



Wasserbeschaffenheit der wichtigsten Seen in der Bundesrepublik Deutschland

Datensammlung 1981-2000

von

Dr. Kerstin Wöbbecke

Büro für Gewässer- und Landschaftsökologie

und

Gisela Klett

Dr. Bettina Rechenberg

Umweltbundesamt

unter Mitarbeit von

**Mandy Bahnwart, Dr. Karl-Heinz Christmann,
Johanna Dalchow, Dr. Bettina Friede, Lutz Höhne,
Antje Köhler, Prof. Dr. Rainer Koschl,
Dr. Reiner Kümmerlin, Ursula Levecke, Dr. Jürgen Mathes,
Martina Oehms, Dagmar Olbrich, Dr. Gudrun Plambeck,
Dr. Jens Poltz, Dr. Jaqueline Rücker,
Dr. Jochen Schaumburg, Bärbel Tonn, Kristina Wenzel,
Birgit Wolf**

Die im Anhang aufgeführten Daten sind als excel-Tabelle im Internet unter <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/oberflaechengewaesser.htm> verfügbar.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 3.4
Dr. Bettina Rechenberg

Berlin, Juli 2003

Dr. Kerstin Wöbbecke	Büro für Gewässer- und Landschaftsökologie Dorfstraße 15, 14823 Buchholz
Gisela Klett	Umweltbundesamt, FG II 3.4
Dr. Bettina Rechenberg	Umweltbundesamt, FG II 3.4
Mandy Bahnwart	Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein
Dr. Karl-Heinz Christmann	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
Johanna Dalchow	IGB Neuglobsow
Dr. Bettina Friede	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
Lutz Höhne	Landesumweltamt Brandenburg
Antje Köhler	Institut für Umweltanalytik und Humantoxikologie Berlin
Prof. Dr. Rainer Koschl	IGB Neuglobsow
Dr. Reiner Kümmerlin	Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Ursula Levecke	Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein
Dr. Jürgen Mathes	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
Martina Oehms	Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz
Dagmar Olbrich	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie Berlin
Dr. Gudrun Plambeck	Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein
Dr. Jens Poltz	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
Dr. Jaqueline Rücker	BTU Cottbus, Außenstelle Bad Saarow
Dr. Jochen Schaumburg	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
Bärbel Tonn	Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern
Kristina Wenzel	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
Birgit Wolf	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft

Inhaltsverzeichnis

1.	Entstehung und Verteilung der natürlichen Seen in Deutschland	1
2.	Probleme	3
2.1.	Eutrophierung	4
2.1.1.	Das LAWA-Klassifikationsschema zur Trophiebewertung	4
2.1.2.	Trophiesituation der Seen in Deutschland	4
2.2.	Uferzerstörung und Schilfsterben	7
2.3.	Versauerung	8
3.	Die Datensammlung des Umweltbundesamtes zu Seen	9
3.1.	Zweck der Datensammlung und Auswahl der Seen in Deutschland	9
3.2.	Messprogramme der Länder und Material der Datensammlung	9
3.3.	Behandlung des Datenmaterials und Darstellung	10
4.	Einzeldarstellungen	11
4.1.	Voralpenseen	11
4.1.1.	Ammersee	11
4.1.2.	Bodensee	21
4.1.3.	Chiemsee	34
4.1.4.	Starnberger See	43
4.2.	Geschichtete Seen Norddeutschlands	51
4.2.1.	Großer Plöner See	51
4.2.2.	Schweriner See	60
4.2.3.	Plauer See	68
4.2.4.	Stechlinsee	73
4.2.5.	Sacrower See	82
4.2.6.	Arendsee	89
4.3.	Ungeschichtete Seen Norddeutschlands	95
4.3.1.	Dobersdorfer See	95
4.3.2.	Kummerower See	102
4.3.3.	Müritz	108
4.3.4.	Müggelsee	117
4.3.5.	Steinhuder Meer	126
4.4.	Abgrabungsseen	117
4.4.1.	Unterbacher See	137
4.5.	Vulkanseen	137
4.5.1.	Laacher See	143
5.	Vergleichende Betrachtung	151
5.1.	Vergleich aller Seen	151
5.1.1.	Morphometrie und Hydrologie	151
5.1.2.	Nährstoffverhältnisse	152
5.2.	Regionaler Vergleich	154
6.	Stand der Seenrestaurierung in Deutschland	155
7.	Zusammenfassung und Schlussfolgerung	157

Anhang

Luftbilder der Seen

Datensammlung 1981-2000

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Ausdehnung der Inlandvereisung der Weichselkaltzeit mit den verschiedenen Eisrandlagen	1
Abb. 2:	Trophie der bisher nach LAWA-Richtlinie klassifizierten Seen in den drei seenreichsten Bundesländern	5
Abb. 3:	Tiefenlinienkarte des Ammersees	11
Abb. 4:	Gesamtposphor und Chlorophyll a im Ammersee	13
Abb. 5:	Temperatur und Sauerstoff im Ammersee im Oberflächenwasser und über Grund	18
Abb. 6:	Sichttiefe sowie Chlorophyll und Phytoplanktonvolumen im Epilimnion des Ammersees	19
Abb. 7:	Phosphor und anorganischer Stickstoff im Oberflächenwasser des Ammersees	20
Abb. 8:	Tiefenlinienkarte des Bodensees	21
Abb. 9:	Gesamtposphor und Phytoplanktonvolumen im Bodensee	24
Abb. 10:	Temperatur und Sauerstoff im Bodensee im Oberflächenwasser und über Grund	31
Abb. 11:	Sichttiefe, Chlorophyll und Phosphor im Oberflächenwasser des Bodensees	32
Abb. 12:	Nitrat- und Ammoniumstickstoff im Oberflächenwasser des Bodensees	33
Abb. 13:	Tiefenlinienkarte des Chiemsees	34
Abb. 14:	Gesamtposphor und Chlorophyllkonzentrationen im Chiemsee	36
Abb. 15:	Temperatur und Sauerstoff im Chiemsee im Oberflächenwasser und über Grund	40
Abb. 16:	Sichttiefe sowie Chlorophyll und Phytoplanktonvolumen im Epilimnion des Chiemsees	41
Abb. 17:	Phosphor und anorganischer Stickstoff im Oberflächenwasser des Chiemsees	42
Abb. 18:	Tiefenlinienkarte des Starnberger Sees	43
Abb. 19:	Gesamtposphor und Chlorophyll im Starnberger See	45
Abb. 20:	Temperatur und Sauerstoff im Starnberger See im Oberflächenwasser und über Grund	48
Abb. 21:	Sichttiefe sowie Chlorophyll und Phytoplanktonvolumen im Epilimnion des Starnberger Sees	49
Abb. 22:	Phosphor und anorganischer Stickstoff im Oberflächenwasser des Starnberger Sees	50
Abb. 23:	Tiefenlinienkarte des Großen Plöner Sees	51
Abb. 24:	Langjährige Entwicklung der Gesamtposphor- und Gesamtstickstoffkonzentrationen im Großen Plöner See	54
Abb. 25:	Jahreszeitliches Muster der Gesamtposphorkonzentrationen im Großen Plöner See	54
Abb. 26:	Physikalisch-chemische Verhältnisse sowie Phytoplanktonvolumen im Großen Plöner See	59
Abb. 27:	Tiefenlinienkarte des Schweriner Sees	60
Abb. 28:	Gesamtposphor zur Frühjahrszirkulation im Schweriner See	61

Abb. 29: Phosphor und Stickstoff im Schweriner Innen- und Außensee	63
Abb. 30: Physikalisch-chemische Verhältnisse sowie Phyto- und Zooplankton im Schweriner Innensee	66
Abb. 31: Physikalisch-chemische Verhältnisse sowie Phyto- und Zooplankton im Schweriner Außensee	67
Abb. 32: Tiefenlinienkarte des Plauer Sees	68
Abb. 33: Zusammensetzung des Phytoplanktonbiovolumens im Plauer See	70
Abb. 34: Physikalisch-chemische Verhältnisse sowie Phyto- und Zooplanktonvolumen im Plauer See	72
Abb. 35: Tiefenlinienkarte des Stechlinsees	73
Abb. 36: Anreicherung von $\text{PO}_4\text{-P}$ im Hypolimnion des Stechlinsees	76
Abb. 37: Phytoplanktonbiovolumen im Stechlinsee	76
Abb. 38: Physikalisch-chemische Verhältnisse und Phyto- und Zooplanktonvolumen im Stechlinsee	81
Abb. 39: Tiefenlinienkarte des Sacrower Sees	82
Abb. 40: Langjährige Entwicklung von Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff im Sacrower See	84
Abb. 41: Physikalisch-chemische Verhältnisse im Sacrower See	88
Abb. 42: Tiefenlinienkarte des Arendsees	89
Abb. 43: Physikalisch-chemische Verhältnisse und Phytoplanktonvolumen im Arendsee	94
Abb. 44: Tiefenlinienkarte des Dobersdorfer Sees	95
Abb. 45: Gesamtphosphor- und Chlorophyllkonzentrationen im Dobersdorfer See	97
Abb. 46: Physikalisch-chemische Verhältnisse und Phytoplanktonvolumen im Dobersdorfer See	101
Abb. 47: Tiefenlinienkarte des Kummerower Sees	102
Abb. 48: Jahreszeitliche Muster der Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoffkonzentrationen im Kummerower See	104
Abb. 49: Anteil des Zooplanktonvolumen am gesamten Biovolumen im Kummerower See	104
Abb. 50: Physikalisch-chemische Verhältnisse sowie Phyto- und Zooplanktonvolumen im Kummerower See	107
Abb. 51: Tiefenlinienkarte der Müritz	108
Abb. 52: Langjährige Entwicklung der Gesamtphosphorkonzentrationen in der Binnen- und der Außenmüritz	111
Abb. 53: Zusammensetzung des Phyto- und Zooplanktons in der Außenmüritz	111
Abb. 54: Physikalisch-chemische Verhältnisse sowie Phyto- und Zooplanktonvolumen in der Binnenmüritz	115
Abb. 55: Physikalisch-chemische Verhältnisse sowie Phyto- und Zooplanktonvolumen in der Außenmüritz	116
Abb. 56: Tiefenlinienkarte des Müggelsees	117
Abb. 57: Schwebstoffgehalt im Großen Müggelsee	119
Abb. 58: Physikalisch-chemische Verhältnisse sowie Phyto- und Zooplanktonvolumen im Müggelsee	125
Abb. 59: Tiefenlinienkarte des Steinhuder Meers	126

Abb. 60: Chlorophyll und Sichttiefe im Steinhuder Meer, Mittelwerte und Schwankungsbreiten	128
Abb. 61: Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff im Steinhuder Meer, Mittelwerte und Schwankungsbreiten	127
Abb. 62: Wassertemperatur und Sauerstoffkonzentrationen im Steinhuder Meer	134
Abb. 63: Sichttiefe, Chlorophyll und Alkalinität im Steinhuder Meer	135
Abb. 64: Phosphor und Stickstoff im Steinhuder Meer	136
Abb. 65: Tiefenlinienkarte des Unterbacher Sees	137
Abb. 66: Langjährige Entwicklung der Gesamtphosphor-, Gesamtstickstoff- und Chlorophyllkonzentrationen im Unterbacher See	139
Abb. 67: Physikalisch-chemische Verhältnisse im Unterbacher See	142
Abb. 68: Tiefenlinienkarte des Laacher Sees	143
Abb. 69: Langjährige Entwicklung von Gesamtphosphor und anorganischem Stickstoff im Laacher See	145
Abb. 70: Physikalisch-chemische Verhältnisse im Laacher See	150
Abb. 71: Maximaltiefe, Fläche und Volumen der dargestellten Seen	151
Abb. 72: Umgebungsarealfaktor und theoretische Austauschzeit der dargestellten Seen	152
Abb. 73: Verhältnis der anorganischen Nährstoffe in einigen der beschriebenen Seen	153
Abb. 74: Chlorophyll und Gesamtphosphor in den geschichteten und den ungeschichteten Seen	153
Abb. 75: Externe Phosphorfrachten einiger Seen vor und nach ihrer Entlastung	154

Tabellenverzeichnis

Tab.: 1: Verteilung der natürlichen Seen auf die Bundesländer	2
Tab.: 2: Das LAWA-Schema zur Bewertung der Trophie von natürlichen Seen	4
Tab. 3: Trophie nach LAWA der bisher klassifizierten natürlichen Seen in den vier seenreichsten Bundesländern	4

1. Entstehung und Verteilung der natürlichen Seen in Deutschland

Die Verteilung der natürlichen Seen in Deutschland ist durch die letzte Inlandsvereisung, die Weichsel- bzw. Würmkaltzeit, geprägt, der die meisten dieser Seen ihre Entstehung verdanken. Die Ausdehnung der Inlandsvereisung der Weichselkaltzeit in Norddeutschland sowie der Würmkaltzeit in Süddeutschland mit ihren verschiedenen Vorstößen ist in Abb. 1 dargestellt. Aus der Karte wird deutlich, warum die einzelnen Bundesländer so unterschiedliche Anzahlen von natürlichen Seen besitzen.

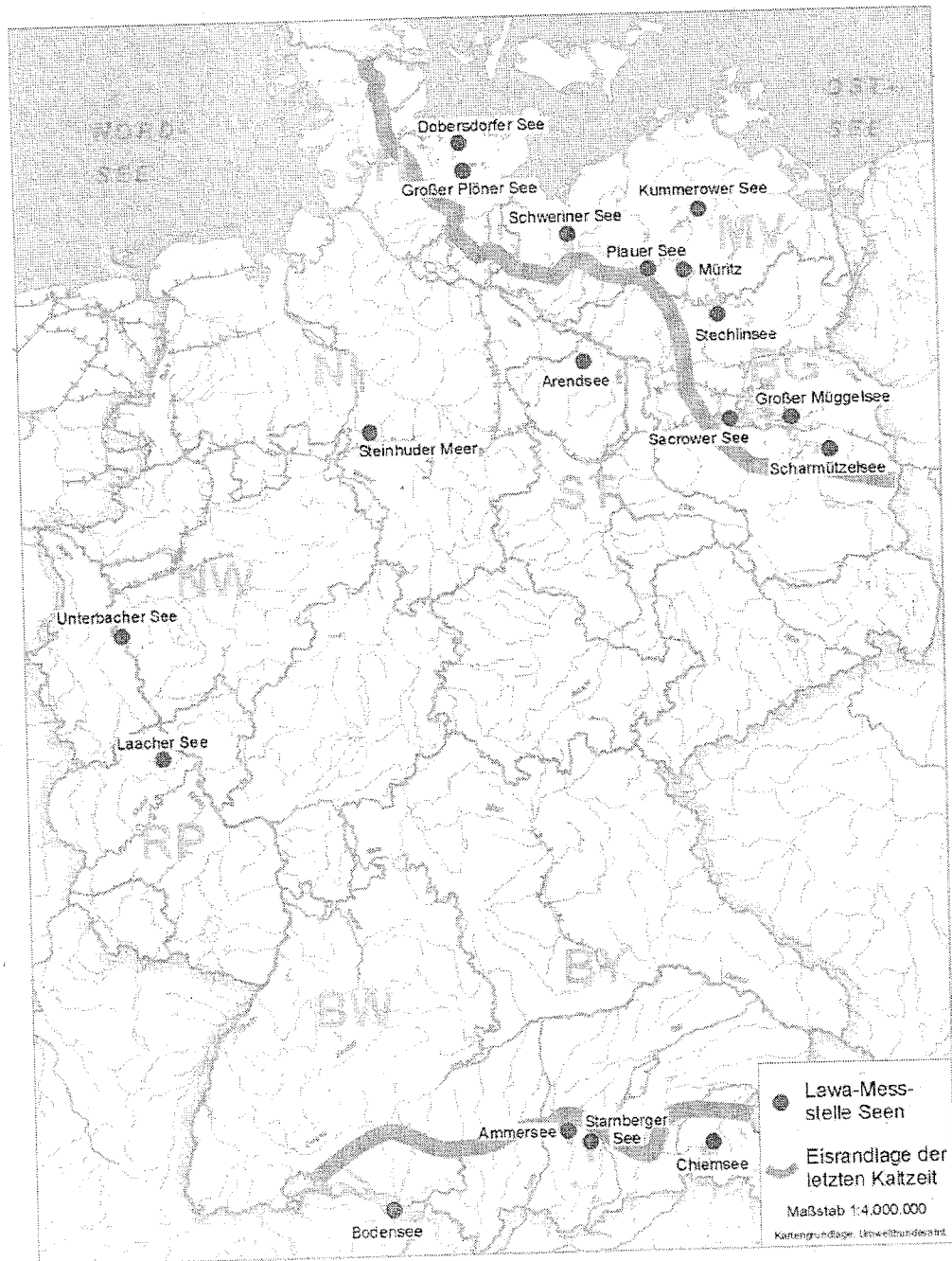


Abb. 1: Ausdehnung der Inlandsvereisung der Weichsel- und der Würmkaltzeit mit den verschiedenen Eisrandlagen (nach [1]) sowie Lage der dargestellten Seen

Brandenburg ist mit einer Anzahl von 700 Seen größer als 0,1 km² das seenreichste Land, es folgen Mecklenburg-Vorpommern mit etwa 600 Seen, sowie Schleswig-Holstein und Bayern (Tab. 1). In den übrigen Bundesländern sind natürliche Seen selten.

Tab. 1: Verteilung der natürlichen Seen auf die Bundesländer; nach [2], Angaben der zuständigen Landesämter sowie geschätzt aus Karten

Bundesland	Seefläche			
	> 0,1 km ²	> 1km ²	> 10 km ²	> 25 km ²
Baden-Württemberg	10	4	1	1
Bayern*	67	23	4	3
Berlin	15	5	0	0
Brandenburg	700	100	4	0
Bremen	0	0	0	0
Hamburg	2	1	0	0
Hessen	7	0	0	0
Mecklenburg-Vorpommern	600	100	10**	4
Niedersachsen	5	5	2	1
Nordrhein-Westfalen	7	0	0	0
Rheinland-Pfalz	5	1	0	0
Saarland	0	0	0	0
Sachsen	0	0	0	0
Sachsen-Anhalt	8	4	0	0
Schleswig-Holstein	200	50	5	1
Thüringen	0	0	0	0
Summe	1620	283	22	10

* natürliche und künstliche Seen

** inklusive Schaalsee, der auf der Grenze zu Schleswig-Holstein liegt

Die eiszeitlich entstandenen Seen lassen sich grob in drei Typen unterteilen: Zungenbeckenseen wie der Ammersee, der Starnberger See oder der Große Plöner See verdanken ihre Entstehung der ausschürfenden Erosionskraft des vorstoßenden Gletschers, ein Prozess, bei dem die Seitenerosion vorherrscht, so dass diese Seen eher kastenförmige Becken aufweisen. Rinnenseen wie der Sacrower See und der Scharmützelsee dagegen sind durch die erodierende Kraft von unter dem Eis abfließenden Schmelzwässern entstanden. Hier herrschte die Tiefenerosion vor, so dass dieser Seetyp ein rinnenförmiges Becken besitzt. Ein weiterer eiszeitlicher Entstehungstyp ist das Toteisbecken. Im Ablagerungsbereich von Gletschergebieten blieben beim Rückzug des Gletschers große Eisblöcke zurück, die durch die Überlagerung von Sediment konserviert wurden (Toteis) und deren Abschmelzen oft erst zwischen 9500 und 7000 v. Chr. abgeschlossen war. Manche Seen entstanden durch eine Kombination mehrerer Prozesse [1].

Von den hier vorgestellten Seen sind der Unterbacher See (ein Baggersee), der Laacher See (ein Vulkansee), der Arendsee und das Steinhuder Meer (beides Erdfallseen) nicht durch die Eiszeit entstanden.

Literatur

- [1] FRAEDRICH, W. (1996): Spuren der Eiszeit, Landschaftsformen in Europa. – Springer-Verlag Berlin, Heidelberg

2. Probleme

Die anthropogenen Einflüsse auf die Gewässer sind vielfältig. Paläolimnologische Untersuchungen von Seesedimenten lassen erkennen, dass menschliche Aktivitäten den Stoffhaushalt von Seen schon sehr frühzeitig verändert haben. So wirkten sich bei vielen Seen (z.B. Großer Plöner See [6]) die Waldrodungen der Menschen der Jungsteinzeit in einer erhöhten Erosion im Einzugsgebiet und damit einer erhöhten Produktivität aus, die allerdings oft vorübergehend war.

Auch die Hydrologie vieler Seen wurde schon früh massiv vom Menschen verändert. Insbesondere im norddeutschen Raum wurden im 13. Jahrhundert Mühlenstaus angelegt, die Seespiegelhöhe, Spiegelschwankungen und Abflussregime durchflossener Seen stark veränderten (z.B. Großer Plöner See, Müggelsee). Zur Schaffung zusammenhängender Wasserstraßen wurden natürlicherweise abflusslose Seen verbunden und damit ihr gesamter Charakter verändert (z.B. Müritz, Schweriner See). Bei einigen Seen wurde der Seespiegel mit dem Ziel der Landgewinnung um mehrere Meter abgesenkt (z.B. Laacher See, Großer Plöner See). Kleinere Seen hatten oft unter der anthropogen bedingten Grundwasserabsenkung zu leiden. Keiner der hier vorgestellten Seen kann eine Hydrologie aufweisen, die anthropogen unverändert ist.

Von den weiteren durch menschliche Aktivität hervorgerufenen Veränderungen an Seen sollen im Folgenden drei kurz umrissen werden:

- Die Eutrophierung ist trotz aller Verbesserungen in der Abwasserbehandlung noch immer das gravierendste Problem der meisten Seen.
- Die Zerstörung der Ufer, die für einen See eine wichtige ökologische Funktion erfüllen, ist ein oft weniger bemerktes, aber immer mehr in den Vordergrund tretendes Phänomen.
- Die Seenversauerung spielt in Deutschland nur regional eine Rolle, da die meisten Gebiete mit natürlichen Seen kalkhaltigen Untergrund und damit eine gute Pufferung aufweisen. Da dieses Thema in der Öffentlichkeit jedoch immer wieder angesprochen wird, soll die derzeitige Situation hier kurz dargestellt werden.

2.1. Eutrophierung

2.1.1. Das LAWA-Klassifikationsschema zur Trophiebewertung

Da verschiedene Seen aufgrund ihrer unterschiedlichen Hydrologie und Seebeckengestalt zu unterschiedlichen Trophiezuständen neigen, wurde im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ein Bewertungsschema entwickelt, das den „potenziell natürlichen“ mit dem aktuellen Trophiezustand vergleicht. Der potenziell natürliche Zustand wird entweder aufgrund der Seebeckenmorphometrie oder

Referenz-zustand	Istzustand						
	oligo-troph	meso-troph	schwach eutroph	hoch eutroph	schwach polytroph	hoch polytroph	hyper-troph
	o	m	eu1	eu2	p1	p2	h
oligotroph	1	2	3	4	5	6	7
mesotroph	-	1	2	3	4	6	7
schwach eutroph	-	-	1	2	3	5	7
hoch eutroph	-	-	-	1	3	5	7
schwach polytroph	-	-	-	-	1	4	7

Tab. 2: Das LAWA-Schema zur Bewertung der Trophie von natürlichen Seen

aufgrund der Einzugsgebietscharakteristika ermittelt, der aktuelle Zustand wird anhand von Chlorophyll-, Sichttiefen- und Gesamtposphormessungen klassifiziert. Der potenziell natürliche Zustand schließt gewisse „unvermeidbare“ anthropogene Einflüsse mit ein. Die Differenz zwischen Istzustand, bei dem sieben Stufen möglich sind, und dem Referenzzustand, bei dem nur die fünf natürlicherweise vorkommenden Stufen möglich sind, ergibt die Bewertungszahl (s. Tab. 2, Näheres s. [1]). Das Schema wird für künstliche Seen, makrophytendominierte Flachseen, Braunwasserseen und Flussseen nicht angewendet.

2.1.2. Trophiesituation der Seen in Deutschland

Die Eutrophierung durch übermäßige Nährstoffzufuhr ist noch immer das Hauptproblem der meisten unserer Seen. Dabei hat sich jedoch der Anteil der einzelnen Quellen an der Belastung mit Nährstoffen, von denen meist Phosphor der bestimmende Faktor ist, deutlich verschoben. Während in der alten Bundesrepublik etwa bis in die 70er Jahre das Abwasser den Hauptanteil an der Überdüngung

	o	m	eu1	eu2	p1	p2	h	Summe	Quelle
Schleswig-Holstein	0 (12)	7 (11)	8 (14)	15 (5)	7	3	2	42	[2]
Mecklenburg-Vorpommern	0	68	111	121	103	80	22	505	[4, 5]
Brandenburg	3	36	21	35	32	26	5	158	[6]
Bayern	4	14	1	-	-	-	-	19	[3]

Tab. 3: Trophie nach LAWA der bisher klassifizierten natürlichen Seen in den vier seenreichsten Bundesländern; (Anzahl der Seen mit jeweiligem potenziellen Trophiezustand in Klammern)

der Flüsse und Seen hatte, gelangte diese Quelle mit der Einführung der phosphatfreien Waschmittel und der Phosphathöchstmengenverordnung von 1981 sowie der mit Nährstofffällung ausgerüsteten Klärwerke immer mehr in den Hintergrund. Die Landwirtschaft, die in der DDR wie in der Bundesrepublik in den 60er Jahren stark industrialisiert wurde, trat als Nährstoffquelle in den Vordergrund. Intensive Tiermast in Großbetrieben mit großen Mengen von Gülle und Dung, die entsorgt werden mussten, verstärkter Einsatz von Mineraldünger sowie Entwässerung und intensive Nutzung von Niedermoorstandorten, die vorher nur extensiv genutzt worden waren, brachten im Osten wie im Westen Deutschlands erhöhte Nährstoffeinträge für die Gewässer mit sich.

Die Einführung phosphatfreier Waschmittel erfolgte in Ostdeutschland erst mit der politischen Wende und bewirkte zusammen mit dem Ausbau der Abwasserbehandlung und der Umstrukturierung der Landwirtschaft für viele Seen eine drastische Reduzierung der externen Phosphorfrachten. Der Eintrag aus der Landwirtschaft stellt daher jetzt auch in den östlichen Bundesländern die Hauptquelle der Eutrophierung dar. Zur Gesamtbelastung der Gewässer in Deutschland trug die Nährstoffbelastung aus kommunalen Kläranlagen 1995 beim Phosphor nur noch zu 31 %, beim Stickstoff zu 28 % bei. Insgesamt konnte die Phosphorbelastung von 1985 bis 1995 um ca. 60 %, die Stickstoffbelastung allerdings nur um 25 % reduziert werden [8].

Im Gegensatz zu den Fließgewässern, die größtenteils sehr schnell auf diese Entlastung reagierten, reagieren die Seen nur sehr langsam, zum einen wegen der großen Wasseraufenthaltszeit, zum anderen weil in ihren Sedimenten meist über Jahrzehnte Nährstoffe gespeichert wurden, die jetzt unter bestimmten Bedingungen wieder freigesetzt werden.

