ammonium, Silikat, Phosphat (SFA)
5.2. Bestimmungen von ausgewählten Kat- und Anionen
5.3. Bestimmung von DOC
5.4. Nährstoffaufschlüsse zur Bestimmung von Gesamt-P und Gesamt-N
6. Bestimmung biologischer Parameter
6.1. Chlorophyllbestimmung
6.2. Bestimmung von Organismen

A) Probenahme und Fixierung von Proben am Gewässer

1. Messung der physikalischen Parameter

Die Messung der Tiefenprofile der physikalischen Parameter, der Sichttiefe und die Probeentnahme erfolgt möglichst an der tiefsten Stelle des Gewässers. Günstigerweise wird nach dem Festlegen der Meßstelle mittels Echolot eine Boje verankert.

Die Sichttiefe wird mit einer Secchi-Scheibe ermittelt.

Die Messung der Tiefenprofile der physikalischen Parameter (Temperatur, Sauerstoffkonzentration und -sättigung, pH-Wert, Leitfähigkeit, Redoxpotential) erfolgt in-situ in 0.5- bis 1-m-Schritten über die gesamte Wassersäule mit einer Multi-Parameter-Sonde (Hydrolab H20). Wahlweise können auch Mono-Parameter-Sonden (WTW) eingesetzt werden.

Die Unterwasserlichtmessung in der euphotischen Zone wird mit einem Licor-Meßgerät (sphärischer Sensor) in 0.5-m-Abständen ausgeführt.

2. Herstellung einer Mischprobe

Alle Proben für die chemische Analytik sowie alle biologischen Teilproben (Ausnahme Zooplankton und Netzprobe) werden aus einer Mischprobe gewonnen.

Während der Sommerstagnation werden Mischproben aus dem Epilimnion, in Phasen der Vollzirkulation aus der gesamten Wassersäule hergestellt. Hypolimnische Einzel- bzw. Mischproben und Proben aus dem Metalimnion werden nicht routinemäßig untersucht, sondern nur in Phasen intensiver P-Freisetzung aus den Sedimenten oder bei Einschichtungen autotropher Organismen ins Metalimnion. Das Ergebnis der Sonden-Profile dient dabei zur Orientierung für die Bestimmung der Wassertiefen des Epi- bzw. Hypolimnions. Bei bekannter Morphometrie des Seebeckens erfolgt eine volumengewichtete Probeentnahme, um den Anteil der einzelnen Tiefenlamellen am Gesamtvolumen der entsprechenden Mischproben besser berücksichtigen zu können.

Mit einem Limnos-Wasserschöpfer werden in 0.5- bis 1-m-Abständen Proben geschöpft (2-Liter-Schöpfer) und in einem großen Wasserbehälter zu einer Mischprobe vereint. Vor jeder Entnahme einer Teilprobe muß das Probenwasser gut durchmischt werden.

3. Fixierung von Proben zur Bestimmung von Organismen

Für Phytoplanktonzählungen werden 100 ml des Originalseewassers (Mischprobe) mit Lugolscher Lösung fixiert (hell kognakfarben); Gefäß möglichst vollständig füllen, um Luftvolumen gering zu halten.

Für die Bakterienzählung werden 20 ml Seewasser 1:20 mit Formalin fixiert.

Für die Bestimmung des Protozooplanktons werden 8 ml (Varipetten mit Aufsatz) in ein vorbereitetes verschließbares Reagenzglas zu 3 ml sterilfiltrierter Glutaraldehydlösung gegeben.

Mit einem Planktonnetz (25 µm Maschenweite) wird das große Phytoplankton zur qualitativen Analyse angereichert. Die Netzprobe wird 1:10 mit Formalin fixiert.

Für die Bestimmung des Zooplanktons werden Proben aus der gesamten Wassersäule in 0.5- bis 1-m-Schritten geschöpft (2-Liter-Schöpfer) und mit einem Planktonnetz (Maschenweite: 25µm) zu einer tiefenintegrierten Mischprobe vereinigt. Die Tiere werden mit CO_2 (Mineralwasser) betäubt und mit Zucker-Formol fixiert (HANEY & HALL 1973). Etwa 3mal jährlich werden zur Erfassung größerer Räuber (Leptodora, Chaoborus) Netzzüge über die gesamte Wassersäule durchgeführt.