Die Trophiesituation der Seen in den einzelnen Bundesländern stellt sich sehr unterschiedlich dar (Abb. 2). In Schleswig-Holstein wies von den zwölf potenziell oligotrophen Seen keiner mehr diesen Zustand auf. Bei fast allen Seen lag der Istzustand mindestens eine Klasse höher als der potenziell natürliche Zustand. Da die 42 untersuchten Seen aber größer und tiefer und damit potenziell nährstoffärmer waren als der Landesdurchschnitt, spiegelt das Ergebnis nicht ganz die Verhältnisse in Schleswig-Holstein wider [2].

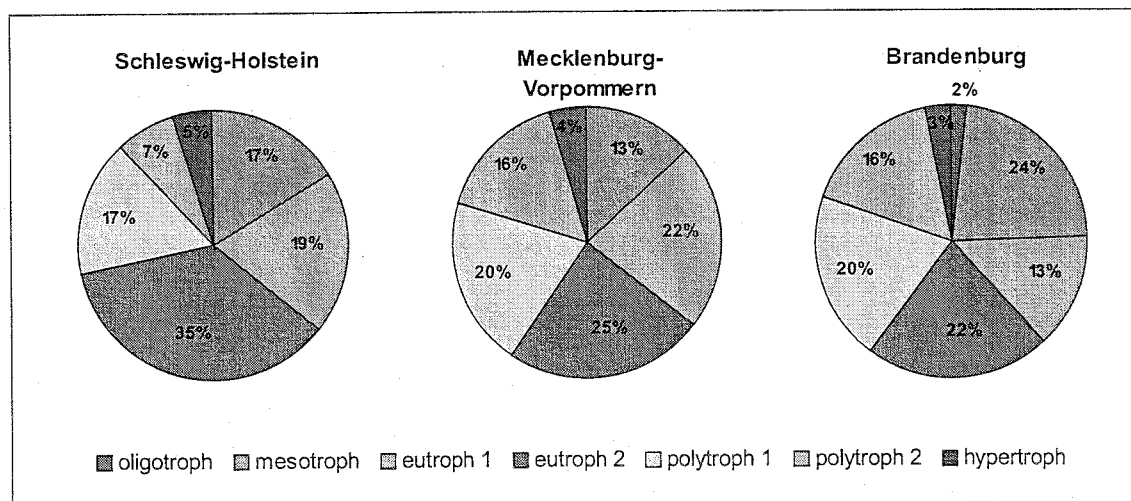


Abb. 2: Trophie der bisher nach LAWA-Richtlinie klassifizierten Seen in den drei seenreichsten Bundesländern (Datenquellen s. Tab. 1)

In Mecklenburg-Vorpommern wurden 593 Seen klassifiziert (Stand 2000), davon lagen 88 nicht im Anwendungsbereich der LAWA-Richtlinie, da sie entweder makrophytendominiert (27), von erhöhter Salinität (14) oder Braunwasserseen (6) waren. Auch in Mecklenburg-Vorpommern sind keine oligo-

trophen Seen mehr vorhanden. Es gibt zwar noch eine verhältnismäßig große Anzahl an mesotrophen Seen, aber auch eine große Zahl von Seen, die den natürlicherweise nicht vorkommenden Zustand polytroph 2 und hypertroph aufweisen. Insgesamt wird auch für Mecklenburg-Vorpommern angenommen, dass alle Seen mindestens eine Trophiestufe über ihrem potenziell natürlichen Zustand liegen [5].

In Brandenburg wurden 158 Seen mit einer Wasserfläche von mehr als 50 ha nach der LAWA-Richtlinie klassifiziert [6]. 1998 wurde drei als oligotroph eingestuft, wovon zwei vermutlich an der Grenze zur Mesotrophie waren (Großer Wummsee und Parsteiner See). 23 % waren mesotroph, fast 20 % polytroph 2 oder hypertroph. Da hier nur größere und tiefere Seen klassifiziert wurden als dem Landesdurchschnitt entspricht und darüber hinaus auch einige künstliche Gewässer einbezogen wurden, spiegeln diese Zahlen den Landesdurchschnitt nur bedingt wider.

Von den bayerischen Seen wurden bisher 19 nach der LAWA-Richtlinie klassifiziert. Vier der Seen waren oligotroph, 14 mesotroph, nur ein See war eutroph. Insgesamt wird geschätzt, dass die meisten bayerischen Seen meso- oder oligotroph und etwa ein Drittel schwach eutroph (eutroph 1) sind [8].

Literatur

- [1] LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER - LAWA (1998): Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), Kulturbuchverlag Berlin
- [2] LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (ohne Jahr): Seenbewertung in Schleswig-Holstein – Erprobung der „Vorläufigen Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ der LAWA an 42 schleswig-holsteinischen Seen. – Landesamt für Natur und Umwelt, Flintbeck
- [3] LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT BAYERN, mündl. Mitt.
- [4] MATHES, J., G. VENEBRÜGGE & I. KORCZYNSKI (1999): Grundlagen für eine Sanierungs- und Restaurierungskonzept der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. – Landesamt für Umweltschutz, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern (LUNG)
- [5] MATHES, J., I. KORCZYNSKI & G. VENEBRÜGGE (2000): Ein erstes Konzept zur Sanierung und Restaurierung der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Tagungsberichte 1999 (Rostock), Tutzing 2000
- [6] MIETZ, O., S. KURT & D. MÖLLER (2000): Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie zur Überwachung des Gütezustandes von Oberflächengewässern – Monitoring von Standgewässern. – unveröffentl. Bericht im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung, Abteilung Wasserwirtschaft, 2000
- [7] OHLE, W. (1973): Die rasante Eutrophierung des Großen Plöner Sees in frühgeschichtlicher Zeit. Die Naturwissenschaften 60, Springer Verlag
- [8] UMWELTBUNDESAMT 2001: Daten zur Umwelt – Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. – Erich Schmidt Verlag, Berlin

2.2. Uferzerstörung und Schilfsterben

Eine intakte Uferzone mit Röhrichtgürtel, Schwimmblatt- und Tauchblattzone besitzt für einen See eine wichtige ökologische Funktion. Sie ist nicht nur die „Kinderstube“ für viele im See lebende Tiere (z.B. viele Fischarten), die für intakte Nahrungsketten wichtig sind, sondern kann, insbesondere in meso- bis schwach eutrophen Seen, eine Pufferfunktion für die Rückhaltung eingetragener Nährstoffe bilden. Je größer der Anteil der Uferzone am gesamten See (flache Ufer, buchtenreiche Uferlinie), desto wichtiger ist die Uferzone für den Stoffhaushalt. In (potenziell) makrophytendominierten Flachseen (Steinhuder Meer, Müggelsee, Müritz) nimmt die Uferzone einen besonders großen Raum ein und ist für den Stoffumsatz besonders wichtig.

Während das Verschwinden der Unterwasservegetation in den meisten Seen durch die Eutrophierung verursacht ist, hat die Zerstörung der Röhrichtzone eine Vielzahl von Ursachen. Schon Anfang der 1950er Jahre wurde an Schweizer Seen ein sogenanntes Schilfsterben beobachtet [1]. Inzwischen ist dieses Phänomen an mehr als 50 Gewässern in Mitteleuropa beobachtet worden [4]. Tatsächlich betroffen sind wahrscheinlich noch weitaus mehr Seen. Der Verlauf des Schilfsterbens ist meist sehr ähnlich. Im frühen Stadium ist zu beobachten, dass an der Wasserkante kein Neuzuwachs die Verluste ausgleicht und die Bestandskante im Verlauf lappig wirkt. Bei weiterem Fortschreiten bilden sich Schneisen, schließlich löst sich der Bestand in Bulten auf. Letztlich verschwinden auch die Bulten und das Ufer ist vollständig der Erosion preisgegeben. Da auch gesunde Schilfbestände in Abhängigkeit von äußeren Faktoren wie Hochwasser, Sturm, Eisgang eine natürliche Bestandsdynamik zeigen, wird der Rückgang oft durch eine Verhinderung der Wiederausbreitung nach solchen "katastrophalen" Ereignissen verursacht (s. z.B. Kap. Bodensee).

Die eigentlichen Ursachen sind bis heute nicht eindeutig geklärt. Da das Schilfsterben oft in der oben geschilderten, sehr ähnlichen Weise verläuft, wurde lange angenommen, dass eine einzelne Ursache verantwortlich ist. Schilfsterben kommt jedoch an den unterschiedlichsten Seen (oligo- bis hypertroph, z.B. [3, 6]) und unter den unterschiedlichsten Belastungsfaktoren vor bzw. wird unter ähnlichen Bedingungen an anderen Seen nicht beobachtet. Eutrophierung (durch Ausbildung von Algenwatten und Veränderung des Substrats sowie durch Verschwinden der vorgelagerten submersen Vegetation) und mechanische Belastung (durch Wellenschlag und Vertritt) spielen meist eine Rolle und scheinen oft zusammen zu wirken. Aber auch Schädigung durch übermäßige Wasservogel- und Bisampopulationen [2] oder durch Veränderung der Ufersedimente durch Uferfiltratgewinnung [8] können eine Rolle spielen. Die direkte Schädigung durch Uferverbau, Anlage von Steganlagen und Badestränden hat an den meisten Seen einen großen Anteil am Schilfrückgang. An vielen Seen sind inzwischen 80 bis 90 % der früheren Röhrichtbestände verschwunden, obwohl teilweise schon vor über 30 Jahren Schutzmaßnahmen ergriffen wurden (z.B. das Berliner Röhrichtschutzgesetz 1969, s. [7]). Trotz z.T. sehr aufwendiger Anlagen zum Schutz vor mechanischer Belastung (am Bodensee z.B. 1000 bis 1500 DM pro laufendem Meter Wellenschutz) ist eine umfassende Erholung der Röhrichtbestände bisher kaum erreicht worden [5].

Insgesamt ist die Zerstörung der Uferzonen, auch in Seen, in denen das Eutrophierungsproblem bereits auf dem Weg zur Lösung zu sein scheint, noch immer ein Problem.

Literatur

- [1] KLÖTZLI, F. & S. ZÜST (1973): Conservation of reed-beds in Switzerland. – Pol. Arch. Hydrobiol. 20: 229-235
- [2] KRAUSS, M. (1979): Zur Nahrungsökologie des Bläßhuhns auf den Berliner Havelseen und der Einfluß von Bläßhuhn und Bisamratte auf das Schilf. – Anz. d. ornith. Gesell. i. Bayern 18(2/3): 105-144
- [3] KÜHL, H. (1989): Produktivität und Vitalität von Röhrichtbeständen (*Phragmites australis* (Cav.) TRIN. ex STEUDEL) verschiedener Seen in der Uckermark und in Ostbrandenburg. – Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades doctor rerum naturalium an der Humboldt-Universität zu Berlin 1989
- [4] OSTENDORP, W. (1989): Die-back of reed in Europe – a critical review of literature. – Aquatic Botany 35: 5-26
- [5] OSTENDORP, W. (1990): Schilfrückgang am Bodensee-Untersee – Ursachen, Gegenmaßnahmen. – Ber. d. Limnologischen Inst. Konstanz, Konstanz 1990
- [6] PRIES, E. (1984): Verlauf, Umfang und Ursachen des Röhrichtrückganges an uckermärkischen Seen und seine Auswirkungen auf Rohrsängerbestände Teil 2. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg 27(2): 72-82
- [7] Sukopp, H. & B. Markstein (1989): Changes of reed beds along the Berlin Havel, 1962 – 1987. – Aquatic Botany 35: 27-39
- [8] WÖBBECKE, K. (1992): Der Einfluß der Trinkwassergewinnung durch Uferfiltration auf den Röhrichtbestand der Berliner Unterhavel. – Inauguraldissertation zur Erlangung des Doktorgrades des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der Technischen Universität Berlin 1992

2.3. Versauerung

Die Seenversauerung durch Luftverschmutzung ist im wesentlichen das Ergebnis des Säureeintrags aus der Luft in Zusammenhang mit einer geringen natürlichen Pufferkapazität der umgebenden Böden und des Seewassers. Zur Entstehung von „Saurem Regen“ tragen vor allem die Schwefelsäure, aber auch Salpetersäure sowie Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft bei. Schwefelsäure und Salpetersäure entstehen in der Luft durch die Verbindung von Wasser mit SO_2 und NO_x , die aus der Verfeuerung fossiler Brennstoffe stammen. Ammoniak entstammt der Tiergülle. Die natürliche Pufferkapazität der Böden hängt vom Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht ab, das vor allem vom Calciumcarbonatgehalt des Wassers bestimmt wird. Aus diesem Grund sind die Seen in kalkarmen Gebieten wie dem Bayerischen Wald, dem Schwarzwald, dem Erzgebirge oder auch viele der skandinavischen Seen besonders versauerungsgefährdet. In anderen Gebieten sind nur (meist kleine) Mooreseen, die ebenfalls ein geringes Pufferungsvermögen besitzen, von Versauerung betroffen.

Durch unterschiedliche nationale und internationale Maßnahmen konnte der SO_2 -Gehalt in der Luft seit Mitte der 80er Jahre deutlich verringert werden (um 70 - 80 % in den alten Bundesländern). Die Reaktion der Gewässer auf diese Verringerung der SO_2 -Konzentrationen in der Luft ist unterschiedlich, da sie von verschiedenen anderen Faktoren abhängt. So ist z. B. die Pufferkapazität der Böden durch jahrelangen Säureeintrag oft erschöpft und kann erst durch langjährige Verwitterungsvorgänge im Gestein wieder hergestellt werden.

Die Versauerung von natürlichen deutschen Seen und von Fließgewässern wurde durch ein 1995 abgeschlossenes ECE-Projekt des Umweltbundesamts („Monitoring versauerter Gewässer“) untersucht [1]. Die Entwicklung versauerungsbetroffener bayerischer Seen wird in einem vom Land Bayern geförderten Monitoring-Programm verfolgt, in dem auch der Kleine Arbersee und der Rachelsee, die am stärksten versauerten natürlichen Seen in Deutschland, untersucht werden. Der pH-Wert in den genannten Seen schwankt stark im Jahresverlauf. Er liegt im Allgemeinen noch immer unter 5, zeigt aber einen schwachen, jedoch deutlichen Aufwärtstrend, während die Zusammensetzung des Planktons noch keine Verbesserung anzeigt. Bei einigen anderen Gewässern ist nach Auskunft des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (BLfW) der pH-Wert deutlich angestiegen, während bei anderen noch gar keine Reaktion zu beobachten ist. [2].

Die Entwicklung der Gewässerversauerung in Deutschland wird vom BLfW im Auftrag des Umweltbundesamtes im Rahmen des ECE-Monitorings weiter beobachtet.

Literatur

- [1] SCHNELBÖGL, G. (1996): Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. - Forschungsbericht Wasserwirtschaft Nr. 10204362 des Bundesministers für Umwelt, Natur und Reaktorsicherheit, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.
- [2] SCHAUMBURG, J. (2000): Longterm Trends in biology and chemistry of the acidified Bavarian Forest lakes. – Silva Gabreta Vo. 4: 29-40, Vimperk 200

3. Die Datensammlung des Umweltbundesamtes zu Seen

3.1. Zweck der Datensammlung und Auswahl der Seen in Deutschland

Gewässerschutz und -überwachung fallen in der Bundesrepublik Deutschland in die Kompetenz der Bundesländer. Daher liegen zwar Zusammenfassungen zu den teilweise umfangreichen Seenuntersuchungen der einzelnen Bundesländer vor, eine aktuelle einheitliche Darstellung des ökologischen Zustands deutscher Seen, in der auch die Gewässer der neuen Bundesländer enthalten sind, gibt es jedoch nicht. Der vorliegende Bericht soll diese Lücke schließen.

Die Auswahl der Seen wurde in Absprache mit den Ländern vorgenommen. Sie erfolgte nach Größe (alle zehn Seen mit einer Fläche von mehr als 25 km² wurden aufgenommen), nach Repräsentativität für einen bestimmten Seetyp sowie nach der Verfügbarkeit von Altdaten. Lagen für einen See Untersuchungen an mehreren Probestellen vor, so wurde in der Regel die von der tiefsten Stelle ausgewählt. In zwei Fällen (Schweriner See, Müritz) wurden aufgrund der starken Gliederung der Seebecken zwei Probestellen aufgenommen.

3.2. Messprogramme der Länder und Material der Datensammlung

Die Messstrategien der einzelnen Bundesländer sind, auch in Abhängigkeit von der unterschiedlichen Anzahl der Seen, sehr verschieden. So werden z.B. die Seen in Mecklenburg-Vorpommern etwa alle zwei bis drei Jahre mit vier- bis fünfmaliger Beprobung untersucht, in Rheinland-Pfalz dagegen jedes Jahr, aber nur einmal jährlich zur Frühjahrszirkulation. In Schleswig-Holstein werden die Seen ebenfalls mit einigen Jahren Abstand untersucht, dann erfolgen die Beprobungen jedoch über ein volles Jahr in monatlichen Abständen. Auch in Brandenburg werden die meisten Seen turnusmäßig mit

mehreren Jahren Abstand untersucht, es gibt jedoch relativ viele Institutionen (am Scharmützelsee die Technische Universität Cottbus, am Stechlinsee das Leibniz-Institut für Gewässerkunde und Binnenfischerei), die einzelne Seen laufend untersuchen und die Daten dem Landesumweltamt zur Verfügung stellen.

In die Datensammlung des Umweltbundesamtes wurden mit Ausnahme der Werte für Temperatur und Sauerstoff lediglich die Werte für die Oberflächenproben übernommen. Bei Temperatur und Sauerstoff wurden zusätzlich Werte von Proben über Grund übernommen.

3.3. *Behandlung des Datenmaterials und Darstellung*

Das Datenmaterial ist entsprechend der verschiedenen Untersuchungsstrategien unterschiedlich, sowohl was die Probenahmefrequenz, die beprobten Jahreszeiten (mit und ohne Winterproben), als auch die untersuchten Parameter und die Art der Probenahme angeht. So wird für manche Seen für das Chlorophyll eine Mischprobe über die euphotische Zone entnommen und die Chlorophyllkonzentrationen auf den Liter bezogen, für andere Seen werden Einzelproben aus mehreren Tiefen des Epilimnion entnommen. In diesem Fall wurde nur die 0,5 m Probe übernommen. Vorhandenes Datenmaterial wird von den einzelnen Ländern z.T. unterschiedlich dargestellt oder zusammengefasst. So wird von den meisten Ländern die Chlorophyllkonzentration auf den Liter bezogen, für den Bodensee wird sie pro Seefläche angegeben. Bei Größenangabe und der Flächennutzung im Einzugsgebiet werden teilweise die Wasserflächen nicht eingerechnet (Bayern), die landwirtschaftliche Nutzung wird meist getrennt nach Acker- und Grünlandnutzung, z.T. aber auch zusammengefasst angegeben. Soweit möglich, wurde versucht, die Darstellung durch Umrechnungen zu vereinheitlichen, dies war jedoch nicht immer möglich.

Darüber hinaus liegt für manche Seen sehr umfangreiches älteres Datenmaterial vor (Bodensee, Stechlinsee, Müggelsee, bayerische Seen), während für andere kaum ältere Untersuchungen existieren. In einigen Bundesländern (Bayern, Schleswig-Holstein) liegen Seemonografien und zusammenfassende Darstellungen der wichtigsten Seen vor. Für die Darstellung der vergangenen Entwicklung der Seen wurde in diesen Fällen im wesentlichen auf diese Veröffentlichungen zurückgegriffen.

Ist im Text für Datenmaterial keine Quelle angegeben, so stammen die Daten aus der dem UBA von den Ländern zur Verfügung gestellten Datensammlung.

Von den zur Verfügung gestellten Daten wurden für die Messgrößen des Grunddatensatzes die Einzeldaten am Ende jeden Kapitels als Zeitreihen gezeigt, während besonders charakteristische Daten im Kapitel in aggregierter Form dargestellt wurden. Zur Charakterisierung geschichteter Seen wurde der Gesamtposphor zur Frühjahrszirkulation ausgewählt (der Zeitpunkt war von den Ländern anzugeben), für polymiktische Seen wurde der Gesamtposphor-Mittelwert über die Vegetationsperiode (März bis September) gebildet. Für die Aggregation wurde im Allgemeinen die einfache Mittelwertbildung mit Angabe von Minimum und Maximum gewählt, da die Anzahl der Einzeldaten für eine andere Darstellung (Median, Perzentile) meist nicht ausreichte. In der Tabelle "Stoffhaushalt und Biologie" setzt sich der Mittelwert für die Nährstoffe und die Alkalinität für geschichtete Seen aus den jeweiligen Zirkulationswerten der einzelnen Jahre zusammen (ein Wert pro Jahr), für ungeschichtete aus den Mittelwerten der Vegetationsperioden. Der Mittelwert für Chlorophyll und Sichttiefe wurde aus den über die jeweilige Vegetationsperiode gebildeten Mittelwerte der einzelnen Jahre berechnet.

4. Einzeldarstellungen

4.1. Voralpenseen

Die Voralpenseen zeichnen sich durch tiefe Seebecken mit meist steilen Ufern aus und besitzen daher eine stabile langandauernde Schichtung mit einem für eine geringe Produktivität günstigen großen Hypolimnionvolumen. Die meist kalkhaltigen alpinen Zuflüsse weisen durch die alpine Schneeschmelze starke Abflussschwankungen auf, so dass die Seespiegelschwankungen ebenfalls erheblich sein können. Die Zuflüsse führen große Mengen anorganischen Materials mit sich, das zu einer sommerlichen Trübung führen kann, die nicht trophiebedingt ist (Chiemsee, Ammersee), und sich schließlich in den Sedimenten der Seen ablagert. Die winterliche Eisbedeckung der Voralpenseen hält meist relativ lange an.

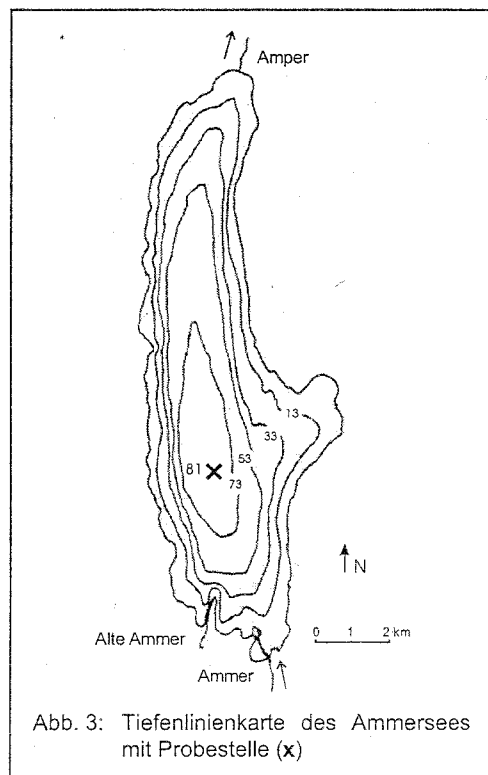
4.1.1. Ammersee

Entstehung und Bedeutung

Der Ammersee ist der nördlichste der Voralpenseen. Er entstand als Zungenbeckensee des Ammersee-Teilgletschers vom Isar-Loisach-Gletscher. Als drittgrößter See Bayerns ist er für die Erholungsnutzung von überregionaler Bedeutung.

Wie viele andere deutsche Seen wurde der Ammersee in den 50er Jahren durch übermäßige Abwasserbelastung stark eutrophiert. Die Entwicklung ist an Hand einer langjährigen Serie seit 1975 dokumentiert, die verschiedenen Aspekte des Reoligotrophierungsprozesses werden durch ein spezielles Forschungsprojekt untersucht.

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Ammersees

Höhe m über NN	533 mÜNN
Seefläche	46,6 km ²
Seevolumen	1.750*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	81,1 m
mittlere Tiefe	37,6 m
Uferlänge	43 km
Uferentwicklung*	1,78
Mixistyp	dimiktisch
Schichtungsdauer	April bis Dez.
Epilimniontiefe**	ca. 13 m

* Verhältnis Seeumfang zum Umfang eines flächengleichen Kreises

** Mitte des Metalimnions im Sommermittel

Das sich in Nord/Süd-Richtung erstreckende ungegliederte Becken des Ammersees ist von Jungmoränenwällen umgeben und am nördlichen und südlichen

Ende im Bereich des Zu- bzw. Abflusses mit Verlandungsmooren erfüllt.

Wie andere Voralpenseen ist der Ammersee mit 81 m recht tief, die mittlere Tiefe von 37,6 m weist auf relativ steile Ufer hin.

Der Ammersee ist dimiktisch, die sommerliche Schichtung dauert etwa von April bis Dezember. Das Hypolimnion beginnt im Mittel bei etwa 15 – 20 m.

Hydrologie und Einzugsgebiet

Der Hauptzufluss zum Ammersee ist die im Süden einmündende aus den Kalkalpen kommende Ammer, die etwa 80 % des Einzugsgebietes entwässert. Der Abfluss, die Amper, verlässt den See im Norden. Die theoretische Austauschzeit ist mit 2,7 Jahren vergleichsweise gering. Bei einem Umgebungsarealfaktor von über 20 ist das Einzugsgebiet verhältnismäßig groß.

Die Nährstofffrachten betrugen in den 70er Jahren etwa 1,2 g P/m² und Jahr. Bis in die 90er Jahre konnte die Belastung aus Abwasser um fast 90 % verringert werden. Die Entwicklung der Belastung aus der Landwirtschaft ist nicht bekannt, so dass eine Gesamtfracht für diesen Zeitraum nicht angegeben werden kann.

Hydrologie und Einzugsgebiet des Ammersees

Fläche des Einzugsgebiets*	993 km ²
Umgebungsarealfaktor**	20,3
Theoretische Austauschzeit	2,7 Jahre
MHW – MNW	nicht bekannt
Einwohnerdichte	123/km ²
Anteil Wald	40,6 %
Anteil Acker	1,5 %
Anteil Grünland	44,1 %
Anteil urbanisierter Fläche	4,9 %
Anteil sonst.	9,0

* Einzugsgebiet ohne Wasserflächen

** Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Durch die aus den Kalkalpen kommende Ammer, den Hauptzufluss, besitzt der Ammersee ein hohes Puffervermögen (Alkalinität = 3,4 mmol/l).

Die trophische Entwicklung des Ammersees ist durch eine paläolimnologische Untersuchung der Sedimente [1, 2, 3] sowie langjährige physikalisch-chemische und biologische Untersuchungen gut dokumentiert.

Aus den Sedimentuntersuchungen wurde deutlich, dass bereits in den 40er und 50er Jahren eine Eutrophierung stattgefunden hatte. Die Sedimente des Ammersees wiesen in den meisten Bereichen Jahresringe auf. Diese Warven setzten sich aus jeweils drei Lamellen zusammen, einer Diatomeenlamelle aus dem Frühjahrsmaximum der Kieselalgen, einer Calcitlamelle aus der sommerlichen biogenen Calcitfällung sowie einer Umlage-

Stoffhaushalt und Biologie im Ammersee

potenzielle Trophie nach LAWA	oligotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	mesotroph
Alkalinität	3,4 mval/l
Nährstofffracht 1975 -77	1,23 g P/(m ² *a)
Nährstofffracht 1993 - 1997	0,25 [6]
MW* Sichttiefe 1995 - 1999	3,8 m
MW* Chlorophyll 1995 - 1999	6,8 µg/l
MW** Ges. P 1995 - 1999	0,010 mg P/l
MW** anorg. N 1995 - 1999	1,1 mg N/l
Sedimentcharakteristik	
untere Makrophytengrenze	8,8 m
Phytoplanktoncharakter	Diatomeen
Zooplanktoncharakter	wechselnd

* März bis September

**Epilimnion

runghlamelle mit während der Herbstzirkulation aus dem Litoral verfrachtetem Material. In den Sedimenten der 40er und 50er Jahre war diese jahreszeitliche Schichtung durch Wühltätigkeit von Benthostieren zerstört, ein Hinweis auf zunehmende Dichten von Benthosorganismen, die bei noch guter Sauerstoffversorgung durch erhöhte Produktion in den oberen Wasserschichten mit mehr Nahrung versorgt wurden. Ab 1958 war an den Sedimenten der tiefsten Stelle keine solche Bioturbation mehr erkennbar, jetzt war die Eutrophierung soweit fortgeschritten, dass der Sauerstoff für die Benthostiere nicht mehr ausreichte.

Die starke Eutrophierung in den 70er Jahren schlug sich in den Sedimenten in einer besonders ausgeprägten Zunahme der Warvenmächtigkeit durch seeinterne Produktion nieder. Dagegen war die Inbetriebnahme der Ringkanalisation (1971) in den Sedimenten nicht ablesbar.

Die Phosphorfrachten, überwiegend aus Abwasser, lagen zum Höhepunkt der Eutrophierung 1975-1977 bei 1,23 g P/(m²*Jahr). In diesem Zeitraum wurden während der Frühjahrszirkulation Phosphorkonzentrationen von 0,058 mg P/l gemessen. Die mittleren Chlorophyllkonzentrationen lagen bei 20 µg/l, der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser sank während der Sommerstagnation auf null. Das metalimnische Sauerstoffminimum, das durch die Anreicherung absinkender Algen in dieser Wasserschicht mit zunehmender Dichte zustande kommt und Einfluss auf die Verteilung des Zooplanktons und der zooplanktivoren Fische hat [9, 12], war in dieser Phase besonders stark ausgeprägt [7]. Das metalimnische Sauerstoffminimum hat. Der Sauerstoffmangel im Tiefenwasser kam in den Jahren 1962 bis 1964 sowie 1972 bis 1978 und 1990/91 durch Faulschlammablagerung zum Ausdruck [1].

Aus den Kieselalgeschalen, die in den Sedimenten abgelagert wurden, wurde eine Artenverschiebung von Nährstoffarmut zeigenden *Cyclotella*-Arten zu Nährstoffreichtum zeigenden *Stephanodiscus*- und anderen Diatomeen-Arten bereits 1965 deutlich [2]. Auf dem Höhepunkt der Eutrophierung bildeten die Diatomeen, die früher nur im Frühjahr eine Blüte ausgebildet hatten, über das Jahr mehrere monospezifischen Blüten aus und wurden durch massive Blüten der Blaualge Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) begleitet [6], die erstmals in den 50er Jahren beobachtet wurde und damals erster Anlass zur Anlage der Ringkanalisation wurde [4].

1971 ging die neu errichtete Ringkanalisation in Betrieb, eine positive Auswirkung auf die Phosphorkonzentrationen oder die Primärproduktion wurde jedoch zunächst nicht sichtbar [2]. Erst ab Anfang der 80er Jahre wurde nach Ausrüstung der elf Klärwerke des Einzugsgebiets mit Phosphatfällung und nach Einführung der Phosphathöchstmengenverordnung eine Abnahme der Phosphorkonzentrationen im See erkennbar. Bis Mitte der 80er Jahre zeigten die P-Konzentrationen noch starke Schwankungen und lagen im

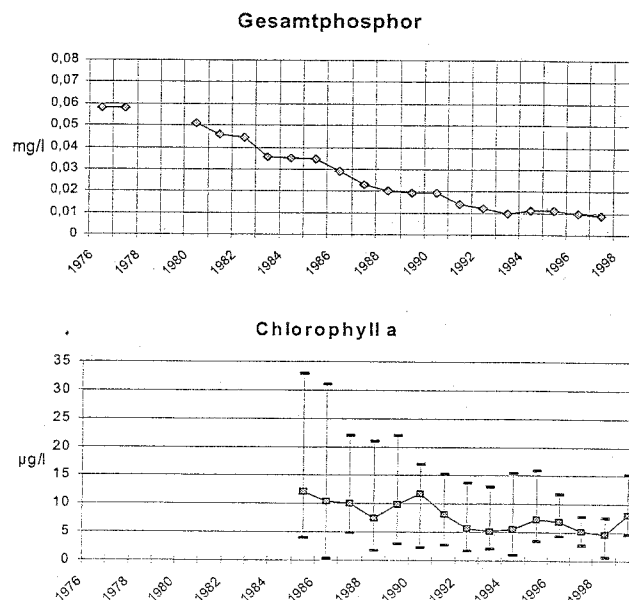


Abb. 4: Gesamtphosphor und Chlorophyll a im Ammersee; Ges.P nach [7]; Mittelwert 0 bis 80 m zur Frühjahrszirkulation, Chl a: Mittelwert, Minimum und Maximum der Vegetationsperiode 0 bis 10 m

Mittel bei etwa 0,025 bis 0,03 mg P/l. Inzwischen konnten die Phosphorkonzentrationen wieder auf unter 0,01 mg P/l gesenkt werden (Abb. 4). Seit etwa Anfang der 90er Jahre befindet sich der See in einer Stabilisierungsphase.

Die seit etwa Anfang der 80er Jahre verringerte Primärproduktion kommt in einer Aufhellung der Sedimente zum Ausdruck [1, 2], die auf verbesserte Sauerstoffbedingungen hinweist, wenn auch zunächst kaum eine Verringerung der Chlorophyllgehalte registriert wurde [7]. Erst ab etwa 1990 war ein deutlicher Trend zu Verringerung der Chlorophyllkonzentrationen zu messen. Insbesondere die zur Frühjahrszirkulation auftretenden Spitzen sind deutlich gedämpft und liegen jetzt meist unter 10 µg/l. Die Sichttiefe, die im Ammersee stark vom Gehalt an Schwebstoffen in der Ammer beeinflusst wird, zeigt eine weniger deutliche Verbesserung an.

Im Zuge der Reoligotrophierung haben sich großen Teils auch die im früheren nährstoffarmen Zustand vorherrschenden Kieselalgenarten wieder eingestellt, vermutlich der Grund für die effektivere Ausnutzung des Phosphors, die zunächst eine Verringerung der Primärproduktion verhinderte. Noch immer weist die Phytoplanktonentwicklung des Ammersees sowohl hinsichtlich der jahreszeitlichen Sukzession als auch der Biomasse von Jahr zu Jahr starke Unterschiede auf [6, 13].

Die Zooplanktonentwicklung des Ammersees wies wie das Phytoplankton in dieser Übergangsphase von Jahr zu Jahr kein einheitliches saisonales Muster auf, insgesamt waren jedoch im Verlauf der Reoligotrophierung ebenfalls deutliche Entwicklungstendenzen erkennbar. Die Biomasse der Crustaceen stieg zwischen 1985 und 1997 etwa auf das Doppelte an, die Biomasse der Rädertiere stieg sogar auf das vier- bis sechsfache. Damit ergab sich eine Verschiebung der relativen Abundanzen zum kleineren Zooplankton. Diese Verschiebung wird auf vermehrten Fraß der Renke (*Coregonus lavaretus*) zurückgeführt, die schon im Frühjahr eine Massenvermehrung von *Daphnia galeata*, der wichtigsten Cladocerenart, verhindert [12].

Die von Jahr zu Jahr sehr unterschiedliche saisonale Phyto- und Zooplanktonentwicklung zeigt, dass sich das Nahrungsnetz im Ammersee noch immer in einer Phase der Stabilisierung befindet [5, 6].

Die Sauerstoffkonzentrationen liegen heute im unteren Hypolimnion zum Ende des Sommers bei etwa 4 - 5 mg/l (Abb. 5). Die Sauerstoffsättigung des Tiefenwassers hat sich damit im Laufe der Nährstoffentlastung deutlich erhöht. Das metalimnische Sauerstoffminimum ist in den letzten Jahren ebenfalls weniger ausgeprägt.

Im Gegensatz zum Phosphor hat der anorganische Stickstoff in den letzten Jahren sogar noch leicht zugenommen (Abb. 7). Er liegt 1 – 1,2 mg N/l etwa doppelt so hoch wie im Chiemsee und im Starnberger See.

Benthos und Fische

Zum Benthos liegen keine Untersuchungen vor.

Die dominierende und auch wirtschaftlich wichtigste Fischart im Pelagial des Ammersees ist die zooplanktivore Renke (*Coregonus lavaretus*). Die Reoligotrophierung des Ammersees brachte wie auch an anderen Seen eine Verringerung des durchschnittlichen Fanggewichts der Renke mit sich, die Anlass zu heftigen Diskussionen gab [8, 9, 10, 15]. Das durchschnittliche Individuengewicht der Altersklasse 3+ verringerte sich relativ parallel zum Gesamtphosphorgehalt des Sees von etwa 600 g im Jahre 1981 auf nur 200 g im Jahre 1996. Dagegen stiegen die Gesamterträge, die sich in der Phase der Hocheutrophierung (70er Jahre) mit ca. 2 kg/ha auf sehr niedrigem Niveau bewegten, Mitte

der 80er Jahre mit sinkenden Phosphorgehalt auf bis zu 30 kg/ha an. Durch ungünstige Sauerstoffbedingungen im Metalimnion (zeitweilig unter 1 mg/l) brachen die Erträge Anfang der 90er Jahre wieder drastisch ein, erholen sich seitdem jedoch wieder. Gegenwärtig liegt die Dichte bei etwa 750 Individuen/ha.

Ufer- und Unterwasservegetation

Das Ufer des Ammersee war ursprünglich über weite Strecken von einem mehr oder weniger dichten Röhrichtgürtel bewachsen, der bis zu 2 m tief ins Wasser eindrang [8]. Bereits Mitte der 70er Jahre waren 60 % der Schilfbestandsflächen zerstört [17], heute ist nur noch an etwa 50 % des Ufers Röhricht vorhanden, ca. 90 % der Fläche sind zerstört. Lediglich vor dem Verlandungsmoor der Südspitze ist noch ein ausgedehnter Röhrichtgürtel vorhanden [8].

Große Teile des überwiegend kiesig-sandigen Seeufers sind bebaut. Am Westufer werden nur etwa 20 % des Ufers nicht direkt durch Bebauung oder Freizeiteinrichtungen (Badestellen, Bootshäfen etc.) beeinträchtigt. Das Nordufer mit dem Abfluss, der Amper, wird durch ein Niedermoor gebildet, das jedoch durch Grundwasserabsenkung bedroht ist. Das Gebiet des Abflusses ist als NSG „Ampermoos“ ausgewiesen, der Erholungsbetrieb in diesem Bereich ist jedoch erheblich. Am Ostufer gibt es zwei unbebaute Bereiche, in denen jedoch die Restbestände des Röhrichts durch Stege und Slipanlagen zerstückelt sind. Die verlandete Südspitze bildet das NSG „Vogelfreistätte Ammersee Südspitze“ [8].

Die Unterwasservegetation wurde 1986 nach der Methode von Melzer kartiert, bei der bestimmten Wasserpflanzen ein Trophiezeigerwert zugeordnet wird. 36 Arten von Unterwasserpflanzen wurden gefunden. Nährstoffbelastung anzeigende Pflanzen wurden vor allem im Bereich des Zustroms der Ammer sowie am Westufer gefunden [11]. Diese Untersuchungen wurden im Jahre 2000 wiederholt. Die Ergebnisse zeigen erhebliche Verbesserungen der trophischen Verhältnisse im Uferbereich, vor allem am Ost- und Nordufer, an. Die Bereiche von Zuläufen sowie verschiedene Bereiche am Westufer sind weiterhin stärker belastet [18].

Sediment

Die Sedimente des Ammersees sind anorganisch geprägt, zum einen durch den Eintrag von anorganischen Schwebstoffen durch die Ammer, der in der Nähe des Einstroms den größten Teil des Sediments bildet, zum anderen durch die Ablagerung des biogen ausgefällten Calcits. Im Jahresmittel werden 15.000 m³ Geschiebe und ca. 67.000 m³ Schwebstoffe von der Ammer eingetragen [4].

Nutzung und Maßnahmen

Die Schönheit der Umgebung des Ammersees und sein ursprünglich klares Wasser machten ihn zu einem attraktiven Urlaubziel von überregionaler Bedeutung. Durch seine Nähe zu München und Augsburg ist der Ammersee zusätzlich einem großen Andrang Erholungssuchender ausgesetzt. Die Anlage von Campingplätzen, Segelhäfen und anderen Freizeitanlagen fand überwiegend am Westufer statt. Das Ostufer ist bis auf wenige Bereiche für die Öffentlichkeit gesperrt. Die Südspitze ist Naturschutzgebiet. Der Ammersee und seine Umgebung sind seit 1976 "Feuchtgebiet internationaler Bedeutung" nach RAMSAR-Konvention [14]. Neben der privaten Sportbootschiffahrt gibt es eine Anzahl staatlich betriebener Ausflugsdampfer. In einem Ufernutzungskonzept des bayerischen Amtes für Naturschutz wurden Empfehlungen zum Uferschutz erarbeitet [8].

Die Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge umfassten den Bau der Ringkanalisation mit Kläranlage für das unmittelbare Umland, die 1971 in Betrieb ging, den Ausbau bzw. Neubau von Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ammer mit einer Gesamtausbaugröße von ca. 86.000 EW (Stand 1996) sowie schließlich die Einrichtung von Phosphoreliminationsanlagen an allen elf Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ammer [7].

Zusammenfassung und Bewertung

Der Ammersee, ein potenziell oligotropher See, war in den 60er Jahren stark eutrophiert. Durch umfangreiche Abwasser-Sanierungsmaßnahmen sowie die Einführung der Phosphathöchstmengenvorgabe wurde er in den 80er Jahre entlastet. Auf Grund seiner geringen Austauschzeit verringerte sich der Gesamtposphorgehalt im See sehr schnell. Es war, ähnlich wie in anderen Seen, zunächst jedoch kaum eine Verringerung der Phytoplanktonbiomasse oder der Chlorophyllkonzentrationen zu beobachten, da der vorhandene Phosphor durch eine Umstrukturierung der Algenzönose effektiver ausgenutzt wurde. Erst seit ungefähr Anfang der 90er Jahre war bei weiterer Verringerung der Gesamtposphorkonzentrationen ein Rückgang der Phytoplanktonbiomasse zu beobachten. Derzeit scheint der See sich noch in einer Stabilisierungsphase zu befinden, die Schwankungen einzelner Parameter von Jahr zu Jahr sind relativ groß und werden leicht von externen Faktoren (Wetter, Zuflussregime) beeinflusst.

Der Ammersee wird jetzt wieder als mesotroph eingestuft, der ursprünglich oligotrophe Zustand wird sich jedoch schon allein auf Grund der Nährstoffbelastung aus der Luft nicht wieder herstellen lassen [16]. Die Ufer des Ammersees sind in weiten Bereichen stark beeinträchtigt, dem Uferschutzkonzept bleibt wenig Spielraum.

Literatur

- [1] ALEFS, J. & J. MÜLLER (1998): Jahreschichten in den Sedimenten des Ammersees – ein ideales Archiv zur jahresgenauen Rekonstruktion von Eutrophierung und Reoligotrophierung. - Vortrag der 53. Fachtagung des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: See – Gewässerschutz, Nutzungen und Zielkonflikte, Juli 1998
- [2] ALEFS, J., J. MÜLLER & B. LENHART (1996): Die jährliche Änderung der Diatomeenvergesellschaftung seit 1958 in einem warvendatierten Sedimentkern aus dem Ammersee (Oberbayern). – Limnologica 26(1): 39-48
- [3] ALEFS, J., J. MÜLLER UND S. WUNSAM (1996): Die Rekonstruktion der epilimnischen Phosphorkonzentrationen im Ammersee seit 1958. – Wasser Abwasser 137 Nr. 8: 443-447
- [4] LAWÄ (1985): Seen in der Bundesrepublik Deutschland, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, München 1985, S. 39 - 40
- [5] LENHART, B. (1993): Limnologische Studien am Ammersee. – Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 2: 1-105, München
- [6] LENHART, B. (1998): Langfristige Entwicklung (Eutrophierung und Reoligotrophierung) am Ammersee. – Vortrag der 53. Fachtagung des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: See – Gewässerschutz, Nutzungen und Zielkonflikte, Juli 1998
- [7] LENHART, B. (1998): Eutrophierung und Reoligotrophierung eines großen Alpenvorlandsees – Langzeitentwicklung im Ammersee. - Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limno-

- logie und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL) 1998 Klagenfurt, S. 209-213
- [8] LUTZ, G. (1998): Seeuferuntersuchung Bayern für den Ammersee. - Vortrag der 53. Fachtagung des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: See – Gewässerschutz, Nutzungen und Zielkonflikte, Juli 1998
 - [9] MAYR, CH. (1998) Die Nahrung, Verteilung und Fischdichte der Renken im Ammersee im Vergleich zu Kochelsee, Walchensee und Chiemsee. - Vortrag der 53. Fachtagung des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: See – Gewässerschutz, Nutzungen und Zielkonflikte, Juli 1998
 - [10] MAYR, CH. (1998): Umstellung des seeinternen Stoffhaushaltes bayerischer Voralpenseen im Zuge der Reoligotrophierung und Auswirkung auf das Nahrungsnetz V Planktivore Fische.- Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL)1998 Klagenfurt, S. 199-203
 - [11] MELZER, A., R. HARLACHER, K. HELD UND E. VOGT (1988): Die Makrophytenvegetation des Ammer-, Wörth- und Pilsensees sowie des Weißlinger Sees. – Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1: 1-266, München
 - [12] MORSCHIED, HARALD. (1998): Umstellung des seeinternen Stoffhaushaltes bayerischer Voralpenseen im Zuge der Reoligotrophierung und Auswirkung auf das Nahrungsnetz IV Zooplankton.- Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL)1998 Klagenfurt, S. 199-203
 - [13] MORSCHIED, HEIKE. (1998): Umstellung des seeinternen Stoffhaushaltes bayerischer Voralpenseen im Zuge der Reoligotrophierung und Auswirkung auf das Nahrungsnetz III Phytoplankton.- Tagungsbericht der Deutschen Gesellschaft für Limnologie und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL)1998 Klagenfurt, S. 199-203
 - [14] NIEDERSICHLER, CH. (1998): RAMSAR-Schutzgebiet Ammersee: Aktuelle Entwicklungen. – Vortrag der 53. Fachtagung des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: See – Gewässerschutz, Nutzungen und Zielkonflikte, Juli 1998
 - [15] WISSMATH, P. (1998): Die Entwicklung der Renkenbestände im Ammersee und die Auswirkungen auf die fischereiliche Bewirtschaftung. - Vortrag der 53. Fachtagung des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft: See – Gewässerschutz, Nutzungen und Zielkonflikte, Juli 1998
 - [16] SCHAUMBURG, J. (1996) Seen in Bayern – Limnologische Entwicklung von 1980 – 1994.- Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft Heft 1/96: 21-28, München
 - [17] STEINBERG, CHR. (1977): Die Bedeutung des Röhrichts an Gewässern. – Garten Landschaft 1977/8: 498-503
 - [18] HARLACHER, R., BLECKMANN, F. & J. SCHAUMBURG (2003): Seelitorale in Bayern: Ammersee. Makrophyten-Kartierungen 1986 und 2000 im Vergleich. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Materialien

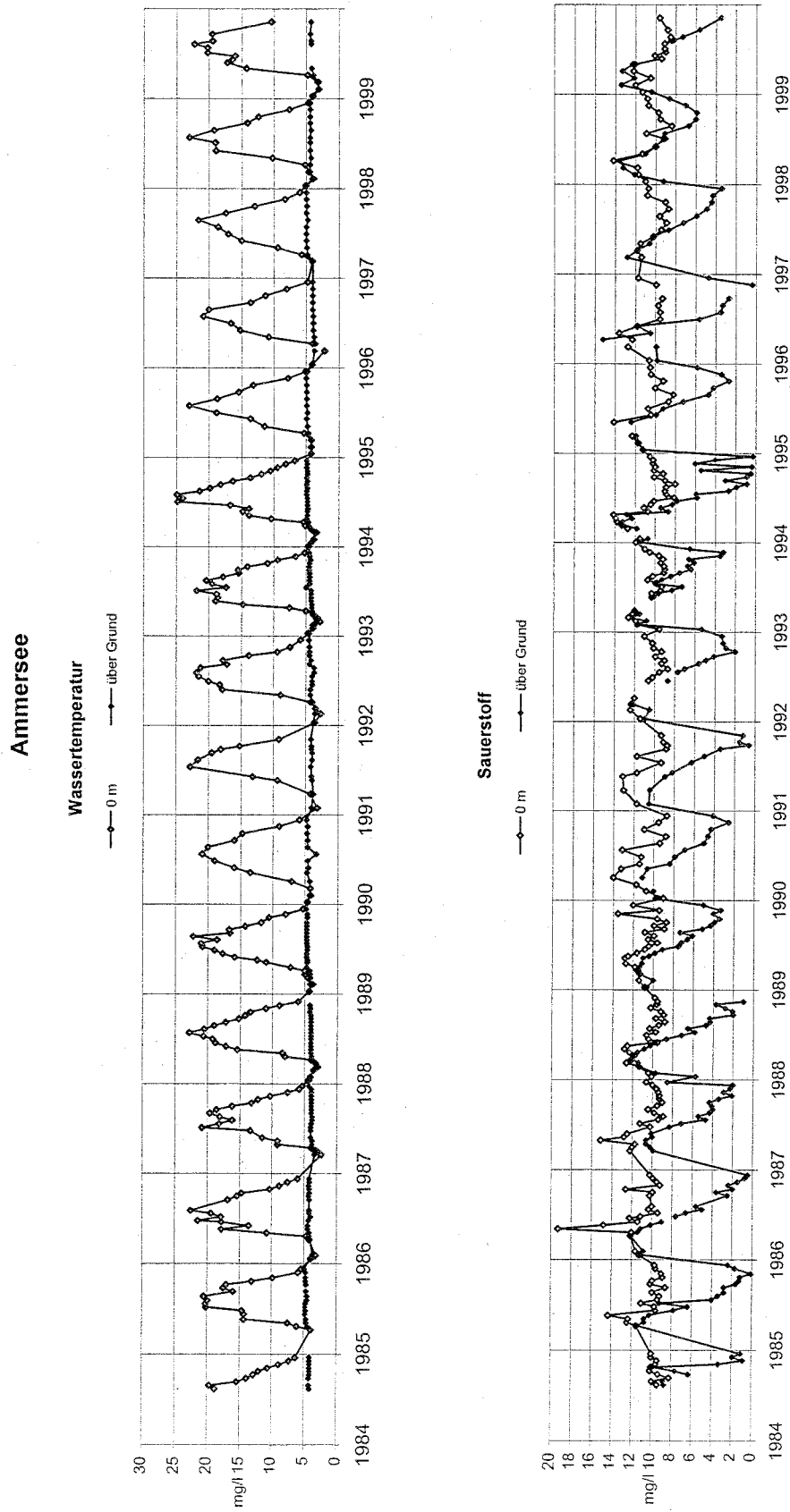


Abb. 5: Temperatur und Sauerstoff im Oberflächenwasser des Ammersees sowie einen Meter über Grund 1984 bis 2000

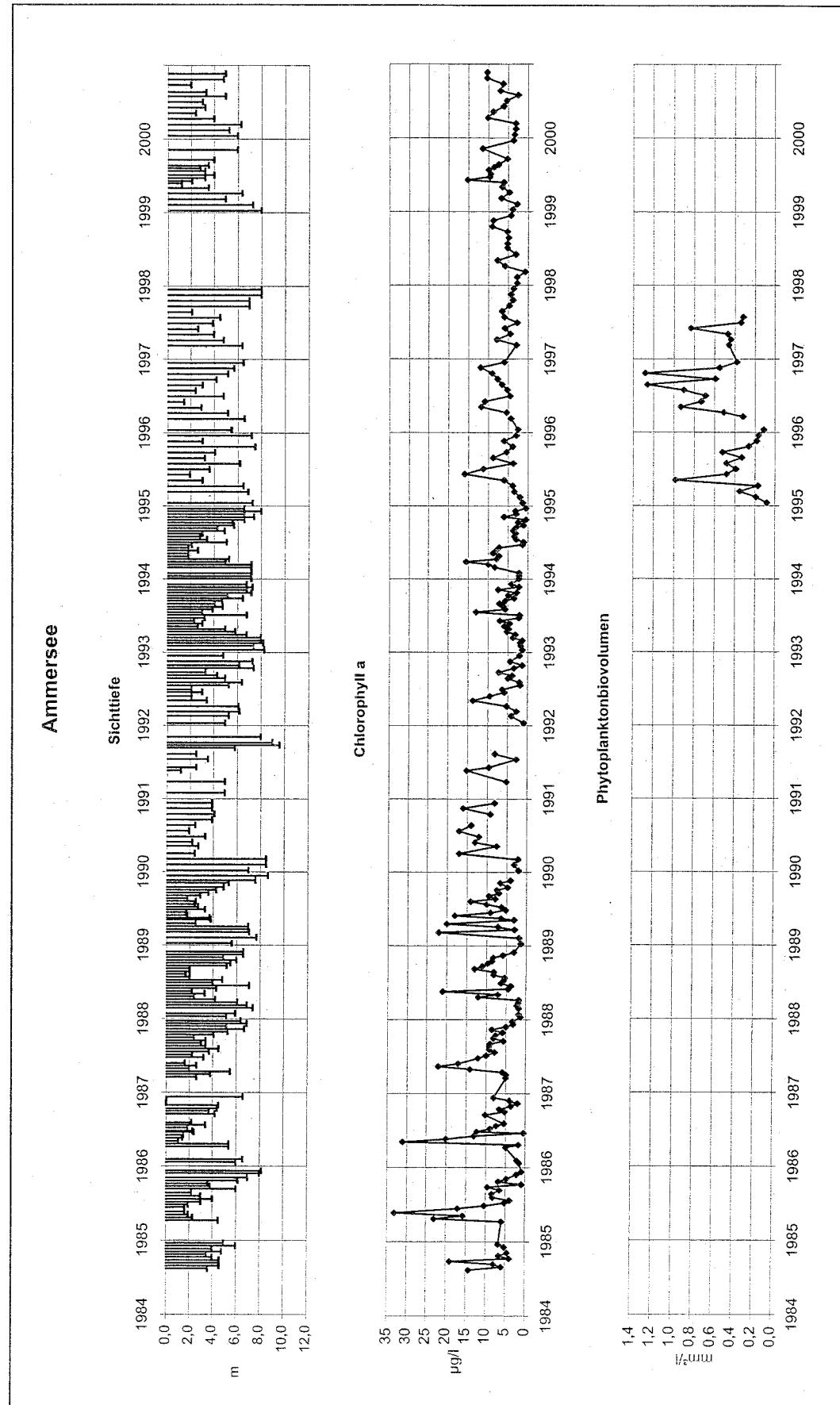


Abb. 6: Sichttiefe sowie Chlorophyll und Phytoplanktonvolumen im Epilimnion des Ammersees 1984 bis 2000