4. Filtration

Nach Möglichkeit werden sofort nach der Probenahme ca. 250 ml der Wasserproben über Membranfilter 0.45 µm Porenweite (Filtervorbehandlung siehe Punkt 5.1.) filtriert und in der Kühltasche zum Labor transportiert. Dazu wird ein Polycarbonat-Filtrationsgerät mit Handpumpe benutzt.

Zu beachten ist, daß zuerst destilliertes Wasser filtriert wird, um Filter und Filtrationsgerät damit zu spülen. Danach wird ein geringes Probenvolumen filtriert, das Filtrationsgerät zur Vermeidung eines Verdünnungseffektes damit gespült und verworfen.

Alle Probengefäße für die chemische Analytik (Polyethylenflaschen 100, 50, 25 ml) müssen mit entionisiertem (DI-Wasser) gespült und beschriftet sein.

B) Weiterverarbeitung der Proben im Labor

5. Chemische Analytik, Vorbereitung der Proben für die Nährstoffbestimmungen

Die Proben für die chemische Analytik werden als unbehandelte Gesamtprobe bzw. als filtrierte Proben (Membranfilter 0.45 µm Porenweite bzw. Glasfaserfilter) für die Nährstoff- und Ionenuntersuchung z.T. sofort aufbereitet oder für spätere Analysen konserviert.

5.1. Bestimmung von Nitrat, Nitrit, Ammonium, Silikat, Phosphat (SFA)

Die gelösten anorganischen Nährstoffe (Phosphat, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Silikat) werden aus Filtraten im eigenen Labor in Bad Saarow mit Hilfe eines 4-Kanal Segmented-Flow-Analysis-Automaten (SFA) der Fa. Perstorp (Nachweisgrenze für Phosphat-P = 1µgP/l) ermittelt. Es werden Reagenzien wie in DIN 38405 D9,10, 11, 21 und 38406 E5 benutzt.

Das Seewasser wird über Membranfilter 0.45 µm Porenweite möglichst an Bord filtriert (siehe Punkt 4) und 2 x 50 ml des Filtrates eingefroren. Probengefäße mit einer kleinen Menge des Filtrates vorspülen und diese dann verwerfen.

<u>Filtervorbehandlung:</u>
Filter 3 x für 15 min mit 0.01 n HCl spülen, danach 3 x 15 min mit DI-Wasser spülen. Zuerst 200 ml Aqua dest. über den Filter saugen, verwerfen, erste 50 ml des Seewasserfiltrates verwerfen.

5.2. Bestimmungen von ausgewählten Kationen und Anionen

Im Zentralen Analytischen Labor der Fakultät für Umweltwissenschaften in Cottbus erfolgt die Bestimmung ausgewählter Kationen (Ca, Na, Mg, Zn, Fe, Mn, Al) seit März 1994 mittels Atomemissionsspektroskopie mit induktiv gekoppelten Plasma (ICP) nach DIN 38406 E22, die Anionen (NO_2, NO_3, SO_4, PO_4, Cl) werden mit Ionenchromatographie (IC) nach DIN 38405 D19 bestimmt.

Für die Analyse wird Seewasser über Membranfilter 0.45 µm Porenweite möglichst an Bord filtriert und 2 x 25 ml des Filtrates eingefroren. Probengefäße mit einer kleinen Menge des Filtrates vorspülen und diese dann verwerfen. Filtervorbehandlung wie unter 5.1..

5.3. Bestimmung von DOC

Die Konzentration des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) wird im Zentralen Analytischen Labor der Fakultät für Umweltwissenschaften in Cottbus an einem C-Analyser (TOC-5000 Shimadzu) bestimmt.

Zur Vorbereitung wird im Labor Seewasser (Mischprobe) über vorgeglühte Glasfaserfilter (Whatman GF/C oder GF/F) filtriert, 25ml werden eingefroren. Dazu kann eine kleine Filtrationsapparatur (Sartorius, Durchmesser 25 mm) mit Witt´schem Topf verwendet werden. Das Filtrat wird dort in einem Becherglas aufgefangen.