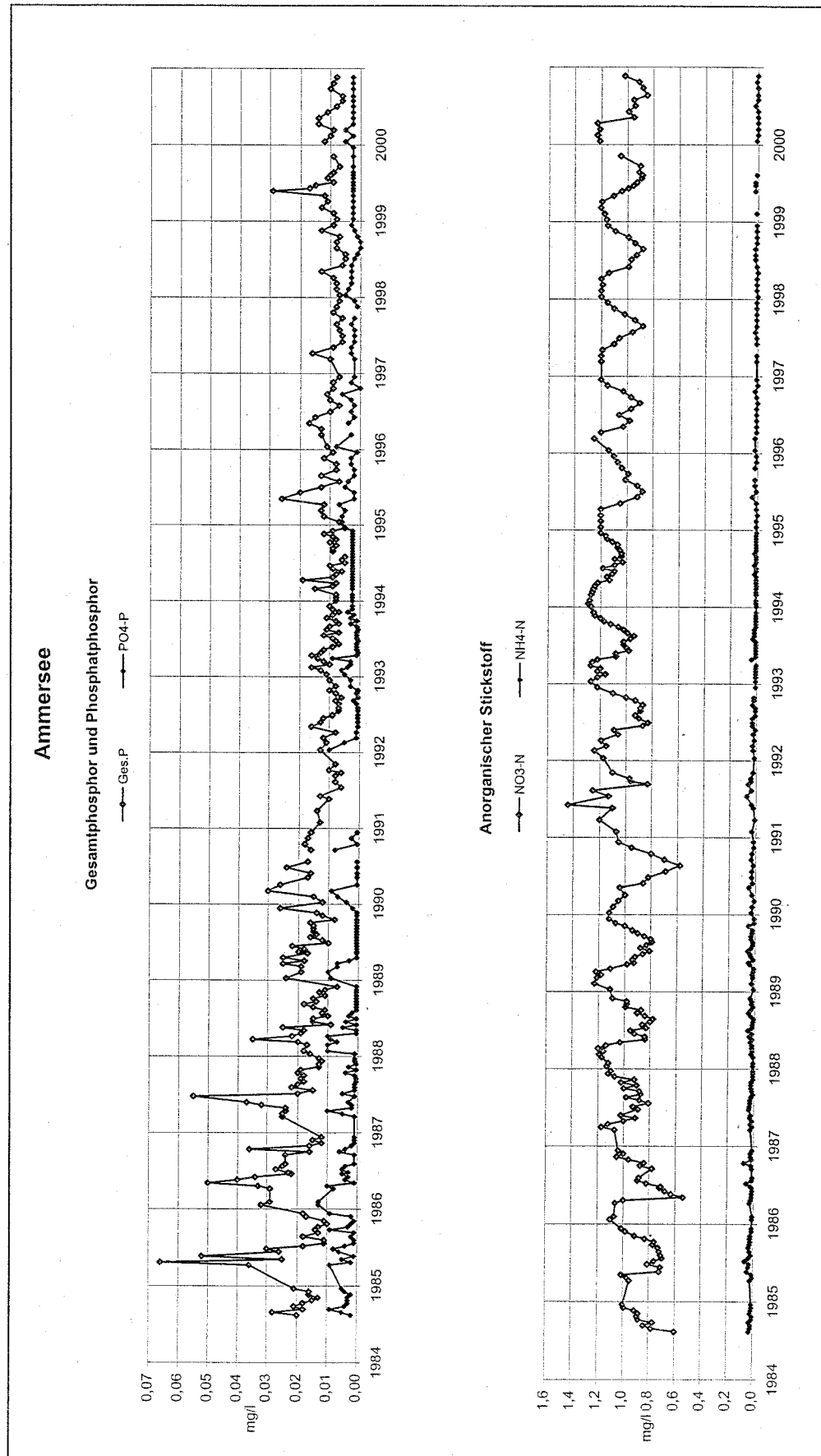


Abb. 7: Phosphor und anorganischer Stickstoff im Epilimnion des Ammersees 1984 bis 2000

4.1.2. Bodensee

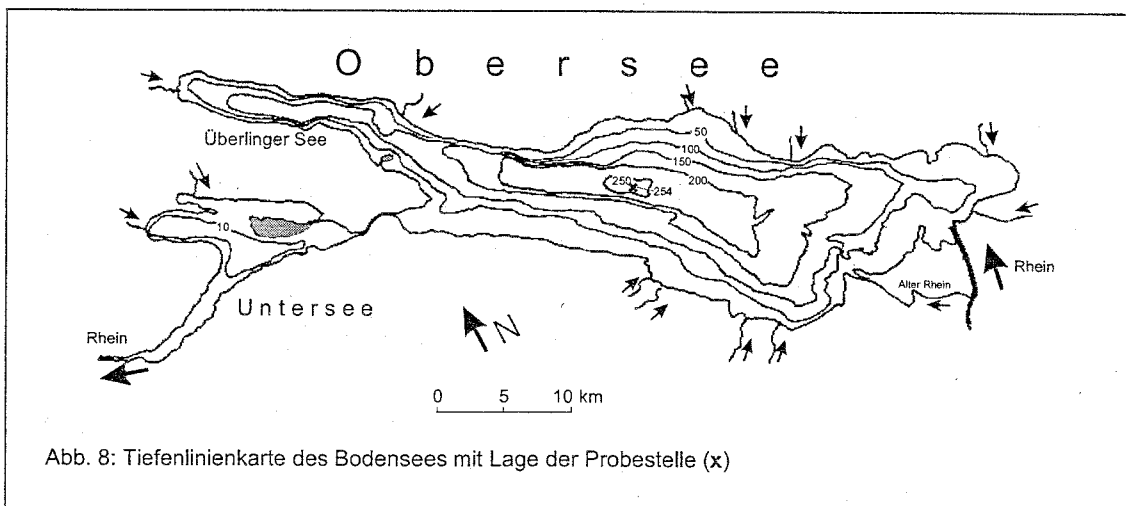
Entstehung und Bedeutung

Der im Dreiländereck Österreich, Schweiz, Deutschland gelegene Bodensee ist der größte See Deutschlands und der drittgrößte Mitteleuropas. Der im nördlichen Alpenvorland gelegene See entstand in einem durch tektonische Verwerfungen im späten Tertiär vorgeformten Becken, das während der letzten Eiszeiten im Quartär glazial überformt wurde [31].

Der Bodensee, an dem bereits 1919 die „Anstalt für Bodenseeforschung“ der Stadt Konstanz und 1920 das "Eugen-Kaufmann-Institut" gegründet wurde (beide heute „Institut für Seenforschung“), gehört zu den bestuntersuchten Gewässern in Deutschland.

Die Mitte der 50er Jahre einsetzende rasante Eutrophierung des kalkreichen, potenziell oligotrophen Bodensees konnte durch gemeinschaftliche Bemühungen der Anrainerstaaten Österreich, Schweiz und Deutschland in der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) gestoppt und teilweise umgekehrt werden. Die Nährstoffkonzentrationen bewegen sich heute wieder in einem Bereich wie etwa 1960.

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Der Bodensee erstreckt sich etwa 64 km in nord-westlich-südöstlicher Richtung. Das Becken teilt sich in das große Becken des Obersees, zu dem auch der Überlinger See gerechnet wird, mit einer maximalen Tiefe von 254 m und das kleinere flachere Becken des Untersees (Maximaltiefe 46 m), das durch den Seerhein vom Obersee abgetrennt ist. Im Uferbereich des Obersees liegen zwei größere Inseln, die 41 ha große Insel Lindau und die 44 ha große Insel Mainau. Der Obersee macht etwa 88 % der Gesamtfläche und 98 % des Volumens aus [4]. Die vorliegende Beschreibung bezieht sich, wenn nicht anders erwähnt, auf den Obersee.

Daten zur Morphometrie und Schichtungsverhalten des Bodensees

Höhe m über NN	395,5 mÜNN
Seefläche	571,5 km ²
Seevolumen	48.522*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	254 m
mittlere Tiefe	95 m
Uferlänge	273,0 km
Uferentwicklung**	2,26
Mixistyp	monomiktisch
Schichtungsdauer	April bis Feb. (März)
Epilimniontiefe*	12 - 15 m

* Mitte des Metalimnions, Sommermittelwert

** Verhältnis des Seeeumfangs zum Umfang eines flächengleichen Kreises

Die Temperaturschichtung dauert am Bodensee etwa von April bis Februar. Durch die Lage der Längsachse in Hauptwindrichtung kann das Schichtungsverhalten, in Abhängigkeit vom Wetter, von Jahr zu Jahr unterschiedlich sein. Ein Zufrieren des Bodensees ist äußerst selten. Das Epilimnion ist im Sommermittel etwa 15 bis 20 m mächtig, d.h. das Hypolimnion nimmt einen sehr großen Teil des Seevolumens ein. Nach milden Wintern wird der Bodensee in manchen Frühjahren nicht vollständig bis zum Grund durchmischt. [4].

Die Ufer des Bodensees besitzen durch den örtlichen Wechsel von Sedimentation und Erosion eine Uferbank, d.h. eine der steil abfallenden "Halde" vorgelagerte flache, bis zu 10 m tiefe Uferzone, die im Winter bei Niedrigwasser teilweise trocken fällt. Die Breite dieser Zone ist in den einzelnen See- teilen sehr unterschiedlich; im flacheren Untersee macht diese makrophytenreiche Uferbank etwa 60 % der Seefläche aus. Insgesamt wird etwa 18 % der Seefläche (oder 10 % des Seevolumens) von dieser Litoralzone eingenommen [26].

Hydrologie und Einzugsgebiet

Der wichtigste Zufluss ist der Alpenrhein, der mehr als zwei Drittel des Zustroms ausmacht. 90 % der gesamten Wassermenge kommt aus den schweizerischen und den österreichischen Alpen [7]. Durch das alpin bestimmte Abflussregime mit vergleichsweise geringen Abflüssen im Winter und maximalen Abflüssen zur Schneeschmelze sind die Seespiegelschwankungen des Bodensees erheblich. Sie liegen im Mittel bei 1,5 m, können in extremen Jahren aber über 3 m betragen [24].

Der in den östlichen Teil des Sees einmündende Rhein schichtet sich größtenteils unterhalb des Metalimnions bzw. (bei Hochwasser) im grundnahen Tiefenwasser ein und durchfließt das Seebecken zeitweise als relativ geschlossener Strom [12]. Er verlässt den Bodensee über den südlichen Untersee.

Hydrologie und Einzugsgebiet des Bodensees

Fläche des Einzugsgebiets	11.477 km ²
Umgebungsarealfaktor*	22,0
Theoretische Austauschzeit	4,2 Jahre
MHW – MNW [4]	1,5 m
Einwohnerdichte im EG	122/km ²
Anteil Wald	27,1 %
Anteil Grünland	38,2 %
Anteil Acker	5,5 %
Anteil urbanisierte Fläche	5,7 %
Anteil Wasserfläche	5,1 %
Anteil sonst.	18,5 %

* Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Der Bodensee ist hinsichtlich Hydrologie und Wasser- sowie Sedimentchemie, Besiedlung von Freiwasser, Ufer und Benthal sowie Nährstofffrachten detailliert untersucht. Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Bodensees in spät- und postglazialer Zeit wurden durch paläolimnologische Untersuchungen rekonstruiert [30 - 34], auf die hier nur kurz eingegangen werden kann.

Bereits in den vor 4.500 Jahren, in der Jungsteinzeit, abgelagerten Sedimenten lässt sich eine Eutrophierung des Bodensee durch Erosion im Einzugsgebiet ablesen. Derartige frühzeitige Eutrophierungsprozesse sind auch aus paläolimnologischen Untersuchungen an anderen Seen bekannt und wurden dort auf Waldrodungen durch Steinzeitmenschen zurückgeführt.

In den 20er Jahren des 20. Jahrhunderts konnte der Bodensee noch immer als oligotroph gelten. In dieser Zeit betrug die Biomasse des Phytoplanktons nur etwa 1 – 5 % der Biomasse, die Mitte der 90er Jahre gebildet wurde. Bereits um 1900 traten erste Veränderungen der Artenzusammensetzung, eine Erhöhung der Zellzahlen sowie eine Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushalts auf [32]. 1950 betrugen die Gesamtphosphorkonzentrationen 0,004 bis 0,006 mg P/l. Eine weitere Beschleunigung der Eutrophierung durch vermehrte Einleitung von Abwasser setzte in den 50er Jahren ein. Wie im Ammersee und Starnberger See wurde die vorher dominante Kieselalge *Cyclotella* von *Stephanodiscus* verdrängt

[17], und die rasante Steigerung der Primärproduktion kam in einer stark erhöhten Calcitablagerungsrate zum Ausdruck [32]. Anfang der 60er Jahre lagen die Gesamtphosphorgehalte bereits bei 0,015 mg P/l. Die erste ausgeprägte Frühjahrsblüte der Algen wurde 1967 beobachtet [15, 16].

Der Höhepunkt der Eutrophierung lag etwa zwischen 1970 und 1980, die maximale Phosphorkonzentration wurde 1979 mit 0,087 mg P/l erreicht, die Flächenbelastung mit Phosphor lag bei 6,2 g P pro m² Seefläche und Jahr [11,13].

Die Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser des Bodensees sind außer durch die Primärproduktion auch durch die klimatischen und hydrologischen Bedingungen der jeweiligen Jahre bestimmt. Einerseits durchmischt sich nach milden Wintern der See nur unvollständig, so dass der Sauerstoffvorrat nicht wieder vollständig aufgefüllt wird [29], andererseits schichtet sich bei Hochwasser das sauerstoffhaltige Rheinwasser sedimentnah ein und entlastet so den Sauerstoffhaushalt [12]. In der Eutrophierungsphase und auch noch Jahre nach Rückgang der Phosphorkonzentrationen sanken die Sauerstoffkonzentrationen im Tiefenwasser (1 m über Grund) in ungünstigen Jahren deutlich unter 3 mg/l. Ende der 80er Jahre sanken die Sauerstoffwerte im sedimentnahen Hypolimnion des Obersees soweit ab, dass eine Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment stattfand [5, 6, 11]. Insgesamt wird jedoch vermutet, dass auch während der Hocheutrophierung keine dauerhafte Phosphorfreisetzung stattgefunden hat [2]. Im Untersee war auf dem Höhepunkt der Eutrophierung der Sauerstoffhaushalt so angespannt, dass bereits Schwefelwasserstoff im Hypolimnion auftrat [18].

In diesem Zeitraum traten im Obersee neben Kieselalgen und Cryptophyceen, die jetzt oft mehrere Maxima im Jahresverlauf ausbildeten, auch kockale Grünalgen und Blaualgen (*Anabaena*, *Aphanizomenon flos-aquae*) in größerer Menge auf. Insgesamt hat sich jedoch im Laufe der Eutrophierung (und Reoligotrophierung) der Anteil der einzelnen Großgruppen am Phytoplanktonvolumen relativ wenig verändert [16, 17].

Stoffhaushalt und Biologie im Bodensee

potenzielle Trophie nach LAWA	oligotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	
Alkalinität*	2,5 mmol/l
Nährstofffracht 1978/79	6,2 g P/(m ² *a)
Nährstofffracht 1996/97	2,7 g P/(m ² *a)
MW Sichttiefe 1996 - 2000*	6,1 m
MW Chlorophyll 1996 – 2000**	4,3 µg/l
MW Ges. P 1996 – 2000*	0,018 mg/l
MW anorg. N 1996 - 2000*	0,98 mg/l
Sedimentcharakteristik	überw. anorg.
untere Makrophytengrenze	11 m
Phytoplanktoncharakter	Diatomeen
Zooplanktoncharakter	So: Cladoceren Wi: Copepoden

*Frühjahrszirkulation

** Mittelwert der Vegetationsperiode

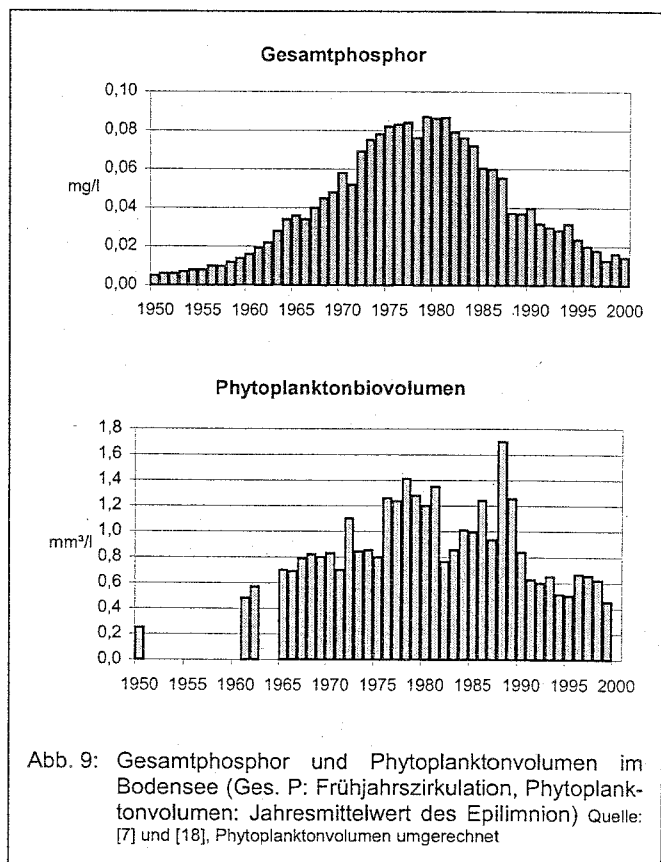
Durch intensive Anstrengungen im Bereich Abwasserbehandlung (s.u.) wurde seit Ende der 70er Jahre eine kontinuierliche Abnahme der Gesamtposphorkonzentrationen erreicht (Abb. 9). Die Phosphorkonzentrationen liegen heute bei etwa 0,015 mg P/l, die jährlichen Frachten wurden für 1997 auf 2,7 g P/m² geschätzt [13].

Das Phytoplankton reagierte jedoch nicht sofort mit einer Verringerung der Biomasse [3]. Vielmehr wurden vier Phasen der Umstellung der Phytoplanktonzönose beobachtet [17]: in der ersten Phase blieben Artzusammensetzung, Biomasse und jahreszeitliche Verteilung gleich, die Nährstoffe wurden jedoch effektiver ausgenutzt. In der zweiten Phase veränderte sich die jahreszeitliche Verteilung mit verringerter Biomasse im Sommer aber gleich bleibender mittlerer Biomasse und Artzusammensetzung. Seit Mitte der 80er Jahre wurde dann eine Verschiebung im Artenspektrum der dominanten Diatomeen beobachtet. Erst Anfang der 90er Jahre war schließlich eine Abnahme der Gesamtphytoplankton-Biomasse festzustellen, die zum Höhepunkt der Eutrophierung bei 34 g/m² Seefläche bzw. 1,7 mm³/l lag und sich heute um etwa 10 g/m² im Jahresmittel bewegt (Abb. 9). Insgesamt zeigte das Phytoplanktonwachstum in der anfänglichen Phase der Reoligotrophierung starke Schwankungen.

Im Zooplankton dominieren Daphnien (überwiegend *Daphnia hyalina*) sowie Cyclopiden (*Mesocyclops* sp., *Cyclops abyssorum* und *C. vicinus*), wobei die Daphnien im Frühsommer ein Klarwasserstadium hervorrufen und im Sommer vorherrschen, während die Copepoden im Winter die Hauptkonsumenten darstellen [28]. Überwiegend der Fraß durch Zooplankton ist dafür verantwortlich, dass der Phosphor weitgehend schon im Epilimnion rezirkuliert wird [2]. Vor der Eutrophierungsphase war die Daphnien-dominanz weniger ausgeprägt. Biomasse und Individuendichte, die in der Eutrophierungsphase stark zugenommen hatten, nehmen seit etwa 1991 kontinuierlich wieder ab. (z.B. die der Daphnien von im Mittel etwa 250.000 auf 60.000 Individuen/m² Seefläche) [28].

Der Sauerstoffhaushalt im Bodensee-Obersee hat sich inzwischen deutlich erholt (Abb. 10). Auf Grund der Zunahme milder Winter könnten jedoch noch immer kritische Situationen auftreten [8]. Auch der Sauerstoffhaushalt des Untersees hat sich deutlich verbessert, es treten jedoch gegen Ende der Sommerstagnation im Tiefenwasser noch immer Konzentrationen unter 1 mg/l auf.

Die Stickstoffkonzentrationen spielen im Bodensee für die Eutrophierung eine untergeordnete Rolle, können aber die Artzusammensetzung der Primärproduzenten beeinflussen. Ein deutlicher Anstieg der Konzentrationen von anorganischem Stickstoff, der im Bodensee überwiegend als Nitrat vorliegt, wurde erst ab 1962, also deutlich später als der Phosphoranstieg, beobachtet. Die Stickstoffkonzen-



trationen erreichten ihren Höhepunkt Mitte der 90er Jahre und sind bis heute kaum rückläufig (ca. 1 mg N/l). Die verringerten Abbauprozesse im Epilimnion kommen in verringerten Ammoniumkonzentrationen zum Ausdruck (Abb. 12).

Die Bemühungen zur Reduzierung der P-Fracht konzentrieren sich jetzt auf die Verringerung diffuser Quellen aus der Landwirtschaft, deren prozentualer Anteil an der Gesamtfracht sich beim Phosphor auf 88 %, beim Stickstoff auf 80 % erhöht hat. [13].

Benthos und Fische

Die Fischfauna des Bodensees ist mit über 30 Arten sehr reichhaltig. Es dominieren Coregonen und Barsche. Wirtschaftlich am bedeutendsten sind die Blaufelchen (*Coregonus lavaretus*), die durch Besatz und intensive Befischung bewirtschaftet werden. Einige Arten, z.B. Kilch (*Coregonus pidschian*), Groppe (*Cottus gobio*) und Elritze (*Phoxinus phoxinus*), sind während der Eutrophierungsphase verschwunden, andere, wie die Plötze (*Rutilus rutilus*) sind seit Beginn der 80er Jahre stark dezimiert [1].

Durch die zu verschiedenen Zeiten unterschiedliche Bewirtschaftung (Intensität der Befischung, Besatz) ist die Auswirkung der Reoligotrophierung auf die Fischpopulationen, insbesondere der zooplanktonfressenden Blaufelchen, schwer einzuschätzen. Ähnlich wie im Ammersee wurde aber im Laufe der Reoligotrophierung ein verlangsamtes Wachstum der Blaufelchen beobachtet. Neben erhöhten Bestandsdichten wird die Abnahme der Zooplanktonproduktion verantwortlich gemacht [1]. Darüber hinaus hat bei litoralabhängigen Fischarten die Veränderung der submersen Makrophytenstruktur vermutlich einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Fischfauna [23].

Im Benthos des Profundals dominieren Tubifiziden (vor allem *Tubifex tubifex*), die den Grund des Bodensees flächendeckend besiedeln [10]. Die maximalen Besiedlungsdichten (17.000 Ind./m²) liegen bei 70 m. Durch die Reoligotrophierung fand teilweise eine Verringerung der Individuendichten statt [26]. Im Bereich der Uferbank kommt seit 1968 die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) stellenweise gehäuft vor [18].

Ufer- und Unterwasservegetation

Durch die Ausbildung der Uferbank, einer Abflachung der Seeufer oberhalb von etwa 10 m Wassertiefe, nimmt die Uferzone in einigen Bereichen einen erheblichen Teil der Gesamtfläche des Sees ein. Wegen der jährlichen Seespiegelschwankungen fällt ein Teil dieser Zone zeitweilig trocken und ist daher durch besonders intensive Auf- und Abbauprozesse gekennzeichnet. Die ausgedehnte submerse Vegetation bietet gute Laich- und Aufwuchsbedingungen für Fische [23, 26].

Die Röhrichtvegetation ist zum einen geprägt durch die starken Seespiegelschwankungen, zum anderen durch die intensive Nutzung und Verbauung der Ufer. Die Seespiegelschwankungen betragen im Mittel bis 1,5 m pro Jahr, können bei Extremhochwässern aber über 3 m betragen. Extreme Hochwässer, die am Bodensee meist erst im Frühsommer eintreten, schädigen die Röhrichtbestände. So wurde am Untersee nach dem Hochwasser von 1965 ein Schilfrückgang um 23 % registriert, ein Flächenverlust, der trotz Wiederausdehnung Ende der 80er und Anfang der 90er Jahre noch nicht wieder ausgeglichen ist. Auch nach dem Hochwasser 1999 wurden streckenweise gravierende Schäden beobachtet [24].

Seit den 60er Jahren wurde zusätzlich unabhängig von Hochwasserereignissen ein stellenweise drastischer Rückgang der Schilfbestände beobachtet [19, 20]. Eine Kombination aus Eutrophierung und

mechanischer Belastung wird als Hauptursache angesehen. In diesem Bereich wurden aufwändige Anstrengungen zum Röhrichschutz unternommen. Mit Hilfe von Wellenschutzbarrieren und Neuanpflanzungen, die mehrere Millionen DM kosteten, konnte in einigen Uferbereichen der Schilfrückgang gestoppt werden [14].

Auch bei der submersen Flora des Bodensees wurden zu Beginn der 60er Jahre umfangreiche Veränderungen festgestellt und mit der fortschreitenden Eutrophierung in Zusammenhang gebracht [9]. Bereits 1967 wurden daher die Makrophyten der gesamten Litoralzone kartiert. 1978 und 1993 wurden weitere seeumfassende Kartierungen durchgeführt. Die Veränderungen des trophischen Zustands des Bodensees sind an Hand der Veränderungen der Vegetation gut zu verfolgen.

1967 hatte sich die untere Makrophytengrenze bereits auf 7 m nach oben verlagert. Der Makrophytenindex nach Melzer zeigte für viele Uferbereiche bereits eine starke Eutrophierung an, insbesondere südlich der Insel Reichenau sowie am Überlinger See vor Friedrichshafen.

1978, auf dem Höhepunkt der Eutrophierung, war eine deutliche Verschiebung des Artenspektrums zu beobachten. Nährstoffliebende Arten hatten sich ausgebreitet. Zwei Arten, der Teichfaden (*Zannichellia palustris*) und das Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*), hatten alle anderen Arten zurückgedrängt, einige Arten waren völlig verschwunden (*P. gramineus*, *P. zizii*, *Groenlandia densa*, *Chara aspera*, *Ch. tomentosa*).

1993, in der Phase der Reoligotrophierung, breiteten sich viele der vorher verschwundenen oder zurückgedrängten Arten wieder aus, so dass die Vegetationsverhältnisse von 1967 annähernd wieder hergestellt waren. Einen Unterschied stellt allerdings die z.T. starke Ausbreitung nitrophiler Arten wie *P. friesii*, *P. panormitanus* dar, die auf die nach wie vor hohen Stickstoffgehalte im Bodensee zurückzuführen ist. Die untere Makrophytengrenze hat sich inzwischen wieder auf 12 m erhöht. Der Makrophytenindex zeigt in vielen Bereichen, insbesondere am Untersee, eine geringere Trophie als 1967.

Die Ufer sind streckenweise, insbesondere an den befestigten Bereichen, stark von Erosion betroffen. Die Verbauung ist am Obersee erheblich. Etwa 40 % der Ufer sind stark verbaut (Ufermauern etc.), 35 % sind noch mäßig verbaut. Am Untersee dagegen können noch 75 % des Ufers als natürlich gelten.

Sediment

Die Sedimente des Obersees bestehen im östlichen und mittleren Seebecken größtenteils aus anorganischem Material, das durch den Alpenrhein eingetragen wird. Die Korngröße des abgelagerten Materials nimmt von Osten nach Westen ab, der Gehalt an organischem Kohlenstoff liegt bei nur 1 bis 4 %. Einen großen Bestandteil macht das biogen ausgefällte Calcit aus. In den westlichen Seebereichen sind die Sedimente eher durch seeinterne Prozesse geprägt [10, 32]. Etwa 30 bis 50 % des sedimentierten Phosphors gelangt durch Diffusion wieder ins Wasser, nachdem er in den anaeroben tieferen Sedimentschichten rückgelöst wurde [2].

Die Sedimente des flacheren Untersees sind größtenteils schlammig, der Gehalt an organischem Kohlenstoff ist deutlich höher. Die Sedimente im Bereich der Uferbank und der Seehalde enthalten hohe Anteile Seekreide, die bei der biogenen Entkalkung durch submerse Makrophyten ausgefällt wurde [9, 32].

Nutzungen und Maßnahmen

Das Bodenseegebiet ist von überregionaler Bedeutung für Freizeit und Tourismus. Etwa 2 Millionen Besucher kommen jedes Jahr zum Bodensee. Die Höhe der Sportbootdichte ist in Europa einzigartig. Bereits 1979 betrug die Anzahl der registrierten Boote ca. 42.000 Boote (davon etwa 12.000 mit Verbrennungsmotor), 1993 waren es 57.000 [25].

Als Trinkwasserreservoir hat der Bodensee ebenfalls eine wichtige Bedeutung für die Region. 4 Millionen Einwohner werden durch den Bodensee mit Trinkwasser versorgt, dazu werden jährlich etwa 130 Mio. m³, das sind knapp 2 % des Zuflusses, als Trinkwasser aufbereitet [25].

Der Bodensee wird von 170 Berufsfischern und mehr als 10.000 Anglern intensiv bewirtschaftet. Das Blaufelchen, deren Population durch Besatz auf einem hohen Niveau gehalten wird, ist der wirtschaftlich wichtigste Fisch. Die Gesamterträge liegen bei etwa 1000 t/a [25].

Die Eutrophierung des Bodensees erregte schon früh Besorgnis. Bereits 1959 wurde die Internationale Gewässerschutzkommission zum Schutz des Bodensees (IGKB) mit den Mitgliedern Österreich, Schweiz und Deutschland gegründet. In ihrer Satzung wurden die Aufgaben Beobachtung des Sees, Erforschung der Eutrophierungsursachen, Empfehlungen zu koordinierten Präventivmaßnahmen sowie Diskussion der geplanten Nutzung des Sees festgelegt. Die Kommission besteht aus wissenschaftlichen Mitgliedern sowie Regierungsangehörigen der einzelnen Staaten. Maßnahmen werden einstimmig beschlossen. Die Kommission hat zwar nur beratende Funktion, die Empfehlungen der IGKB werden aber nach allgemeiner Übereinkunft in nationales Recht umgesetzt [25].

Während bis in die 70er Jahre Abwasser praktisch unbehandelt eingeleitet wurde, konnte inzwischen durch einheitliche Richtlinien und gemeinsame Programme für den Bau der Kanalisation und die Behandlung des Abwassers der Anschlussgrad auf 92 % erhöht werden. Die Klärwerke sind mit mechanischer, biologischer und chemischer Reinigungsstufe ausgerüstet, mehr als 6 Mrd. Schweizer Franken (nach heutigem Kurs ca. 4 Mrd. Euro) wurden dafür insgesamt investiert. Die Einführung phosphatfreier Waschmittel wirkte sich zusätzlich positiv aus [25].

Nach den Richtlinien für die Reinhaltung des Bodensees von 1987 ist das Ziel aller Sanierungsmaßnahmen, den See in einen Gütezustand zurückzuführen, der sowohl gegenüber anthropogenen als auch gegenüber Witterungseinflüssen stabil ist. Dazu sind die Qualität des Freiwassers, der Flachwasserzone und des Seebodens der Tiefenzone zu verbessern, der geringst mögliche Gehalt an Schad- und Düngestoffen im See anzustreben sowie ausreichend Sauerstoff im Tiefenwasser und intakte Flachwasserbereiche. Nach Einschätzung der IGKB [8] kann insgesamt die bisherige Sanierung des Bodensees zwar als großer Erfolg gewertet werden, diese Ziele sind aber noch nicht endgültig erreicht, insbesondere, da es durch Klimaveränderungen vermutlich immer häufiger zu warmen Wintern kommen wird, die sich ungünstig auf den Sauerstoffhaushalt des Bodensees auswirken.

Im Bodenseeuferplan [21] von 1984 sind für die deutschen Uferbereiche die Eingriffe in die Uferzone und die Schutzzonen geregelt. 80% der deutschen Uferlinie sind als Schutzzone ausgewiesen, d.h. weitere technische Eingriffe (Veränderung der Ufermorphologie durch Verbau oder andere Maßnahmen) sind in diesen Bereichen nicht mehr möglich, teilweise wurden befestigte Bereiche bereits renaturiert.

Zusammenfassung und Bewertung

Der Bodensee ist der wohl am besten erforschte See Europas. Seine frühzeitige Eutrophierung in den 50er bis 80er Jahren konnte durch wohlorganisierte internationale Bemühungen gestoppt und in Teilen rückgängig gemacht werden. Dank der relativ geringen Austauschzeit verminderten sich die

Phosphorkonzentrationen recht schnell und kontinuierlich, die Reaktion des Phytoplanktons bestand jedoch zunächst nur in einer Umstrukturierung der Zönose bei gleichbleibender Primärproduktion. Erst etwa zehn Jahre nach Verringerung der Phosphorkonzentration, ab 1990, wurde eine eindeutige Verminderung der Primärproduktion beobachtet.

Die in der IGKB vereinbarten Maßnahmen zur Reduzierung der P-Frachten konzentrierten sich zunächst auf die Verbesserung der Abwasserbehandlung. Bis 1985 wurde ein Finanzvolumen von ca. 6 Mrd. Schweizer Franken (nach heutigem Kurs ca. 4 Mrd. Euro) von allen Anrainerstaaten in diesem Bereich investiert. Diese Nährstoffquelle ist inzwischen weitestgehend ausgeschaltet, weitere Bemühungen konzentrieren sich jetzt auf die Reduzierung der diffusen Quellen.

Literatur

- [1] ECKMANN, R. & R. RÖSCH (1998): Lake Constance fisheries and fish ecology. – in: Bäuerle, E & U. Gaedke: Lake Constance. Characterization of an ecosystem in transition. Arch. Hydrobiol. Suppl. 53/ 285-301
- [2] GÜDE, H. & T. GRIES (1998): Phosphorus fluxes in Lake Constance. – in: Bäuerle, E & U. Gaedke: Lake Constance. Characterization of an ecosystem in transition. Arch. Hydrobiol. Suppl. 53/ 505-544
- [3] HÄSE, C, U. GAEDKE, A. SEIFRIED, B. BEESE & M. TILZER (1999): Reoligotrophierung im Bodensee: Photosyntheseraten und Chlorophyllkonzentrationen - Deutsche Gesellschaft für Limnologie Tagungsberichte 1998 (Klagenfurt): 164-168, Tutzing 1999
- [4] IGKB (1993): Limnologischer Zustand des Bodensees – Grundlagen. – IGKB-Bericht Nr. 9, 2. überarbeitete Auflage
- [5] IGKB (1997): Limnologischer Zustand des Bodensees – Jahresbericht Nr. 23, Jan 1995 bis März 1996
- [6] IGKB (1998): Limnologischer Zustand des Bodensees – Jahresbericht Nr. 24, Jan 1996 bis März 1997
- [7] IGKB (2000): Limnologischer Zustand des Bodensees – Jahresbericht Nr. 26, Jan 1998 bis März 1999, Untersuchungsprogramm Freiwasser, Zuflussuntersuchung
- [8] IGKB (2000): Limnologischer Zustand des Bodensees – Jahresbericht Nr. 27, Jan 1999 bis März 2000, Untersuchungsprogramm Freiwasser, Seebodenzustand
- [9] IGKB (1998): Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967. – IGKB-Bericht Nr. 46
- [10] IGKB (1998): Zustand des Seebodens 1992-1994 – Sedimentinventare – Phosphor - Oligochaeten. – IGKB-Bericht Nr. 47
- [11] IGKB (1998): Langjährige Entwicklung chemischer Parameter im Bodensee-Obersee. – IGKB-Bericht Nr. 48
- [12] IGKB (1999): Mathematisches Modell des Alpenrhein-Einstroms in den Bodensee. – IGKB-Bericht Nr. 50
- [13] IGKB (1999): Phosphor und Stickstoff aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97. – IGKB-Bericht Nr. 51
- [14] KRUMSCHEID-PLANKERT, P. (1992): Ergebnisse des BMU-Forschungsprojektes „Entwicklungs- und Erprobungsvorhaben zur Wiederansiedlung von Schilfbeständen am Bodensee“. – Vor-

- trag auf dem Internationalen Workshop „Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung“, Konstanz April 1992
- [15] KÜMMERLIN, R. E. (1996): 100 Jahre Planktonforschung am Bodensee. – Institut für Seenforschung 1920 – 1995, LfU Baden-Württemberg
 - [16] KÜMMERLIN, R. E. (1999): Phytoplankton-Veränderungen im Bodensee von 1896-1997. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie Tagungsberichte 1998 (Klagenfurt): 159-163, Tutzing 1999
 - [17] KÜMMERLIN, R. (1998): Taxonomical response of the phytoplankton community of Upper Lake Constance (Bodensee-Obersee) to eutrophication and re-oligotrophication. – in: Bäuerle, E & U. Gaedke: Lake Constance. Characterization of an ecosystem in transition. Arch. Hydrobiol. Suppl. 53/ 109-117
 - [18] LAWA (1985): Seen in der Bundesrepublik Deutschland, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1985, München, S. 20 ff.
 - [19] OSTENDORP, W. (1990): Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. – *Carolinea* 48: 85-102
 - [20] PIER, A., M. DIENST & H. STARK (1993): Dynamics of reed belts at Lake Constance (Untersee and Überlinger See) from 1984 to 1992. – *Limnologie aktuell* 5: 141-148
 - [21] REGIONALVERBAND BODENSEE-OBERSCHWABEN (1985): Bodenseeuferplan nach der Genehmigung vom 15. November 1984. Ravensburg 1985
 - [22] ROSSKNECHT H. (1999): Langjährige Entwicklung chemischer Parameter im Bodensee-Obersee. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie Tagungsberichte 1998 (Klagenfurt): 169-173, Tutzing 1999
 - [23] SCHMIEDER, K. (1998): Submerse Makrophyten als Strukturelemente in der Litoralzone des Bodensees. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie Tagungsberichte 1998 (Klagenfurt): 665-669, Tutzing 1999
 - [24] SCHMIEDER, K., M. DIENST & W. OSTENDORP (2001): Auswirkungen des Extremhochwassers von 1999 auf die Uferröhrichte des Bodensees – Konzeption und erste Ergebnisse. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie Tagungsberichte 2000, Magdeburg: 437-441
 - [25] SCHRÖDER, G. (2000): Lake Constance: Role of the International Commission for the Protection of Lake Constance. – Vortrag auf dem Workshop "International Lakes", Tallin, Estland, Oktober 2000
 - [26] SCHWEIZER, A.. (1996): Lebensgemeinschaften und Stoffumsätze im Bodensee-Litoral. – Institut für Seenforschung 1920 - 1995.- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe/Langenargen 1996
 - [27] SIESSEGGGER, B. (1996): Probleme in der Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees. – Institut für Seenforschung 1920 - 1995.- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe/Langenargen 1996
 - [28] STRAILE, D. & W. GELLER (1998): Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication. – in: Bäuerle, E & U. Gaedke: Lake Constance. Characterization of an ecosystem in transition. Arch. Hydrobiol. Suppl. 53/ 255-274

- [29] G. WAGNER, B. MAHMOUDIAN, J. KRUSE UND S. SERRUYA (1992): Zur Entstehung des jährlichen, bodennahen Sauerstoff-Minimums im Bodensee-Obersee. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1992 (Konstanz), DGL 1993:23-28
- [30] WESSELS, M. (1995): Bodensee-Sedimente als Abbild von Umweltänderungen im Spät- und Postglazial. - Göttinger Arb. Geol. Paläont. 66: 1-105
- [31] WESSELS, M. (1998): Geological History of the Lake Constance Area. - in: Bäuerle, E & U. Gaedke: Lake Constance. Characterization of an ecosystem in transition. Arch. Hydrobiol. Suppl. 53/ 335-349
- [32] WESSELS, M. (1998): Late-Glacial and Postglacial sediments in Lake Constance (Germany) and their palaeolimnological implications. - in: Bäuerle, E & U. Gaedke: Lake Constance. Characterization of an ecosystem in transition. Arch. Hydrobiol. Suppl. 53/ 411-449
- [33] WESSELS, M., K. MOHAUPT, R. KÜMMERLIN & A. LENHARD (1998): Reconstructing Past Eutrophication Trends from Diatoms and Biogenic Silica in the Sediment and the Pelagic Zone of Lake Constance. - J. Paleolimnol. 21/ 171-192
- [34] WIEDER, L. J., W. LAMPERT, M. WESSELS, J. K. COLBOURNE, & P. LIMBURG (1997): Long-term genetic shifts in a microcrustacean egg bank associated with anthropogenic changes in the Lake Constance ecosystem. - Proc. R. Soc. Lond. B 264: 1613-1618

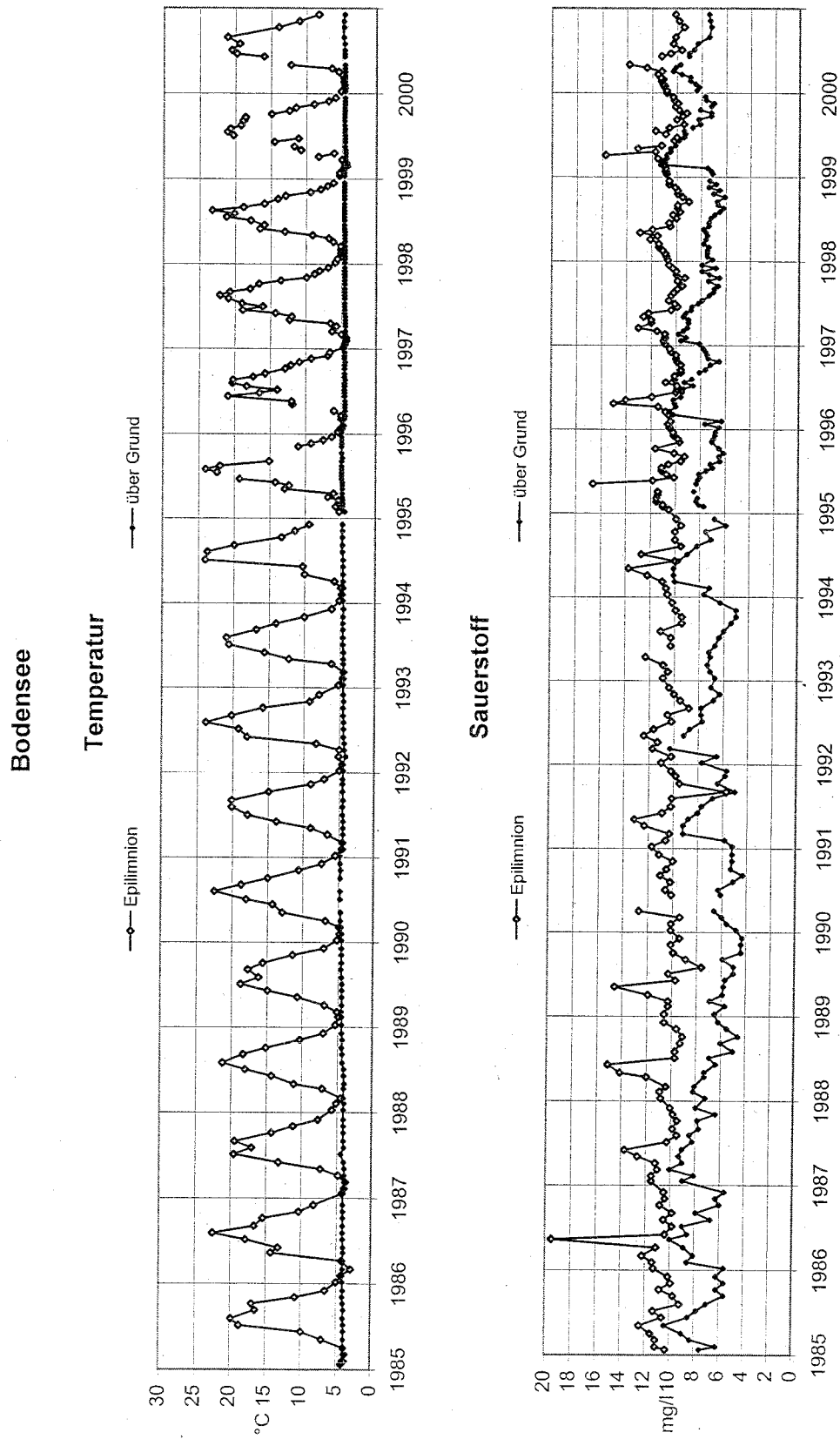


Abb. 10: Temperatur und Sauerstoff im Bodensee im Epilimnion und 1 m über Grund 1985 bis 2000

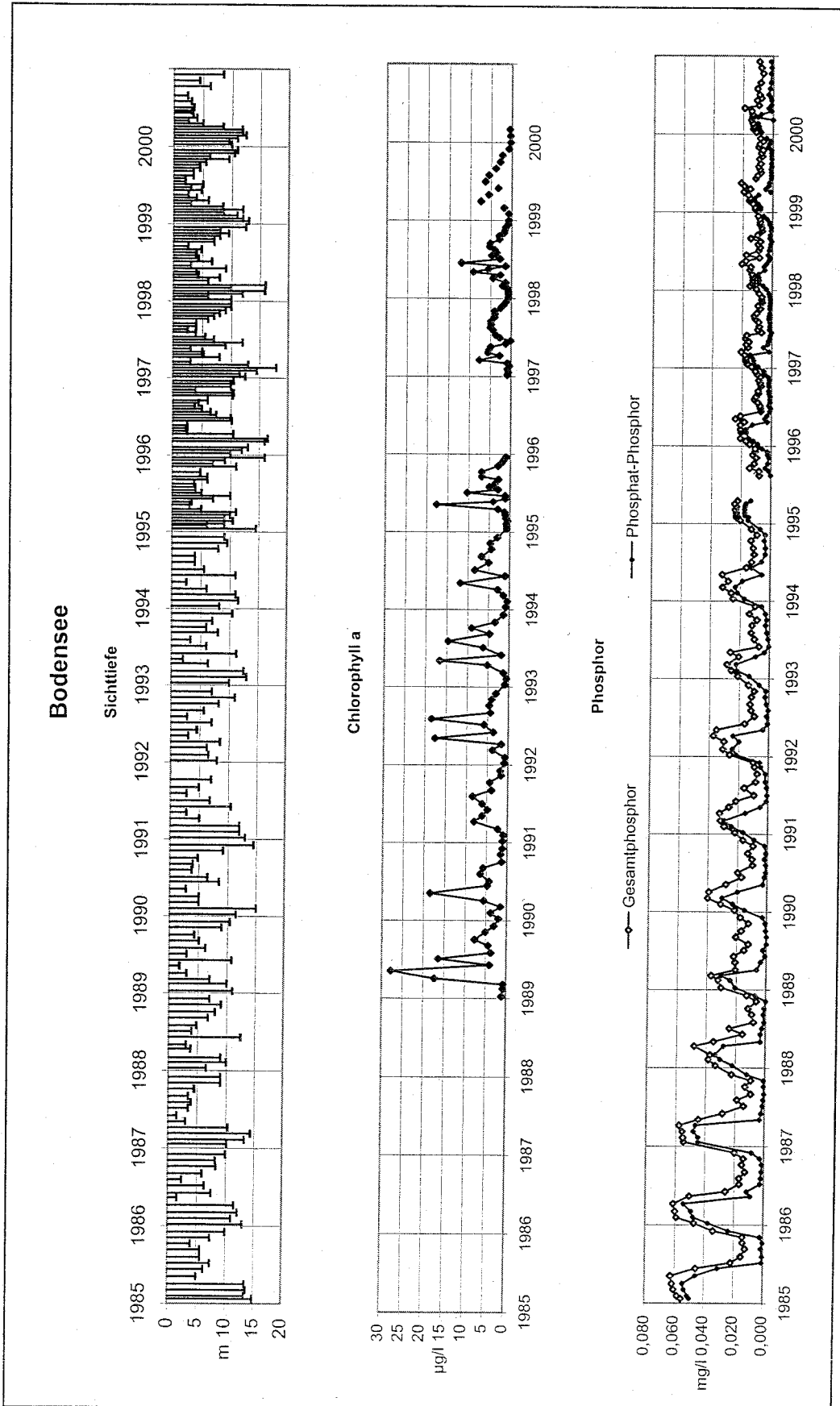


Abb. 11: Sichttiefe, Chlorophyll (Mittelwert des Epilimnions) und Gesamt- sowie Phosphatphosphor im Epilimnion des Bodensees 1985 bis 2000

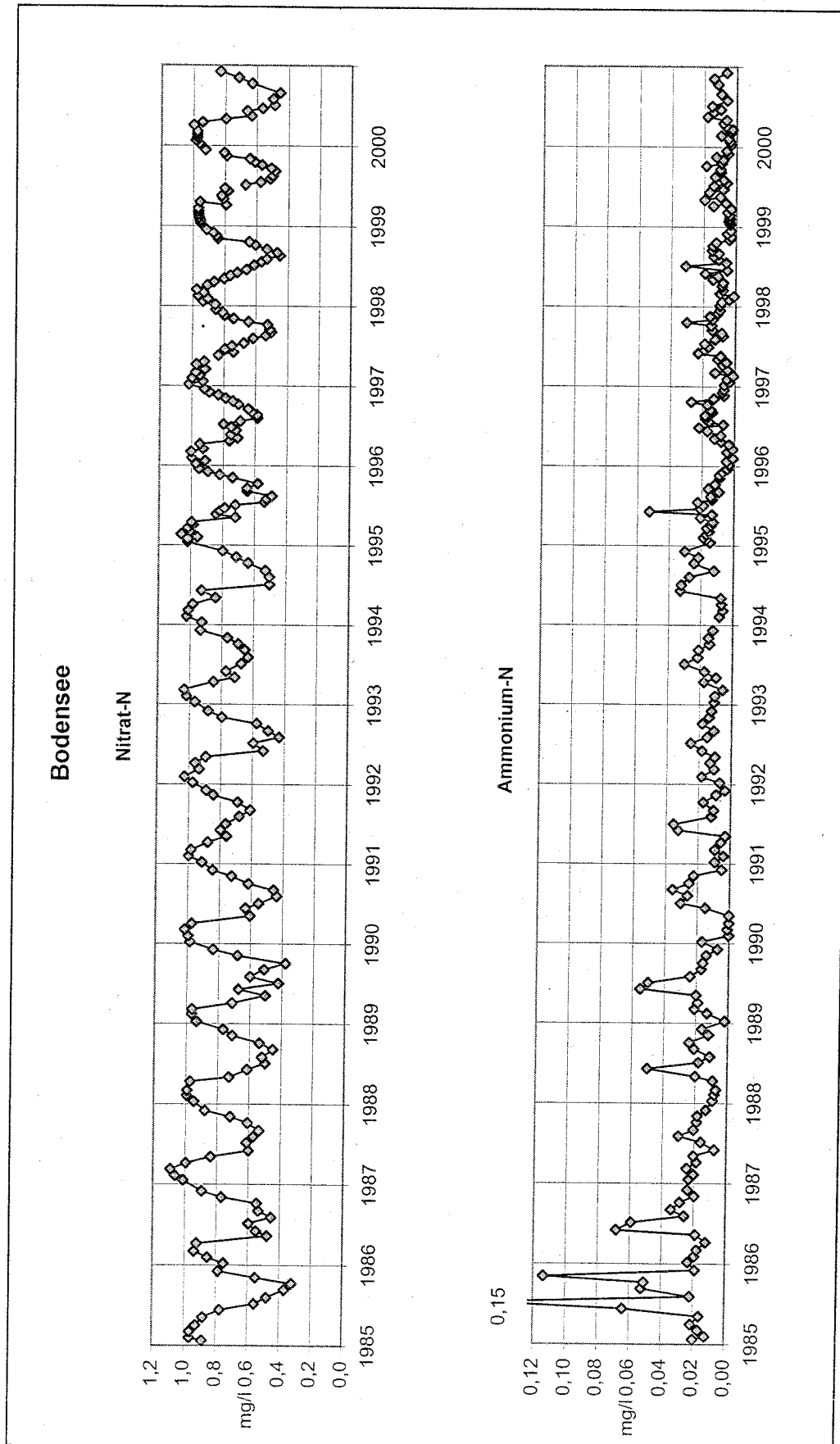


Abb. 12: Nitrat- und Ammoniumstickstoff im Epilimnion des Bodensees 1985 bis 2000 (Ammonium 10fache Skala!)

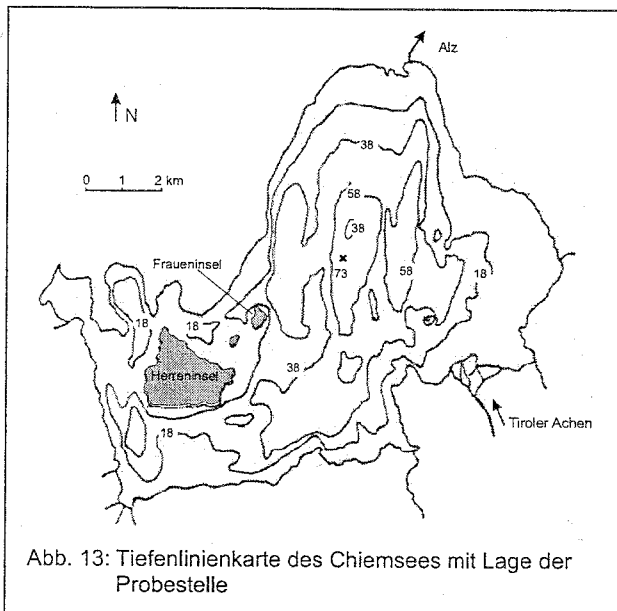
4.1.3. Chiemsee

Entstehung und Bedeutung

Der Chiemsee, das "bayerische Meer", ist mit ca. 80 km² Seefläche der drittgrößte See Deutschlands und der größte See Bayerns. Er ist das Zentrum eines Jungmoränengebietes. Seine wesentlich größere Ausdehnung (ca. 200 km²) nach dem Abschmelzen der letzten Eiszeitgletscher ist noch aus dem umgebenden Kessel von Verlandungs- und Moorflächen sowie Restseen und Nasszonen erkennbar. Durch die Tiefenerosion des Seeausflusses, der Alz, vermoorten diese Flächen und bildeten die heute noch vorhandenen Chiemseemöser [8].

Wie Ammersee und Starnberger See wurde auch der Chiemsee, der für das Land Bayern ebenfalls von großer touristischer Bedeutung ist, durch starke Abwasserbelastung schon Ende der 60er eutrophiert. Anfang der 70er Jahre wurde die Planung für die Ringkanalisation erarbeitet, die dann 1989 fertiggestellt wurde. Die Auswirkung der Entlastung sind sichtbar [1].