Filtervorbehandlung:

Die Filter werden bei 400°C für 1 Stunde im Muffelofen geglüht.

Zuerst mindestens 25 ml Aqua dest über den Filter saugen und verwerfen. Mit dem ersten Teil des Seewasserfiltrates das zum Auffangen verwendete Becherglas vorspülen und verwerfen und das Probengefäß mit etwas Filtrat vorspülen.

5.4. Nährstoffaufschlüsse zur Bestimmung von Gesamt-Phosphor und Gesamt-Stickstoff

Zur Bestimmung der Gesamtgehalte an Phosphor und Stickstoff werden (unfiltrierte) Gesamtproben im Autoklaven mit Peroxidisulfat bzw. in der Mikrowelle mit NanOx (mit Peroxidisulfat) aufgeschlossen. Phosphor wird dann als PO_4, Stickstoff als NO_2 an der SFA (siehe 5.1.) bzw. mit IC (siehe 5.2.) bestimmt.

Zur Konservierung der Proben wird zu exakt 100 ml unfiltrierten Seewassers 1 ml 38.5 %ige Schwefelsäure gegeben. Die angesäuerten Proben werden bis zum Aufschluß kühl gelagert (Keller).

6. Bestimmung biologischer Parameter

6.1. Chlorophyllbestimmung

Je nach Sichttiefe wird ein bestimmtes Volumen (Tab. A1) über Glasfaserfilter, Whatman GF/C, Durchmesser 47 mm (unbehandelt) abfiltriert. Für picoplanktonreiche Gewässer (z.B. Tiefer See, Helene- und Katja-See, Felix-See, Waldsee, B-Loch und F-Loch) werden Whatman GF/F-Filter verwendet. Filter sehr trocken saugen, zusammenklappen und gut zwischen Filterpapier trocknen. Intensive Lichtbestrahlung vermeiden! Die Filter werden in Alufolie eingewikkelt, beschriftet und eingefroren. Bei *sauren Tagebaurestseen* (Felix-See, Waldsee, F-Loch) wird vor Beginn der Filtration eine dünne Schicht basisches Magnesiumhydroxidcarbonat auf den Filter aufgebracht. Dazu wird eine Aufschlämmung dieses Salzes (ca. 5 Spatelspitzen auf 50 ml H_2O) hergestellt (Magnetrührer). 1 bis 2 ml davon werden auf den Filter gegeben, dann wird Vakuum angelegt. Die Chlorophyllextraktion und Messung sollte bei sauren Gewässern zur Verminderung der Phaeophytinisierung des Chlorophylls noch am Probenahmetag erfolgen.

Tab. A1: Orientierungswerte zum Verhältnis von Sichttiefe und zu filtrierendem Probenvolumen für die Pigmentbestimmungen

Sichttiefe	Probenvolumen für die Chlorophyllbestimmung
<1.5 m	500 ml
1.5 bis 3 m	1000 ml
3 bis 5 m	2000 ml
5 bis 7 m	3000 ml
> 7m	4000 ml

Bei Gewässern mit starker Trübung durch Eisenverbindungen (F-Loch, Waldsee) muß ein möglichst großes Volumen filtriert werden.

Die Bestimmung des Chlorophyll-a- und Phaeopigmentgehaltes erfolgt nach DIN 38412-L16. Das Chlorophyll wird in insgesamt 12 ml Ethanol extrahiert. Es kann vergälltes Ethanol benutzt werden. Zuerst wird der Filter mit dem darauf befindlichen Seston in 4 ml 96%igem Ethanol zermörsert. Anschließend wird der Mörser zweimal mit 4 ml Ethanol gespült und die Suspensionen in einer Braunglasflasche vereinigt. Danach wird das Homogenisat für 4 min im Wasserbad auf 70 °C erhitzt. Nach einer Extraktionszeit von mindestens 30 min in der Kühlzelle wird der Extrakt durch Filtration über Papierfilter (Blaubrand) geklärt.