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Chiemsees

Höhe m über NN	518,2 mÜNN
Seefläche	79,9 km ²
Seevolumen	2.048*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	73,4 m
mittlere Tiefe	25,6 m
Uferlänge	64 km
Uferentwicklung*	2,02
Mixistyp	dimiktisch
Schichtungsdauer	Mai bis Okt.
Epilimniontiefe**	ca. 12 m

* Verhältnis Seeumfang zum Umfang eines flächengleichen Kreises

** Mitte des Metalimnions im Sommermittel

Das Becken des Chiemsees weist mit verschiedenen Schwellen und Senken sowie mit den im Westteil liegenden Buchten und Inseln eine relativ komplizierte Morphometrie auf. Die tiefste Stelle befindet sich nördlich des Zuflusses, der Tiroler Achen.

Die Tiroler Achen verschiebt durch ihre Schwebstofffrachten ihr Delta beständig seewärts, was im Laufe der Zeit zu einer Verlandung der Südufer geführt hat. Von 1902 bis 1904 wurde daher die Alz, der Abfluss des Sees, um 75 cm tiefer gelegt. Durch die resultierende Seespiegelsenkung verringerte sich die Seefläche um 2 km² und die Inselflächen wuchsen um insgesamt 0,8 km² [1].

Der Chiemsee zeigt eine ausgeprägte sommerliche Temperaturschichtung meist von ca. Mai bis Oktober. Das Epilimnion hat eine Mächtigkeit von 5 bis 6 m, das Metalimnion reicht bis 15 bis 20 m. Das Verhältnis Hypo-/Epilimnion ist mit ca. 3,7 sehr günstig. Eine stabile Eisbedeckung kommt im Hauptteil des Sees kaum vor [8].

Hydrologie und Einzugsgebiet

Das Gesamteinzugsgebiet des Chiemsees ist verhältnismäßig groß (ca. 1.400 km²) und dicht besiedelt. Mehr als die Hälfte befindet sich auf österreichischem Gebiet.

Die theoretische Erneuerungszeit ist mit 1,3 Jahren relativ gering. Den Hauptzufluss bildet die Tiroler Achen, die 68 % der Jahreswasserfracht beiträgt und aus den Kitzbühler Alpen eine hohe Fracht an tonigen Feststoffen in den See trägt. Der restliche Zufluss wird von etwa 60 Bächen und Gräben beigetragen [8]. Den Abfluss bildet die Alz im Norden des Sees.

Hydrologie und Einzugsgebiet des Chiemsee

Fläche des Einzugsgebiets	1.399 km ²
Umgebungsarealfaktor*	16,5
Theoretische Austauschzeit	1,26 Jahre
MHW – MNW	0,9 m
Einwohnerdichte	nicht bekannt
Anteil Wald	nicht bekannt
Anteil Landwirtschaftl. Nutzfläche	nicht bekannt
Anteil Wasserfläche	nicht bekannt
Anteil sonst.	nicht bekannt

* Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Wie die anderen Voralpenseen ist der Chiemsee durch den kalkhaltigen Zufluss gut gepuffert.

Der ursprünglich oligotrophe Chiemsee zeigte in den 60er Jahren starke Eutrophierungserscheinungen.

Auch für den Chiemsee liegen sedimentstratigraphische Untersuchungen vor, die hier bis zu den Ablagerungen der späten 50er Jahre zurückreichen [1]. Wie in anderen Voralpenseen wurde eine Veränderung der Kieselalgenbesiedlung mit zunehmender Trophie registriert. Während bis Anfang der 60er Jahre noch Nährstoffarmut zeigende Arten dominierten, herrschten in den 60ern und Anfang der 70er Jahren mesotrophe Verhältnisse zeigende, ab diesem Zeitraum jedoch Arten eutropher Seen vor.

Stoffhaushalt und Biologie im Chiemsee

potenzielle Trophie nach LAWA	oligotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	mesotroph
Alkalinität	n. g.
Nährstofffracht 1970er Jahre	1,65 g P/(m ² *a)
Nährstofffracht 1998	nicht bekannt
MW Sichttiefe 1996 – 2000*	3,1 m
MW Chlorophyll 1996 – 2000*	4,4 µg/l
MW Ges. P 1996 – 2000**	0,015 mg P/l
MW anorg. N 1996 – 2000**	0,66 mg N/l
Sedimentcharakteristik	überw. anorg.
untere Makrophytengrenze	5-6 m
Phytoplanktoncharakter	Diatomeen
Zooplanktoncharakter	keine quant. Unters.

* März bis September ** Frühjahrszirkulation

In den 70er Jahren war die Phosphorkonzentration in der Tiroler Achen auf über 0,1 mg P/l gestiegen, der P-Gehalt des Sees war auf fast 0,03 mg/l angestiegen. Die jährliche Phosphorfracht wurde für den Höhepunkt der Eutrophierungsphase in den 70er Jahren auf jährlich etwa 1,65 g P/m² geschätzt. Frachtberechnungen, die im Zuge der Sanierungsplanung durchgeführt wurden, zeigten, dass von den 132 t Phosphor, die pro Jahr eingetragen wurden, mehr als zwei Drittel im See zurückblieben [1].

Die Chlorophyllkonzentrationen lagen auf dem Höhepunkt der Eutrophierung bei knapp 10 µg/l (Mittelwert der Vegetationsperiode). Im Diatomeenplankton, das typischerweise ein ausgeprägtes Maximum im zeitigen Frühjahr und ein geringeres im Herbst bildete, kam es zu Verschiebungen des

Artenspektrums von Nährstoffarmut zeigenden Arten zu Nährstoff liebenden Arten, wie es auch in anderen Voralpenseen beobachtet wurde. Im Herbst traten in den Jahren 1983 bis 1989 Blüten fädiger Blaualgen (*Anabaena* sp., *Aphanizomenon flos-aquae*) auf [8].

Der Sauerstoffhaushalt des Chiemsees war jedoch auch in dieser Eutrophierungsphase noch so ausgeglichen, dass der Gehalt im Tiefenwasser nicht unter 5 mg O₂/l absank. Metalimnische Sauerstoffdefizite (bis 50 %), wie sie in mesotrophen Seen durch den Abbau eingeschichteter Algen typisch sind, werden auch heute noch beobachtet.

Durch den Bau einer Ringkanalisation, die 1989 fertig gestellt wurde, konnten die Phosphorfrachten dank der geringen Austauschzeit des Sees relativ schnell deutlich gesenkt werden. Die mittleren P-Konzentrationen (Gesamtposphor zur Frühjahrzirkulation) liegen heute bei 0,014 mg P/l.

Im Gegensatz zum Ammersee reagierte das Plankton des Chiemsees relativ rasch mit einer Verringerung der Biomassen (gemessen an den Chlorophyllkonzentrationen). Die Chlorophyllkonzentrationen liegen jetzt unter 5 µg/l (Mittelwert der Vegetationsperiode). Eine „Rückentwicklung“ des Diatomeenspektrums zu Nährstoffarmut anzeigenden Arten wurde dagegen noch nicht beobachtet. Allerdings spielen Blaualgen jetzt nur noch eine untergeordnete Rolle, im Sommer wird die Biomasse überwiegend von Grünalgen und Goldalgen gebildet [8].

Das Zooplankton wird seit 1989 untersucht. Es setzt sich aus *Daphnia hyalina* und *D. galeata*, Rotatorien und Copepoden zusammen. Die relative quantitative Bedeutung dieser Gruppen ist nicht bekannt [8].

Das Zooplankton wird seit 1989 untersucht. Es setzt sich aus *Daphnia hyalina* und *D. galeata*, Rotatorien und Copepoden zusammen. Die relative quantitative Bedeutung dieser Gruppen ist nicht bekannt [8].

Der Stickstoff spielt für die Eutrophierung des Chiemsees eine untergeordnete Rolle. Die Konzentrationen an Nitrat, das im Wesentlichen aus der Landwirtschaft stammt, sind bis Ende der 80er Jahre leicht angestiegen und seitdem relativ gleich geblieben (Mittelwert der Zirkulationswerte: 0,065 mg N/l).

Benthos und Fische

Für das Benthos des Profundals liegen keine systematischen Untersuchungen vor. Umfangreiche Erhebungen gibt es dagegen von der Litoralfauna und -flora [10], auf die hier aber nicht näher eingegangen werden soll.

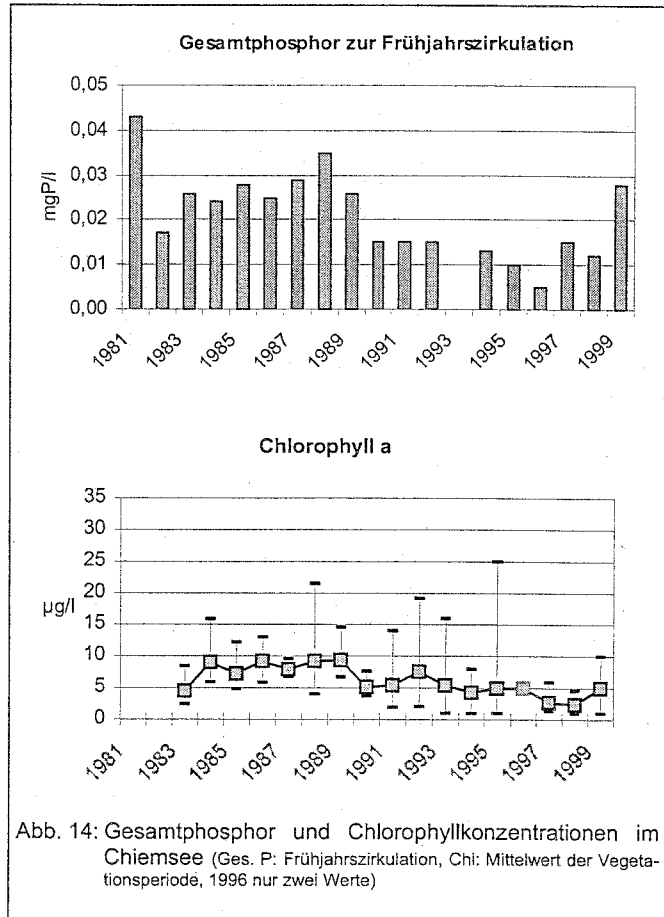


Abb. 14: Gesamtposphor und Chlorophyllkonzentrationen im Chiemsee (Ges. P: Frühjahrzirkulation, Chl: Mittelwert der Vegetationsperiode, 1996 nur zwei Werte)

Wie im Ammersee ist im Chiemsee die Renke der bedeutendste Fisch. Die Dichten sind mit weniger als 320 Individuen/ha sehr viel geringer als im Ammersee, das Wachstum ist jedoch deutlich besser [7].

Ufer und Unterwasservegetation

Die Ufer des Chiemsees sind durch Siedlungen, Freizeiteinrichtungen und die am Südufer entlang führende Autobahn München-Salzburg stark beeinträchtigt [1]. Die Entwicklung der Röhrichtbestände wurde an Hand von älteren Belegen (Postkarten, Augenzeugenberichten) und vor allem Luftbilddauswertungen rekonstruiert [4]. Noch Ende des 19. Jahrhunderts waren die Ufer des damals nährstoffarmen Sees nur spärlich mit schütterten Schilfbeständen bewachsen, ein Zustand der für oligotrophe Seen typisch ist. Mit der 1904 erfolgten Seespiegelsenkung um 0,73 m haben sich die Röhrichte in die heutigen Bereiche ausgedehnt. Bei vermutlich gleichzeitiger Eutrophierung des Sees muss bis in die 40er Jahre eine rasante Ausdehnung der Schilfbestände stattgefunden haben. Es folgte eine Phase der Stabilität, die etwa bis Mitte der 50er Jahre andauerte. Dann setzte ein Schilfrückgang ein, der in den 70er und 80er Jahren besonders drastisch verlief. Insgesamt betrug der Flächenrückgang seit 1950 45 %. Bis heute ist keine Wiederausbreitung zu beobachten. Im Vergleich mit anderen Voralpenseen besitzt der Chiemsee aber noch immer die ausgedehntesten Röhrichtbestände. Diese zu schützen und zu erhalten ist daher besonders wichtig.

Eine Kartierung der Ufervegetation nach Melzer, die auch die submersen Makrophyten einschließt und bei der die Makrophyten als Trophiezeiger benutzt werden, erfolgte am Chiemsee 1985 und 1998 als Erfolgskontrolle für die Abwassersanierung [3, 5]. Bereits bei der Makrophytenkartierung 1985 wurde der See mit 60 Arten (inkl. Sumpfpflanzen) als einer der artenreichsten Seen Europas bezeichnet, wenn auch die Zusammensetzung in vielen Bereichen deutlich Eutrophierungserscheinungen anzeigte. In den nährstoffärmeren Bereichen waren Armleuchteralgen (12 Arten), in den nährstoffreicheren *Zannichellia palustris* (Teichfaden) häufig.

Die Kartierung der Trophieindices führte zu einer sehr heterogenen Karte der Seeufertrophie: deutlich stärkere Nährstoffbelastung in den Buchten des Inlasees, im Mündungsbereich der Achen sowie am südwestlichen Ufer wurden deutlich. Nach der Abwassersanierung, die 1989 abgeschlossen war, wurde die Makrophytenkartierung nach Melzer am Chiemsee wiederholt. Die Anzahl der Taxa (inklusive Röhricht- und Schwimmblattpflanzen) hatte sich mit 76 Arten noch deutlich erhöht. Zwei seltene Arten von Armleuchteralgen wurden neu beobachtet. Die Trophiezeigerwerte hatten sich an fast allen Uferbereichen mit Ausnahme des Mündungsbereichs der Tiroler Achen deutlich verbessert [9].

Sediment

Das Sediment des Chiemsees ist vom Materialtransport der Tiroler Achen geprägt, die jährlich etwa 140.000 m³ Geschiebe einträgt. Das Sediment ist daher überwiegend mineralisch mit einem hohen Kalkgehalt durch biogene Ausfällung [2].

Nutzung und Maßnahmen

Das gesamte Chiemsee-Gebiet ist heute stark fremdenverkehrsorientiert und verkehrsmäßig gut erschlossen. Eine Autobahn zieht sich dicht am Südufer entlang, weite Bereiche sind durch Uferstraßen erschlossen. 16 Campingplätze grenzen an den Chiemsee, der Sportbootverkehr spielt eine große Rolle.

Naturschutzgebiete sind das Delta der Tiroler Achen und ein kleiner Teil der Chiemseemöser im Süden sowie die im Nordwesten angrenzende Eiszerfallslandschaft der Eggstetter Seen.

Als Renkensee ist der Chiemsee für die Berufsfischerei von Bedeutung. Die Erträge liegen sind zur Zeit jedoch sehr gering [6, 7].

Zusammenfassung und Bewertung

Die Eutrophierung des Chiemsees, die aus dem ursprünglich oligotrophen See ein eutrophes Gewässer gemacht hatte, konnte durch Abwasserfernhaltung gestoppt werden. Aufgrund der geringen Austauschrate wirkte sich die Verringerung der Phosphorfrachten schon recht schnell auf den Stoffumsatz im See aus. Anders als z.B. im Ammersee verringerte sich die Phytoplanktonbiomasse relativ schnell, die Phytoplanktonzönose hat sich jedoch noch nicht in Richtung Nährstoffarmut zeigender Arten umstrukturiert. Der See wird heute als mesotroph eingestuft.

Die Ufer des Chiemsees sind durch intensive Besiedlung und touristische Nutzung geprägt. Nur noch wenige Bereiche sind naturbelassen. Die Schilfbestände zeigen einen starken Rückgang.

Literatur

- [1] BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1992): Zur Limnologie des Chiemsees. – Informationsberichte des Bayer. Landesamtes f. Wasserwirtschaft, Heft 2/92
- [2] LAWA (1985): Seen in der Bundesrepublik Deutschland, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, München 1985, S. 43-45
- [3] MELZER, A. S. ZIMMERMANN, S. SCHNEIDER & F.-M. GOOS (2000): Vorkommen und Zeigerwerte der Makrophyten des Chiemsees. – Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) 1999 (Rostock), Tutzing 2000
- [4] MELZER, A. & S. GROSSER (1994): Der Schilfrückgang am Chiemsee. – DGL - Tagungsbericht 1994 (Rostock): 773-776, Tutzing 2000
- [5] MELZER, A., R. HARLACHER, K. HELD, R. STIRCH & E. VOGT (1986): Die Makrophytenvegetation des Chiemsees. Informationsberichte des Bayer. Landesamtes f. Wasserwirtschaft, Heft 4, München 4/86
- [6] MAYR, Ch. (1997): Untersuchungen zur Renkenproblematik (*Coregonus lavaretus* L.) an bayerischen Voralpenseen im Zusammenhang mit ihrer Reoligotrophierung. – Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) 1996 (Schwedt), Krefeld 1997
- [7] MAYR, Ch. (1998): Die Nahrung, Verteilung und Fischdichte der Renken im Ammersee im Vergleich zu Kochelsee, Walchensee und Chiemsee
- [8] SCHAUMBURG, J. (1996) Seen in Bayern – Limnologische Entwicklung von 1980 – 1994.-. Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Informationsberichte Heft 1/96, München
- [9] SCHOLZE, C., GOOS, M., ZIMMERMANN, S., MELZER, A., BLECKMANN, F. & J. SCHAUMBURG (2003): Seellitorale in Bayern: Chiemsee. Makrophyten-Kartierungen 1985 und 1998 im Vergleich. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Materialien

- [10] FITTKAU, E.J., M. COLLING, G. HOFFMANN, N. REIFF, W. RISS, C. ORENDT & M. HESS (1992):
Biologische Trophieindikation im Litoral von Seen. – Informationsberichte des Bayerischen
Landesamtes für Wasserwirtschaft 7: 1-184, München

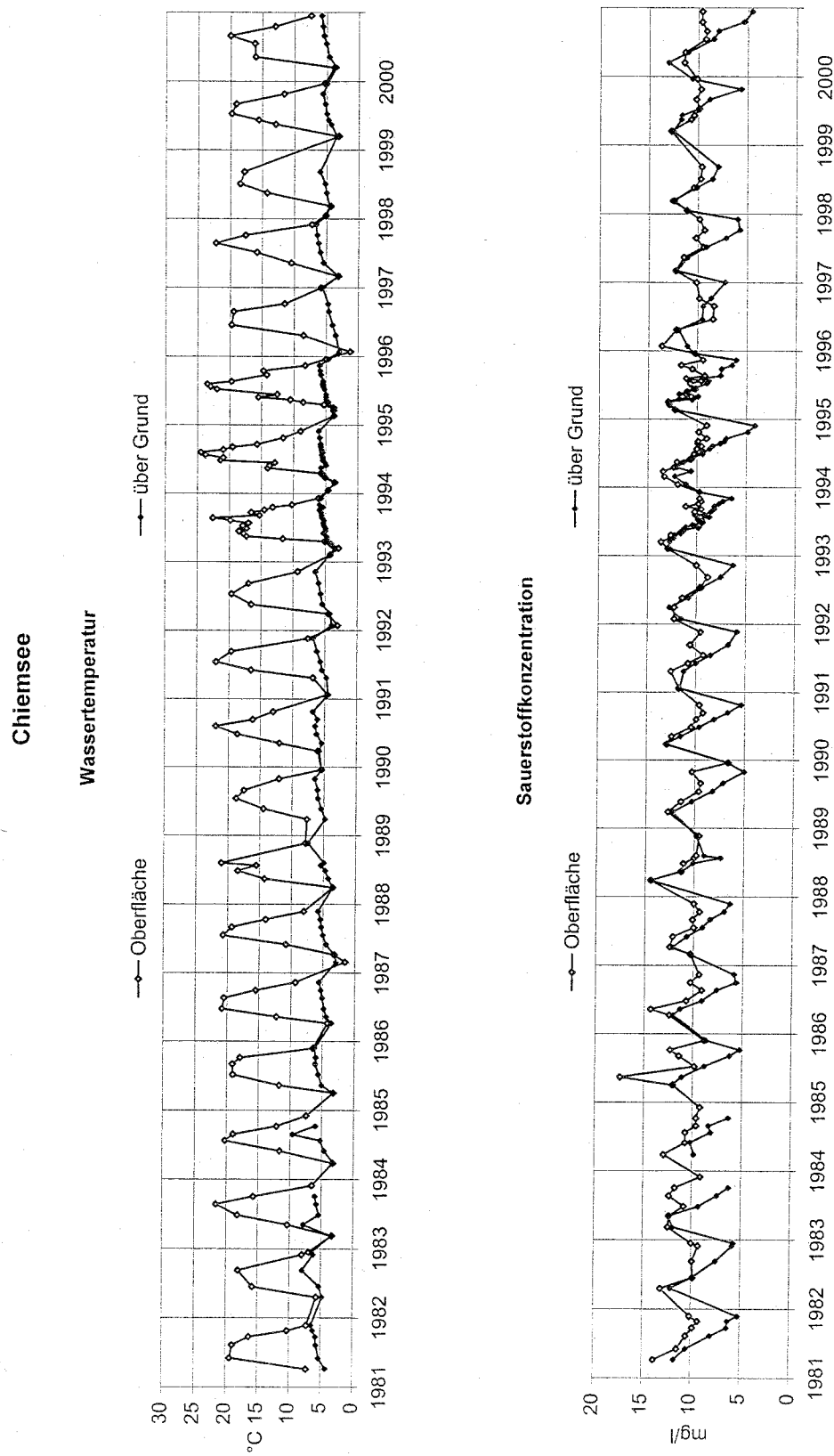


Abb. 15: Temperatur und Sauerstoff im Oberflächenwasser des Chiemsees sowie einen Meter über Grund 1981 bis 2000

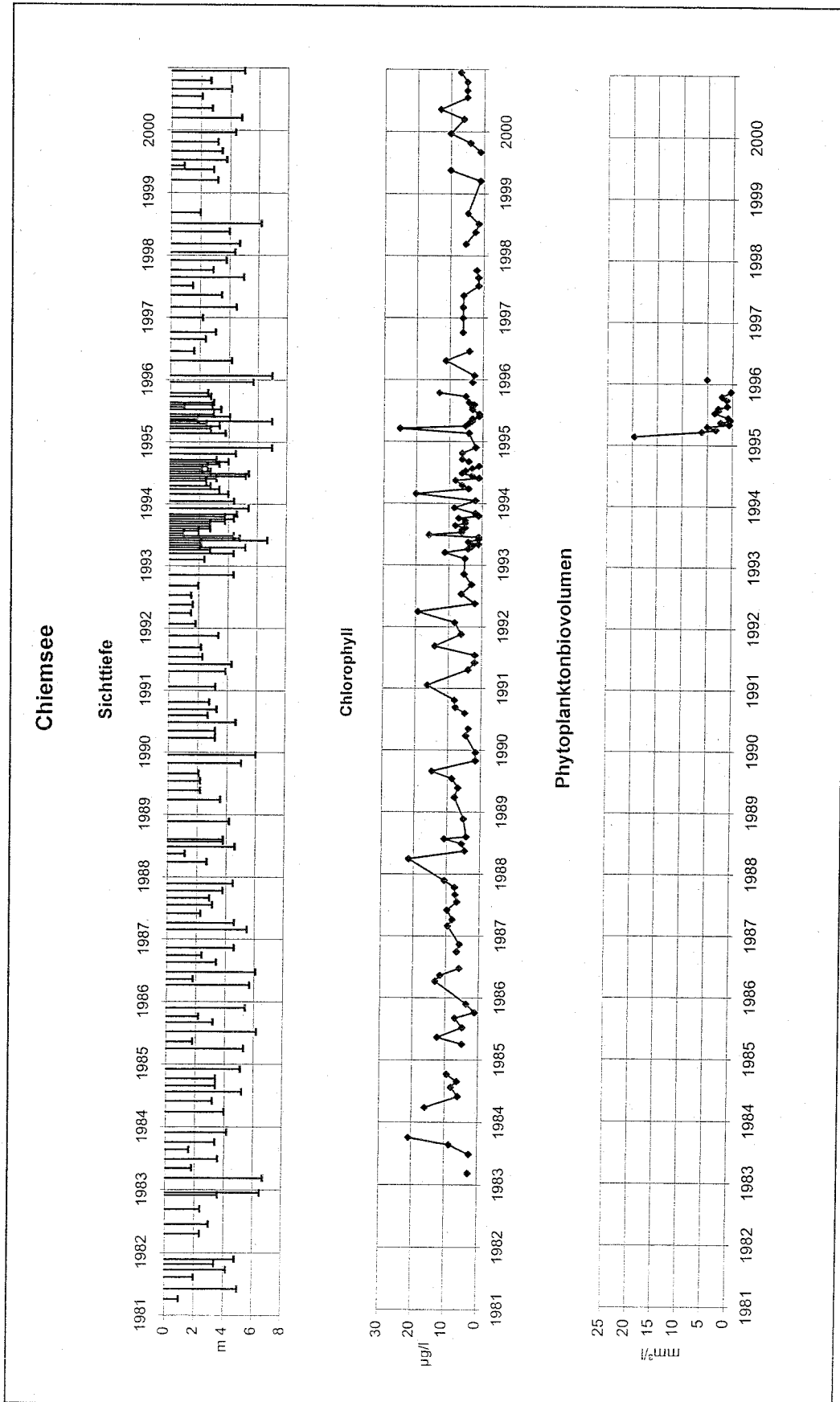
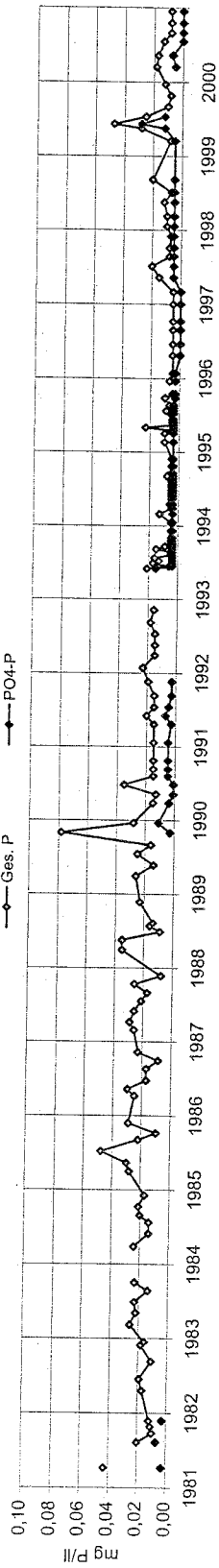


Abb. 16 Sichttiefe sowie Chlorophyll und Phytoplanktonvolumen im Epilimnion des Chiemsees 1984 bis 2000

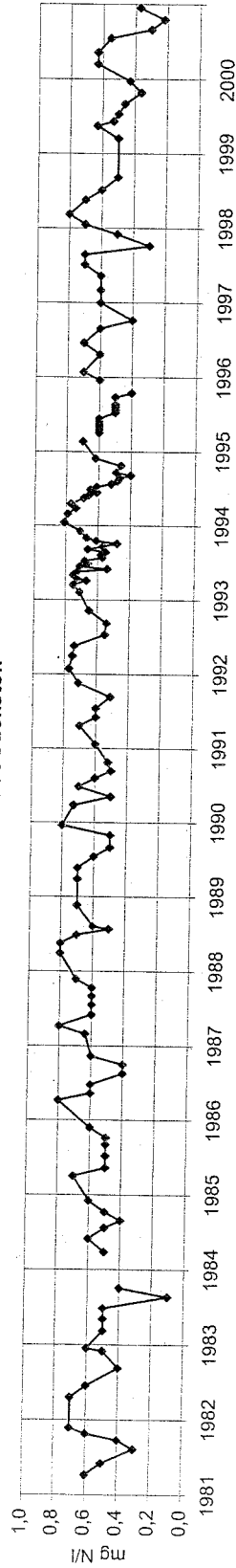
Chiemsee

Phosphor

—○— Ges. P —●— PO₄-P



Nitrat-Stickstoff



Ammonium-Stickstoff

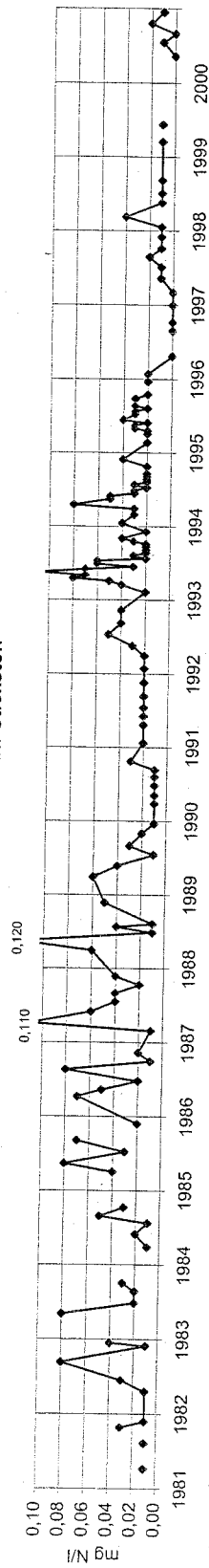


Abb. 17: Phosphor sowie Nitrat- und Ammonium-Stickstoff im Epilimnion des Chiemsees 1984 bis 2000 (Ammonium 10fache Skala!)

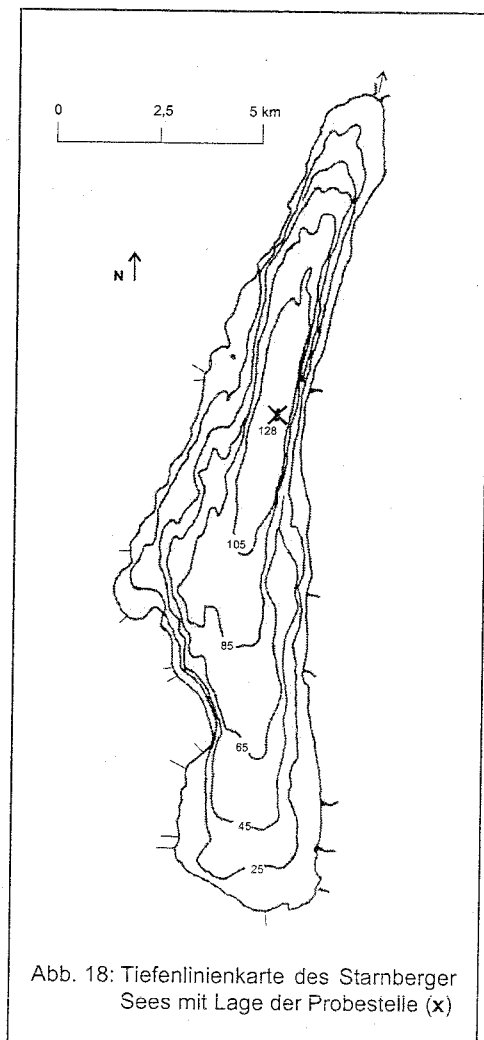
4.1.4. Starnberger See

Entstehung und Bedeutung

Der Starnberger See ist mit rund 3 Mrd. m³ Seevolumen der wasserreichste See Bayerns. Die Entstehungsgeschichte des Sees ist umstritten. Am wahrscheinlichsten ist die Entstehung als vorriss-eiszeitliches Flussbecken, dass durch die Endmoränen der nachfolgenden Eiszeiten abgedämmt und zu einem See aufgestaut wurde [2].

Durch seine Nähe zur Millionenstadt München ist der früher oligotrophe See ein beliebtes Naherholungsziel, hatte aber auch schon früh unter Eutrophierung zu leiden. Bereits Mitte der 50er Jahre wurden deutliche Eutrophierungserscheinungen und hygienische Beeinträchtigungen im Starnberger See festgestellt, der schon zum Ende des 19. Jahrhunderts limnologisch und vegetationskundlich untersucht wurde [1]. Dies führte 1958 zur Gründung eines Planungsverbandes für eine gemeinsame Abwasserbeseitigung und 1964 bis 1976 zur Anlage einer Ringkanalisation. 1984 wurde daraufhin eine gewässerschutztechnische Studie zur Reinhaltung des Sees erarbeitet [1].

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Starnberger Sees

Höhe m über NN	584,2 m üNN
Seefläche	56,4 km ²
Seevolumen	2.999*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	127,8 m
mittlere Tiefe	53,2 m
Uferlänge	49,2 km
Uferentwicklung*	1,85
Mixistyp	überw. monomiktisch
Schichtungsdauer	Apr. - Okt.
Epilimniontiefe**	ca. 12 m

* Verhältnis des Seeumfangs zum Umfang eines flächengleichen Kreises

** Mitte des Metalimnions im Sommermittel

Das in Nord-Süd-Richtung langgestreckte Becken des Sees hat eine relativ ungegliederte Gestalt mit der tiefsten Stelle etwa in der Mitte.

Die sommerliche Schichtung dauert meist von April bis Oktober. Das Epilimnion hat eine Mächtigkeit von 8 bis 10 m, das Metalimnion reicht bis 15 m [2]. Das Verhältnis Hypo-/Epilimnion ist mit ca. 3,4 für den Sauerstoffhaushalt günstig. Da die Längsachse des Sees entgegen der Hauptwindrichtung (West) liegt, wird der überwiegend monomiktische See in den meisten Jahren bei der Herbst-

zirkulation nicht bis zum Grund durchmischt [1]. Eine stabile Eisbedeckung kommt selten vor.

Hydrologie und Einzugsgebiet

Hydrologie und Einzugsgebiet des Starnberger Sees

Fläche des Einzugsgebiets*	314,7 km ²
Umgebungsarealfaktor**	5,58
Theoretische Austauschzeit	21 Jahre
MHW – MNW	0,9 m
Einwohnerdichte	nicht bekannt
Anteil Wald	41,7 %
Anteil Acker	1,3 %
Anteil Grünland	41,0 %
Anteil urbanisierte Fläche	10,6 %
Anteil sonst.	5,4 %

* Einzugsgebiet ohne Wasserflächen

** Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche zu Seefläche

Im Gegensatz zu Ammersee und Chiemsee besitzt der Starnberger See keinen Hauptzufluss aus den Alpen, sondern wird nur durch Grundwasser und durch wenige kleine Bäche gespeist, von denen der aus der Osterseekette zufließende Steinbach der größte ist. Den Abfluss bildet die Würm. Entsprechend groß ist mit 21 Jahren die theoretische Austauschzeit, die in der Praxis sogar noch größer anzusetzen ist, da die beiden Hauptzuflüsse nahe dem Abfluss einmünden und damit den See nicht durchströmen. Das oberirdische Einzugsgebiet ist mit nur 315 km² im Verhältnis zur Seefläche relativ klein (Umgebungsarealfaktor: 5,9).

Es wird überwiegend als Wald und Grünland genutzt.

Nährstoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Die langfristige Trophieentwicklung im Starnberger See ist durch paläolimnologische Sedimentuntersuchungen belegt. Erste Eutrophierungsvorgänge sind an den Sedimenten des Starnberger Sees bereits für das Mittelalter nachweisbar. Trotzdem konnte der See um die Jahrhundertwende noch als oligotroph gelten. Eine verstärkte Eutrophierung setzte in den Jahren von etwa 1950 bis 1960 ein, die sich in den Sedimenten als eisensulfidhaltige Faulschlammschicht niederschlug. Weitere Hinweise auf die Eutrophierung in dieser Phase waren die zehnfach erhöhte Ablagerung von biogen ausgefälltem Calcit, die Ausbildung von Jahresringen im Sediment (Warven), die auf das Fehlen von Benthosorganismen an der tiefsten

Stelle wegen mangelndem Sauerstoff hinweisen sowie eine drastische Veränderung der Diatomeengesellschaften in Richtung nährstoffliebender Arten. Ähnliche Erscheinungen waren in den Sedimenten des Ammersees und des Chiemsees und des Bodensees in der Eutrophierungsphase beobachtet worden. Eutrophierung anzeigende fädige Blaualgen traten im Starnberger See jedoch nicht auf. Lediglich die weniger nährstoffbedürftigen kokkalen Blaualgen wurden gegen Ende des Sommers in geringer Menge beobachtet [2].

Stoffhaushalt und Biologie im Starnberger See

potenzielle Trophie nach LAWA	oligotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	mesotroph
Alkalinität	n. g.
Nährstofffracht 1978/79	0,43 g P/(m ² *a)
Nährstofffracht 1990	0,08 g P/(m ² *a)
MW Sichttiefe 1996 – 2000*	6,5 m
MW Chlorophyll 1996 – 2000*	3,5 µg/l
MW Ges. P 1996 – 2000**	0,008 mg P/l
MW Nitrat 1996 – 2000**	0,39 mg N/l
Sedimentcharakteristik	überwiegend anorganisch
untere Makrophytengrenze	6-7, vereinzelt 11m
Phytoplanktoncharakter	Diatomeen
Zooplanktoncharakter	keine quant. Unters.

* März bis September

** Frühjahrszirkulation

Insgesamt hatte sich der See bei Nährstofffrachten, die im Bereich von jährlich $0,4 \text{ g P/m}^2$ Seefläche lagen, zu einem meso- bis schwach eutrophen Gewässer mit P-Konzentrationen zwischen $0,025$ und $0,030 \text{ mg P/l}$ entwickelt.

Die Ringkanalisation wurde in zwei Stufen, 1971 und 1976, fertiggestellt. Eine Auswirkung auf die Phosphorkonzentrationen im See wurde bereits Anfang der 80er Jahre deutlich [1]. Die Phosphorkonzentrationen haben sich inzwischen von $0,03$ bis $0,04$ auf unter $0,01 \text{ mg P/l}$ verringert (Abb. 19).

Nimmt man die Sauerstoffverhältnisse im Epilimnion als Indikator für die Intensität der Primärproduktion und die im Hypolimnion als Indikation für die Zehrungsaktivität, so hatten sich die Verhältnisse seit dem Beginn der Eutrophierung in den 50er Jahren bis 1990 nur wenig verändert [2]. Die maximalen Übersättigungen

im Epilimnion lagen mit 140% für einen mesotrophen See recht hoch, die Sauerstoffsättigung über Grund lag aber nur selten unter 20% , anaerobe Zustände traten nicht ein. Bis 100 m Wassertiefe waren noch 8 bis $9 \text{ mg O}_2/\text{l}$ vorhanden. Seit Mitte der 80er Jahre stieg die durchschnittliche Sättigung im Tiefenwasser auf etwa 40% an (Abb. 20). Das metalimnische Sauerstoffminimum, das im Starnberger See auch in der Eutrophierungsphase erst gegen Mitte des Sommers auftrat, ist jetzt weniger ausgeprägt (Minimum 65% Sättigung) und tritt erst später auf [2].

Bei den Chlorophyllkonzentrationen und den Sichttiefen ist zumindest seit 1983 kein eindeutiger Trend zu beobachten (Abb. 19). Die Chlorophyllkonzentrationen liegen fast ständig unter $5 \mu\text{g/l}$, die Sichttiefen unterschreiten selbst im Sommer nur selten 2 m (Abb. 21) und liegen im Mittel der Vegetationsperiode bei $6,5 \text{ m}$. Der Starnberger See wird heute wieder als mesotroph eingeordnet.

Beim Phytoplankton scheinen in den letzten Jahren wieder vermehrt Nährstoffarmut anzeigende Diatomeenarten zu dominieren [1].

Über das Zooplankton liegen keine quantitativen Untersuchungen vor.

Der anorganische Stickstoff besteht auch in diesem See fast ausschließlich aus Nitrat, das vermutlich überwiegend aus der Landwirtschaft stammt. Die Nitratkonzentrationen zur Frühjahrszirkulation liegen bei $0,4 \text{ mg N/l}$ und sind in den letzten Jahre relativ konstant geblieben (Abb. 22).

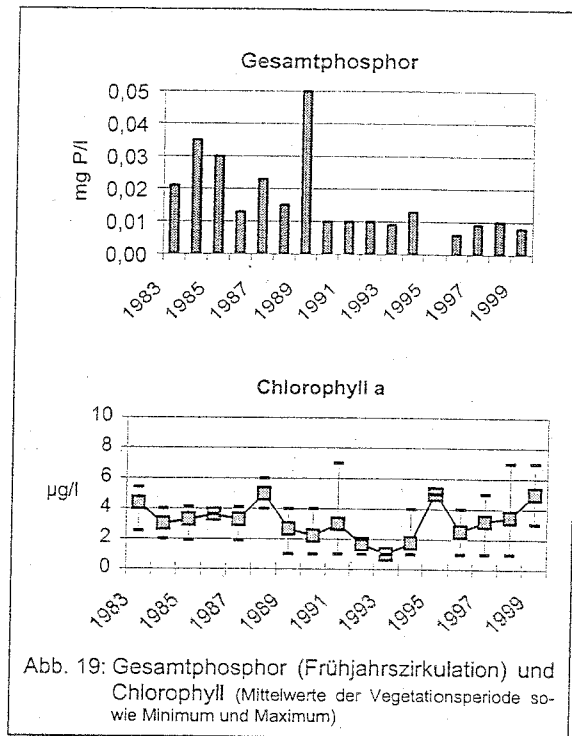


Abb. 19: Gesamtphosphor (Frühjahrszirkulation) und Chlorophyll (Mittelwerte der Vegetationsperiode sowie Minimum und Maximum)

Benthos und Fische

Untersuchungen über das Benthos des Profundals liegen nicht vor.

Der Starnberger See gilt als klassisches Beispiel eines Renken-Sees und ist in dieser Hinsicht einer der wichtigsten bayerischen Seen. Daneben kommen Aal, Brachse, weitere Weißfische und Hecht vor [4].

Ufer und Unterwasservegetation

Die Ufer des Starnberger Sees sind durch Verbauung und Freizeiteinrichtungen stark beeinträchtigt. Etwa die Hälfte der Uferlinie ist für die Öffentlichkeit frei zugänglich. Insgesamt sind die ursprünglich vorhandenen Röhrichte stark dezimiert [2]. Genauere Untersuchungen zum Schilfrückgang liegen jedoch nicht vor.

Im Zuge der Sanierungsmaßnahmen wurden am Starnberger See dreimal – 1979, 1989 und 2000 – Kartierungen der Makrophytenvegetation nach Melzer durchgeführt [1, 5]. Dabei wurden 32 Arten von Unterwasserpflanzen gefunden, überwiegend Armleuchteralgen (sieben Arten) und Laichkräuter (zwölf Arten). 1979 mussten noch die meisten Uferabschnitte als erheblich bis stark nährstoffbelastet eingestuft werden, nur das südöstliche und das südliche Ufer waren mäßig belastet. 1989 war besonders am Westufer eine deutliche Veränderung der Artenzusammensetzung zu beobachten. Diese Bereiche konnten jetzt als mäßig oder sogar gering belastet eingestuft werden.

Die Untersuchung benthischer Diatomeen ergab für die meisten Uferbereiche ebenfalls mesotrophe Verhältnisse. An einigen Stellen weisen die Ergebnisse auf eine punktuelle Restbelastung aus Zuflüssen hin [5].

Sediment

Die Sedimente des Starnberger Sees sind überwiegend mineralisch mit Gehalten von organischem Kohlenstoff unter 4 %. In den jüngeren Sedimenten beträgt der Anteil an biogen ausgefälltem Calcit etwa 60 %. Die Sedimente aus der Eutrophierungsphase weisen Eisensulfidablagerungen auf [1].

Nutzung und Maßnahmen

Der Starnberger See ist für den Großraum München als Naherholungsgebiet sowie durch die gute Verkehrsanbindung darüber hinaus auch als exklusives Wohngebiet attraktiv.

Der See wird durch Berufsfischer bewirtschaftet, wobei die größtenteils künstlich erbrütete Renke der wirtschaftlich wichtigste Fisch ist. Die Erträge lagen in den 80er Jahre bei 1,8 kg/ha [3].

1971 wurde der Westteil der Ringkanalisation, der etwa 80 % des Abwasseranfalls fasste, in Betrieb genommen, 1976 wurde der Ostsammler angeschlossen. Die Phosphorbelastung konnte dadurch stark reduziert werden. Die Nährstoffbelastung des Starnberger Sees sowie die durch verschiedene Maßnahmen erfolgten Verbesserungen wurden in verschiedenen Studien des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft untersucht und Maßnahmen zur weiteren Verbesserung wurden vorgeschlagen [1].

Nachdem die Belastungen aus Abwasser weitestgehend reduziert worden sind, konzentrieren sich die weiteren Maßnahmen auf die Reduzierung der Einträge aus der Landwirtschaft. Dazu wird eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet angestrebt. Bisher sind ca. 1.038 ha (= 3 % des Einzugsgebiets) im Extensivierungsprogramm, überwiegend als extensivierte Grünland-

nutzung. Des weiteren wird gefordert, den Nährstoffeintrag aus verschiedenen an den Zulaufbächen gelegenen Fischzuchtanlagen zu verringern.

Zusammenfassung und Bewertung

Der Starnberger See konnte Anfang des Jahrhunderts noch als oligotroph gelten, wurde in der Nachkriegszeit dann aber innerhalb von etwa zehn Jahren durch Abwassereinleitung eutrophiert. Der wegen seiner langen Wasseraufenthaltszeit empfindliche See war jetzt schwach eutroph. Die in zwei Stufen errichtete Ringkanalisation (1971 und 1976) brachte eine Nährstoffentlastung von 0,44 (1978/79) auf 0,08 g P/m² und Jahr (1990). Weitere Bemühungen richten sich auf die Verminderung des Eintrags aus der Landwirtschaft durch Extensivierung.

Eine Verringerung der seeinternen Phosphorkonzentrationen wurde wegen der langen Aufenthaltszeit erst etwa Mitte der 80er Jahre deutlich. Die Auswirkung auf die Planktonproduktion ist nicht ganz eindeutig: zwar zeigte sich mit abnehmenden Phosphorkonzentrationen eine Verringerung des hypolimnischen Sauerstoffdefizits und damit vermutlich auch der Primärproduktion, an den Sichttiefen oder den Chlorophyllkonzentrationen ist aber seit 1983 keine Verringerung der Produktion ablesbar. Veränderungen sind dagegen an der Algengemeinschaft erkennbar, die ähnlich wie im Ammersee in den letzten Jahren wieder vermehrt Nährstoffarmut anzeigende Arten aufweist.

Literatur

- [1] HENSCHL, T., A. MELZER, J. MÜLLER, J. ALEFS & R. WINKLER (1992): Die limnologische Entwicklung des Starnberger Sees im Fortgang der Abwasserfernhaltung unter besonderer Berücksichtigung der Makrophytenvegetation. - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Informationsberichte Heft 3/92
- [2] SCHAUMBURG, J. (1996): Seen in Bayern – Limnologische Entwicklung von 1980 - 1994. - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Informationsberichte Heft 1/96
- [3] LAWA (1985): Seen in der Bundesrepublik Deutschland. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1985, München, S. 56
- [4] MAYR, Ch. (1998): Die Nahrung, Verteilung und Fischdichte der Renken im Ammersee im Vergleich zu Kochelsee, Walchensee und Chiemsee
- [5] SCHORER, A., ZIMMERMANN, S., MELZER, A., MAYR, C., BLECKMANN, F. & J. SCHAUMBURG (2003): Seelitorale in Bayern: Starnberger See. Makrophyten-Kartierungen 1989, 1997 und 2000 im Vergleich. – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Materialien

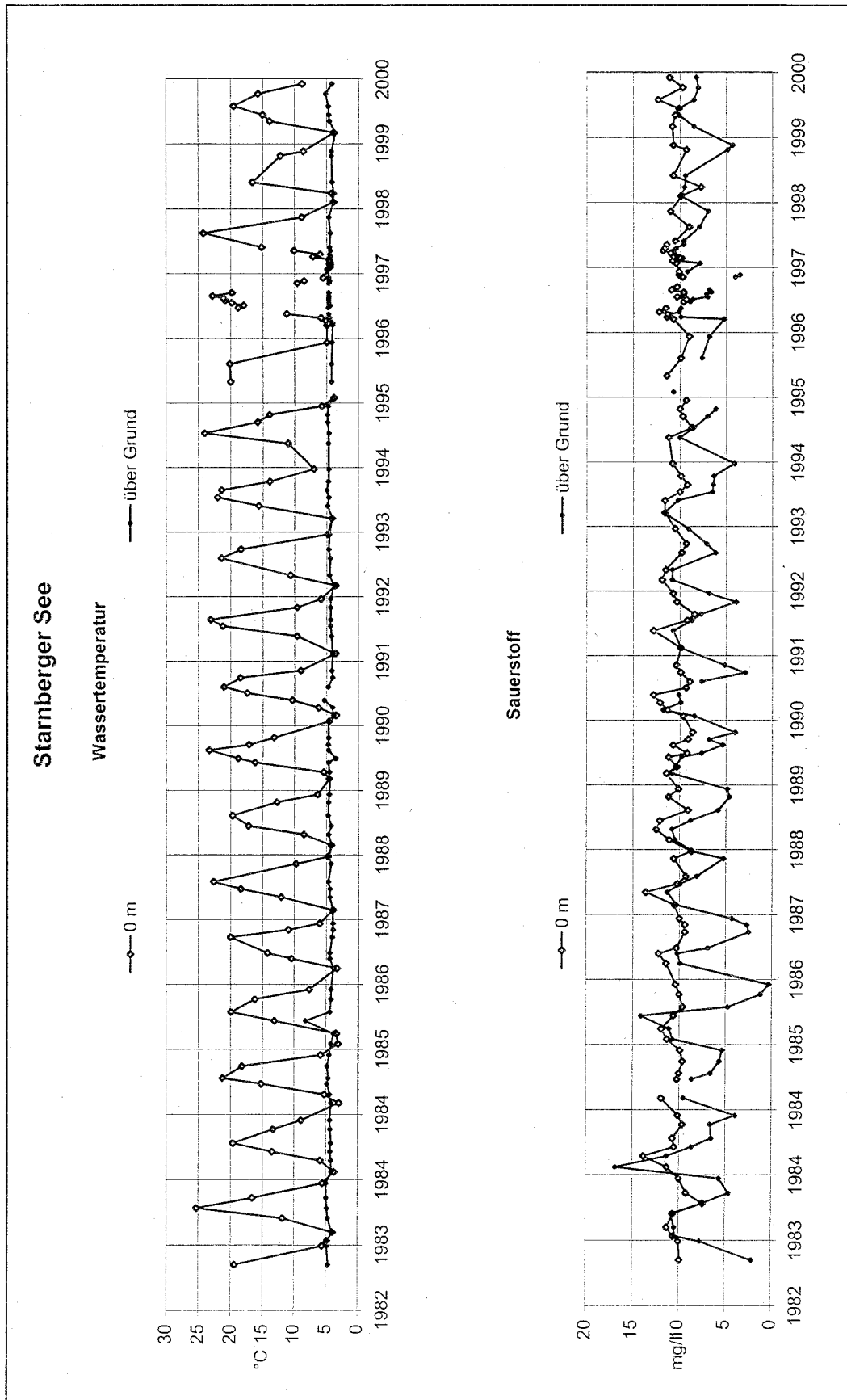


Abb. 20: Temperatur und Sauerstoff im Oberflächenwasser des Starnberger Sees sowie einen Meter über Grund 1982 bis 2000

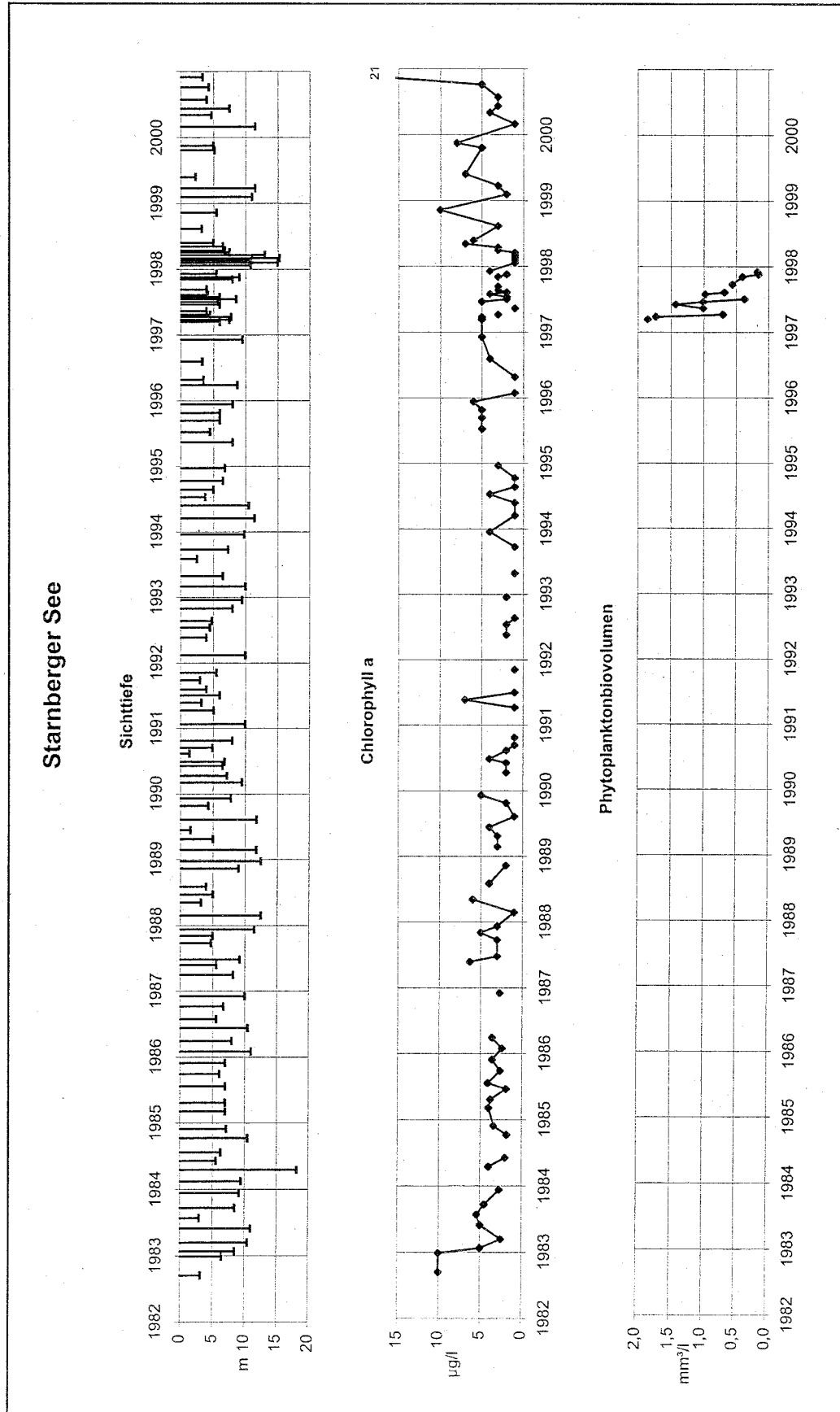


Abb. 21: Sichttiefe sowie Chlorophyll und Phytoplanktonvolumen im Epilimnion des Starnberger Sees 1982 bis 2000