Die Extinktionsmessung erfolgt am Spektralphotometer Lambda 2 (Perkin-Elmer) in einer 1-cm-Küvette bei 665 nm. Zur Bestimmung des Phaeopigmentgehaltes werden 5 ml des Extraktes mit 20 µl 2molarer Salzsäure angesäuert und die Extinktionsmessung nach etwa 5 min wiederholt. Die Extinktionswerte werden durch Subtraktion der Reststreuung bei 750 nm korrigiert. Zur Berechnung des Chlorophyll-a- und Phaeopigmentgehaltes dienen folgende Formeln. Dabei bedeuten Chla = Chlorophyll-a-Gehalt in µg /l; Phaeo = Phaeopigmentgehalt in µg /l; E_{665} = Extinktion bei 665 nm; Ea_{665} = Extinktion des angesäuerten Extraktes bei 665 nm; $Vol_{Extrakt}$ = Volumen des Extraktes; Vol_{Probe} = filtriertes Seewasservolumen.

$$Chla = \frac{29.6*(E_{665} - Ea_{665})*Vol_{Extrakt}*1000}{Vol_{Probe}}$$

$$Phaeo = \frac{20.8*Ea_{665}*Vol_{Extrakt}*1000}{Vol_{Probe}} - Chla$$

6.2. Bestimmung von Organismen

Die Bestimmung der Phytoplanktonzusammensetzung und -biovolumina erfolgt an den lugolfixierten Proben durch Auszählung der Organismen an einem Umkehrmikroskop in 1- bis 10-ml-Absetz-Planktonkammern bei Vergrößerungen von 200 bis 400 (UTERMÖHL 1958).

Die qualitative Auswertung des Netz-Phytoplanktons wird unter einem Durchlichtmikroskop bei 400facher Vergrößerung durchgeführt.

Zur quantitativen Bestimmung des Bakterioplanktons werden die formalinfixierten Proben mit DAPI angefärbt und auf Nucleporefiltern, Porenweite 0.2 µm, angereichert. Die Auszählung erfolgt nach Größen- und Formenklassen unter dem Epifluoreszenzmikroskop bei 1000facher Vergrößerung.

Aus dem gleichen Material wird das autotrophe Picoplankton (< 2 µm) quantitativ bestimmt. Dazu werden die Proben auf schwarzen Nucleporefiltern, Porenweite 0.2 µm, angereichert und der Filter auf einem Objektträger mit fluoreszenzfreiem Immersionsöl eingebettet. Die Zählung erfolgt unter dem Epifluoreszenzmikroskop bei 1000facher Vergrößerung.

Die Artbestimmung des Zooplanktons erfolgt mikroskopisch bei bis zu 400facher Vergrößerung. Folgende Bestimmungsliteratur findet dabei Verwendung: EINSLE (1993), FLÖßNER

(1972), FLÖßNER & KRAUS (1986); KORINEK (1987), PONTIN (1978), RUTTNER-KOLISKO (1972), VOIGT & KOSTE (1978). Die Proben werden vor dem Zählen gesplittet und bei 20-100facher Vergrößerung mit dem (Stereo-) Mikroskop ausgezählt (Abundanz). Dabei entspricht ein gezähltes Individuum bei den Rotatorien 0,4 - 13,8 Ind/l und bei den Crustaceen 0,03 - 0,49 Ind/l. Basierend auf der Abundanz wird die Biomasse (Trockengewicht) mit Hilfe konstanter Faktoren geschätzt (DENEKE 1993, 1995). Die artspezifischen Biomassemittelwerte werden mit Hilfe von Längenmessungen und Umrechnungsformeln (McCauley 1984) bestimmt. Die Angabe erfolgt als volumenbezogener Mittelwert für die gesamte Wassersäule (mg/l). Der Biomassediversität (Shannon-Weaver-Index, nach ODUM (1983)) liegen die geschätzten Biomassen der Arten zugrunde. Bei der Gesamtdiversität werden die Biomassen aller Cyclopoidenarten und -stadien zu einer Gruppe zusammengefaßt.