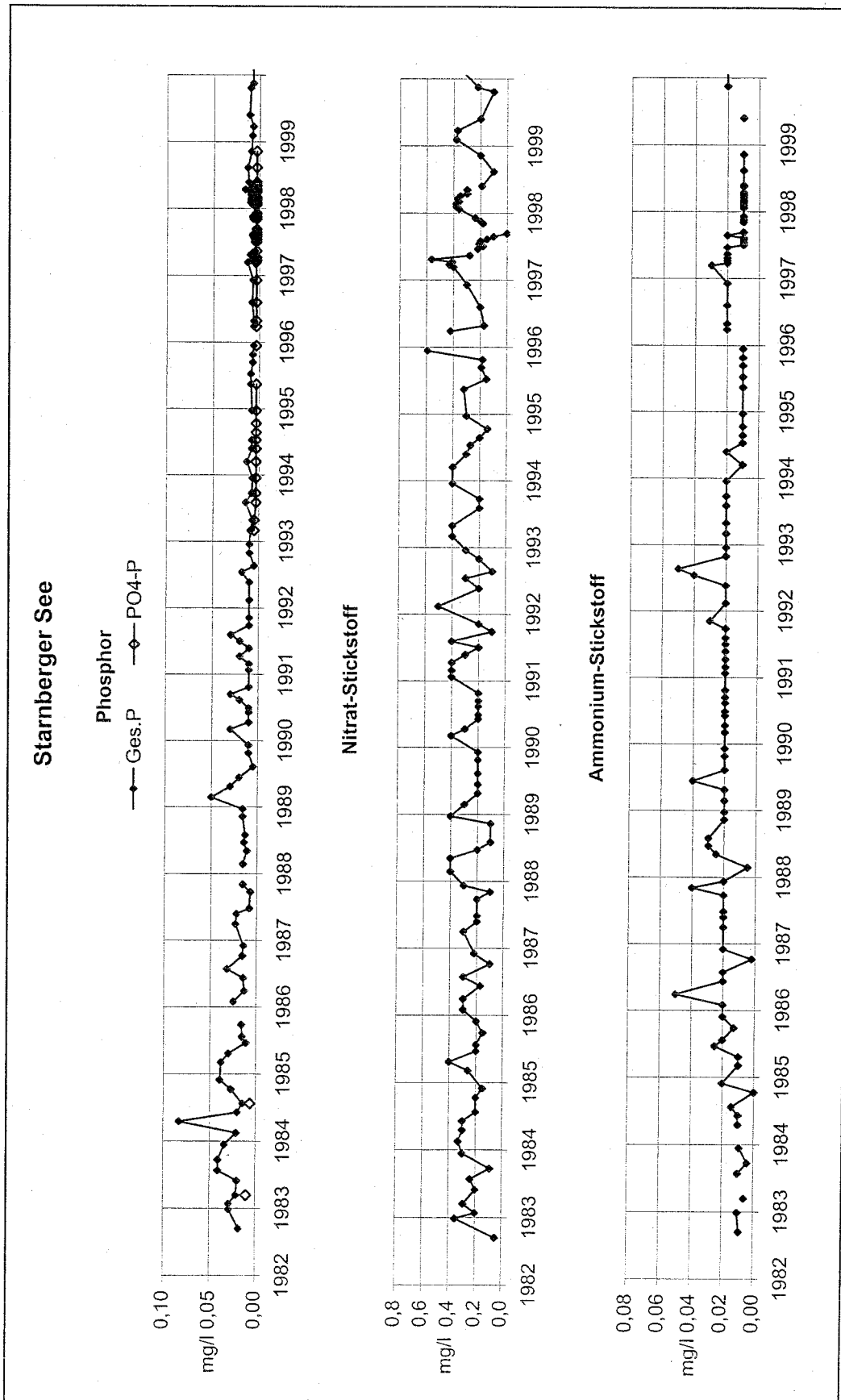


Abb. 22: Phosphor und anorganischer Stickstoff im Starnberger See 1982 bis 2000

4.2. Geschichtete Seen Norddeutschlands

In Norddeutschland sind tiefe Seen seltener und in den Seen mit stabiler sommerlicher Schichtung ist das Hypolimnionvolumen geringer, so dass die Voraussetzungen für geringe Bioproduktion im Allgemeinen ungünstiger sind als in den Voralpenseen. Die tieferen Seen Norddeutschlands liegen überwiegend in der hügeligen Landschaft zwischen dem Pommerschen und dem Frankfurter Stadium der Weichseleiszeit (Abb. 1).

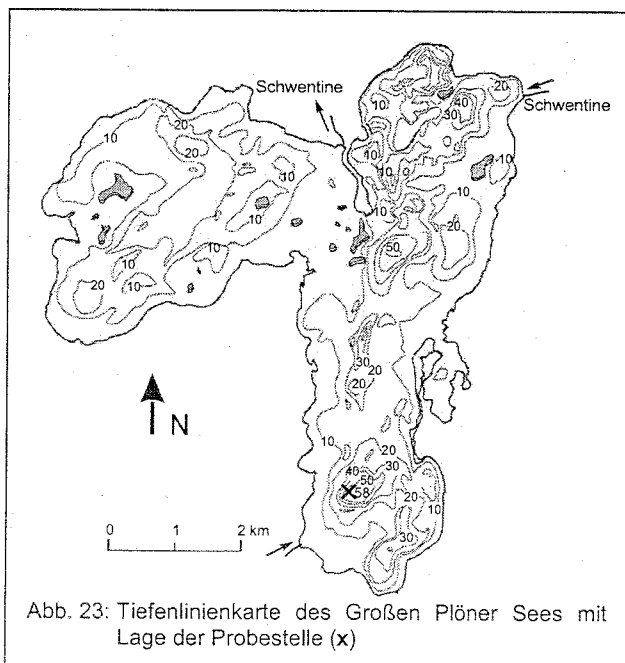
4.2.1. Großer Plöner See

Entstehung und Bedeutung

Der Große Plöner See ist der größte See Schleswig-Holsteins. Sein Becken wurde durch mehrere gegeneinander arbeitende Gletscherzungen ausgeschoben, so dass ein verhältnismäßig komplexes Becken entstand, wobei die tieferen Bereiche vermutlich durch Toteisblöcke konserviert wurden. Nach der letzten Eiszeit war der See Teil des Schwentineesees, eines größeren langgestreckten Gewässers, das sich nach dem Sinken des Wasserspiegels in mehrere Seen gliederte, die jetzt von der Schwentine durchflossen werden.

Der Große Plöner See wurde schon recht frühzeitig untersucht und war auch später immer wieder Gegenstand limnologischer Forschung. Seit 1998 wird der See regelmäßig vom Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) beprobt. Die Untersuchungen sind in einem aktuellen Bericht zusammengefasst [2]. Die vorliegende Darstellung beruht, wenn nicht anders erwähnt, auf diesem Bericht und wurde um die vom LANU zur Verfügung gestellten Daten der Jahre 1999 bis 2000 ergänzt.

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Großen Plöner Sees

Höhe über NN	21 m
Seefläche	30,0 km ²
Seevolumen	373*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	58,0 m
mittlere Tiefe	12,4 m
Uferlänge	42,5 km
Uferentwicklung*	2,2
Mixistyp	dimiktisch
Schichtungsdauer	Mai bis Nov.
Epilimniontiefe**	15 m

* Verhältnis des Seeumfangs zum Umfang eines dem See flächengleichen Kreises

** Mitte des Metalimnions im Sommermittel

Durch seine Entstehung weist das Becken des Sees eine relativ komplizierte Morphologie mit verschiedenen tieferen Stellen und einer Vielzahl von Inseln auf. Der See lässt sich in drei Teile untergliedern: das mit knapp 30 m Maximaltiefe relativ flache und inselreiche Ascheberger Becken, das durch eine Schwelle vom Rest des Sees abgetrennt ist, das nördliche Becken des Plöner Teils (Maximaltiefe 55 m) sowie das südliche Plöner Becken mit der tiefsten Stelle des ganzen Sees (58 m). Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich, wenn nicht anders erwähnt, auf das südliche Becken.

Der Große Plöner See ist dimiktisch mit einer relativ lang andauernden sommerlichen Schichtung (an der tiefsten Stelle von ca. Mai bis November). Das Metalimnion liegt anfangs bei etwa 8 m, sinkt bis zur Herbstzirkulation auf etwa 25 m und liegt im Mittel etwa bei 15 m.

Die Gestalt der Ufer ist durch eine intensive Dynamik mit Erosion, Sedimenttransport und Kliffbildung geprägt und musste sich bei wechselnden Wasserständen (s. u.) stets neu ausbilden.

Hydrologie und Einzugsgebiet

Der Hauptzufluss des Sees ist die Schwentine, die im Nordosten in den See mündet und ihn im Nordwesten wieder verlässt. Vor der Mündung in den Großen Plöner See durchfließt die Schwentine bereits eine Anzahl von Seen. Neben der Schwentine, die etwa 50 % des Zuflusses ausmacht, besitzt der See noch vier weitere größere Zuflüsse sowie eine Anzahl kleinerer Gräben, die z.T. nur sporadisch Wasser führen, sowie vier weitere Abläufe, die in den Kleinen Plöner See münden.

Hydrologie und Einzugsgebiet des Großen Plöner Sees

Fläche des Einzugsgebiets	382 km ²
Umgebungsarealfaktor*	11,7
Theoretische Austauschzeit	3,1 Jahre
MHW – MNW	0,3 m
Einwohnerdichte	nicht bekannt
Anteil Wald	12 %
Anteil Landwirtschaftl. Nutzfläche	60 %
Anteil Wasserfläche	18 %
Anteil sonst.	10 %

* Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche

Das hydrologische Regime des Sees wurde schon früh vom Menschen beeinflusst. Bereits im Mittelalter wurde der See um ca. zwei Meter aufgestaut, um das Gefälle des Abflusses, der für eine Mühle genutzt wurde, zu erhöhen. 1881 wurde der Seespiegel dann um ca. 1 m gesenkt, um Land zu gewinnen. Auch heute noch wird der See mit Hilfe eines automatischen Wehres angestaut, um für die Ausflugsdampfer einen konstanten Wasserspiegel zu gewährleisten. Die Abläufe in den Kleinen Plöner See werden ebenfalls künstlich beeinflusst. Die mittleren jährlichen Seespiegelschwankungen sind mit etwa 30 cm recht gering. Allerdings wären die Schwankungen auch ohne künstliche Wasserhaltung vermutlich gering, da der See ein relativ großes Einzugsgebiet besitzt und der Hauptzufluss, die Schwentine, vor der Einmündung in den Großen Plöner See eine Anzahl Seen passiert, die sich auf den Abfluss vergleichmäßigend auswirken.

Bei geringen Abflüssen kommt es durch die Aufstauung des Sees zum Rückstau der Schwentine, eine Tatsache, die die Berechnung der Wasserbilanz und damit der Nährstofffrachten schwierig macht. Die mittlere theoretische Austauschzeit wird auf etwa drei Jahre geschätzt.

Das Einzugsgebiet des Plöner Sees wird zu etwa 60 % landwirtschaftlich genutzt, 18 % sind Gewässer, 12 % sind Wald.

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften im Freiwasser

Die Eutrophierungsgeschichte des Großen Plöner Sees wurde an Hand einer paläolimnologischen Untersuchung rekonstruiert [1, 5, 6]. In den ersten 10 000 Jahren nach der letzten Eiszeit war der See mit einer Ablagerungsrate von 1 mm/Jahr nährstoffarm. Doch bereits vor 700 Jahren, als durch die Errichtung des Mühlenstaus im 13. Jahrhundert der Wasserspiegel um ca. zwei Meter angehoben wurde, stieg die Ablagerungsrate um das zehn- bis zwanzigfache, da die Freisetzung von Nährstoffen aus den überschwemmten Gebieten zu einer höheren Produktivität geführt hatte. Die Seespiegelsenkung 1881 wurde an den Sedimenten durch eingeschwemmtes Material deutlich und hatte vermutlich ebenfalls zu einem Eutrophierungsschub geführt.

Der Beginn der Eutrophierung durch Abwasser lässt sich nicht genau festlegen, ein Höhepunkt der Eutrophierung scheint jedoch auch in diesem See Anfang der 70er Jahre zu liegen. So wurden 1974/75 zur Frühjahrszirkulation Phosphorkonzentrationen von über 0,2 mg P/l und teilweise auch deutlich erhöhte Ammoniumwerte gemessen. Das N/P-Verhältnis lag damals bei 4, so dass der Stickstoff im Minimum war. Die Chlorophyllmaxima lagen um 200 µg/l [4 nach 2].

Bereits 1953 wurde am Nordufer eine Teilkläranlage errichtet, kurze Zeit später wurde am Ufer des Kleinen Plöner Sees eine zentrale Kläranlage mit dritter Reinigungsstufe in Betrieb genommen [3]. Inzwischen ist die Sanierung der Abwassereinleitungen weitgehend abgeschlossen.

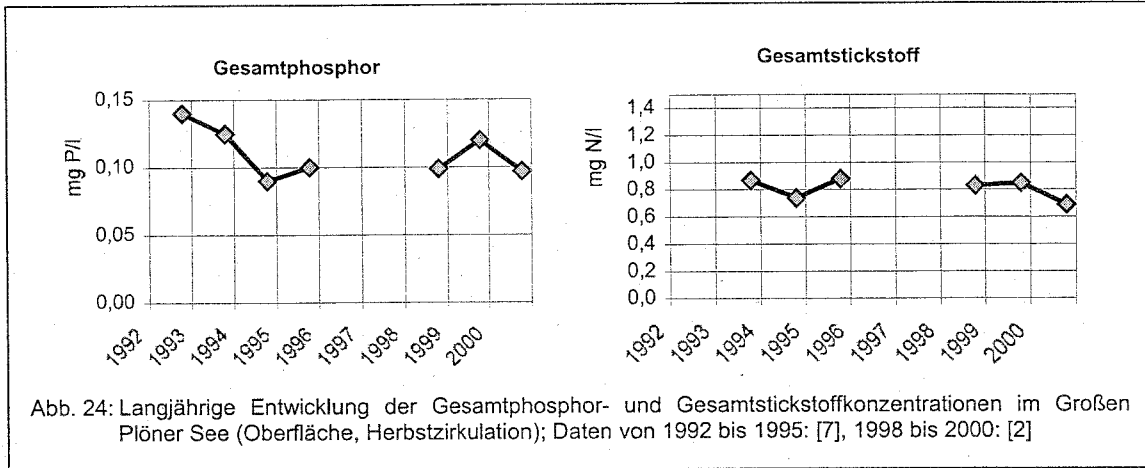
Eine Abschätzung der Nährstofffrachten wurde für das Jahr 1998 auf Grundlage der Flächennutzung im Einzugsgebiet sowie der hydrologischen Verhältnisse, die durch den zeitweiligen Rückstau der Schwentine und der unterschiedlichen Abläufe jedoch schwierig sind, durchgeführt. Sie ergab für Phosphor eine jährliche Flächenbelastung von rund 0,45 g P/m², für Stickstoff von etwa 10 g N/m². Die P-Retention wurde für 1998 auf ca. 28 %, die N-Retention bzw. -eliminierung durch Denitrifikation auf ca. 65 % geschätzt.

Stoffhaushalt und Biologie im Großen Plöner Sees

potenzielle Trophie nach LAWA	oligotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	eutroph 1
Alkalinität*	2,3 mval/l
Nährstofffracht 1970er Jahre	nicht bekannt
Nährstofffracht 1998	0,45 g P/(m ² *a) 10 g N/(m ² *a)
MW Sichttiefe 1998 – 2000**	3,4 m
MW Chlorophyll 1998 – 2000**	12,7 m
MW Ges. P 1998- 2000*	0,097 mg P/l
MW Ges. N 1998 - 2000	1,0 mg N/l
Sedimentcharakteristik	
untere Makrophytengrenze	m
Phytoplanktoncharakter	zweigipflige Diatomeen
Zooplanktoncharakter	Cladoceren

* Mittelwert der Frühjahrszirkulationen, ** Mittelwert der Vegetationsperioden

Die Gesamtphosphorkonzentrationen zur Frühjahrszirkulation im gut gepufferten Großen Plöner See liegen heute bei knapp 0,1 mg P/l, die Gesamtstickstoffwerte liegen gleichzeitig mit meist unter 1 mg N/l relativ niedrig (N/P-Gewichtsverhältnis 7:1 - 8:1), so dass zu Beginn der Vegetationsperiode möglicherweise eine N-Limitierung vorliegt. Der Stickstoff lag im Frühjahr etwa zur Hälfte als Nitrat vor, Ammonium war nur sehr wenig vorhanden.

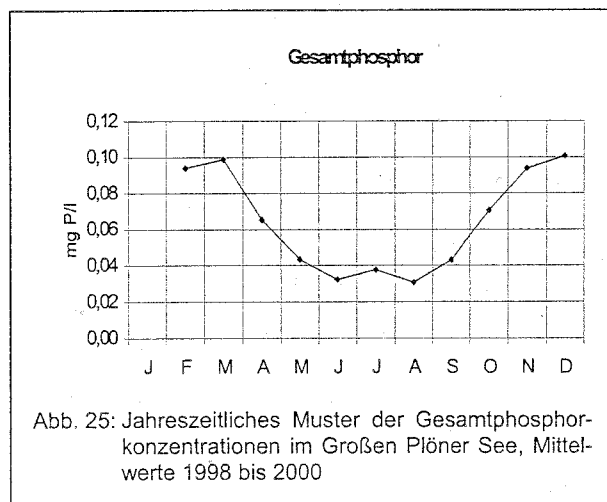


Ein Vergleich der Nährstoffkonzentrationen mit älteren Messungen zeigt, dass der Rückgang der Gesamtphosphorkonzentrationen bis in die 90er Jahre dauerte (Abb. 23). Bei den Gesamtstickstoffkonzentrationen wird dagegen keine Abnahme deutlich.

Das jahreszeitliche Muster der Phytoplanktonentwicklung scheint relativ stabil und entspricht in groben Zügen dem typischen Verlauf: Zwischen Ende Februar und Anfang April (je nach Jahr) bildet sich ein ausgeprägtes Diatomeenmaximum, das durch Siliziummangel zusammenbricht. Vermutlich durch sedimentierende Kieselalgen nehmen die Phosphorkonzentrationen in dieser Phase stark ab und liegen dann zeitweise unter 0,03 mg P/l. Nach Rückgang der Kieselalgen treten Cryptophyceen auf, deren Wachstum jedoch von Cladoceren, überwiegend *Daphnia* sp., begrenzt wird, so dass im Mai/Juni ein Klarwasserstadium mit Sichttiefen von teilweise über 6 m eintritt. Bis Juli/August bleibt die Biomasse bei ständig sinkenden Gesamtphosphor-Konzentrationen niedrig. Jetzt herrschen Blaualgen vor, die jedoch insgesamt nur ca. 6 % der Jahresbiomasse ausmachen. Das bereits im Juli wieder vermehrte Auftreten von Kieselalgen und die ansteigenden Gesamtphosphorkonzentrationen deuten auf intermittierende Durchmischungsereignisse vielleicht bei absinkendem Metalimnion mit erhöhtem P-Gehalt, wie sie in einem windexponierten Gewässer wie dem Großen Plöner See gut möglich sind. Die Kieselalgen erreichen im November ihr Maximum.

Auch der Gesamtstickstoff fällt zum Sommer hin deutlich ab, allerdings weniger als der Phosphor, wodurch das N/P-Verhältnis zur Jahresmitte ansteigt und ab etwa Juli wieder abfällt. Dieses Muster prägte sich über die drei Beobachtungsjahre (1998 – 2000) immer stärker aus.

Insgesamt scheint die Primärproduktion im Großen Plöner See für die recht hohen P-Startkonzentrationen bei mittleren Chlorophyllkonzentrationen von etwa 13 µg/l (Mittelwert der Vegetationsperiode) noch vergleichsweise gering, vermutlich da die



Gesamtposphorkonzentrationen durch absinkende Kieselalgen und zooplanktonkontrolliertes Wachstum im Sommer gering gehalten werden können. Ein Vergleich mit älteren Untersuchungen zeigte, dass das jahreszeitliche Phytoplanktonmuster während der Eutrophierungsphase sehr ähnlich war. Allerdings war das sommerliche Blaualgenmaximum stärker ausgeprägt und dauerte länger an, so dass sich der See in dieser Phase vermutlich schon im Übergangsstadium zum hoch eutrophen Zustand befand.

Der Sauerstoffhaushalt des Großen Plöner Sees ist im südlichen Becken typisch für einen schwach eutrophen See. Noch bis etwa Ende Juni sind meist mehr als 3 mg O₂/l in der unteren Wasserschicht vorhanden, ab September/Okttober ist jedoch das gesamte Hypolimnion sauerstofffrei. Zeitweilig tritt ein metalimnisches Sauerstoffminimum auf.

Im wesentlich flacheren Ascheberger Becken dagegen war das Hypolimnion schon im Juli völlig sauerstofffrei und Nitrat wurde ebenfalls völlig aufgezehrt. Die stark erhöhten Phosphorwerten im Tiefenwasser zeigen die damit verbundene Phosphor-Rücklösung aus dem Sediment an.

Benthos und Fische

Das Makrozoobenthos des Großen Plöner Sees, insbesondere die Chironomidenfauna, ist sehr artenreich. Die Artenzusammensetzung ähnelt sich in allen drei Becken. Die Uferzone (0,5 m Wassertiefe) wird von Chironomiden in großer Dichte (bis 10.000 Individuen/m²) besiedelt, Mollusken (dominant: *Dreissena polymorpha*) kommen bis etwa 5 bis 10 m Wassertiefe vor, Wassermilben sind in den flacheren Bereichen ebenfalls häufig. Oligochaeten erreichen bis etwa 20 m Tiefe hohe Dichten. Im Profundal (ab ca. 10 m) ist bei den Chironomiden die Art *Ch. anthracinus* dominant, eine Art, die von Thienemann als typisch für mäßig eutrophe Seen beschrieben wird. In den 20er Jahren wurden von Thienemann und Lundbeck (zitiert nach [2]) neben *Ch. anthracinus* der für eutrophere Seen typische *Ch. plumosus* gefunden, so dass auch dieser Befund auf nährstoffreichere Verhältnisse im Großen Plöner See in früheren Zeiten hindeutet.

Nach den Fangstatistiken der beiden am Plöner See ansässigen Berufsfischer sind Plötze und Aal die am häufigsten gefangenen Fischarten. Weitere Fischarten von wirtschaftlicher Bedeutung sind die Brassen, der Hecht und die Kleine Maräne. Der Stint kommt im Großen Plöner See ebenfalls häufig vor, ist jedoch nicht von wirtschaftlicher Bedeutung.

Ufer- und Unterwasservegetation

Die emerse und submerse Ufervegetation des Großen Plöner Sees ist durch seine starke Brandung und den relativ buchtenarmen Uferverlauf geprägt. Mit 17 Arten von Gefäßpflanzen und drei Arten von Armleuchteralgen besitzt der See eine vergleichsweise artenreiche Unterwasservegetation. Die Armleuchteralgen kommen überwiegend im Flachwasserbereich vor und haben sich durch den Rückgang des Röhrichts weitere Bereiche erobert. An Gefäßpflanzen sind das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*), das Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*), das Zwerglaichkraut (*P. pusillus*) und der Spreizende Hahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) vorhanden.

Röhricht kommt in verschiedener Ausprägung vor. Durch die überwiegend starke Wind- und Wellenexposition handelt es sich größtenteils um Schilfröhricht (*Phragmites australis*) auf mineralischen Substraten von geringer Tiefenausdehnung, das nur bis zu einer Wassertiefe von ca. 20 cm vordringt.

Durch die Ausbildung einer Seeterrasse sind Verlandungszonen und Bruchwälder kaum vorhanden. Nur im Norden des Sees, in der Rohrdommelbucht, kommt ein größerer Schilfbestand auf Verlandungstorf vor.

Alle Röhrichttypen sind von einem drastischen Rückgang betroffen. Während der See um die Jahrhundertwende noch etwa 100 ha Röhricht besaß, davon ein großer Teil im inselreichen, flacheren Ascheberger Becken, waren es 1990 nur noch etwa 20 ha und 1998 sogar nur noch 5 ha (Heidemann, NaBu, mündl. Mitt.). Nur noch 7,7 % der Uferlänge ist mit Röhrichten bewachsen, ursprünglich waren es etwa 55 %. Das Ascheberger Becken ist heute nahezu röhrichtfrei. Auch die Restbestände sind in Schneisen und Bulten aufgelöst. Über die Ursachen des Rückgangs, insbesondere während der letzten Jahre, herrscht Unklarheit. Während der Eutrophierungsphase waren vermutlich Algenwatten, die von Wind und Wellen gegen die Halme gedrückt wurden, beteiligt [8]. In letzter Zeit war eventuell auch ein Anstieg der Zahl der überwinternden Wasservögel mitverantwortlich, die sich zu dem noch auf die kleiner gewordenen Bestände konzentrieren. Auch wurde beobachtet, dass sich in den letzten Jahren Graugänse in der Mauser in die Röhrichte zurückzogen (Wesseler, LANU, mündl. Mitt.). Die Gänse sind zu dieser Zeit sehr unbeweglich und auf Futter (Schilfsprossen) in unmittelbarer Nähe angewiesen. In einigen Bereichen (Rohrdommelbucht) wird die Ufervegetation zusätzlich durch Wassersportler geschädigt.

Das Verschwinden des Röhrichts führte zu einer erhöhten Ufererosion, die zur Unterspülung von Bäumen und dem Abtrag von Inseln bis zu ihrem Verschwinden führte. Eine spontane Regeneration scheint daher kaum noch möglich zu sein.

Sediment

Neuere Untersuchungen über das Sediment des Großen Plöner Sees liegen nicht vor.

Nutzungen und Maßnahmen

Der Große Plöner See unterliegt einer intensiven Freizeitnutzung. Sieben Wassersportvereine und diverse Bootsverleihe mit über 700 Bootsliegeplätzen, diverse größere Badestellen und neun Campingplätze liegen am See. Der Betrieb von Motorbooten ist, wie an allen Seen Schleswig-Holsteins, mit Ausnahme der Berufsfischer, der Wasserschutzpolizei und der sieben Ausflugsdampfer, verboten. Etwa ein Drittel der gesamten Uferlinie ist bebaut. Ein großer Teil davon ist durch einen Uferwanderweg erschlossen.

Der Plöner See ist außerdem durch seine große eisfreie Wasserfläche als Winterrastplatz für Zugvögel von Bedeutung. Mehr als 10.000 Wasservögel werden hier im Herbst angetroffen [Heidemann, NaBu, mündl. Mitt.].

Die fischereiliche Bewirtschaftung erfolgt durch zwei Berufsfischer.

Der Stand der Abwasserbeseitigung im Teileinzugsgebiet des Großen Plöner Sees ist relativ gut. Die meisten Gemeinden sind an die zentrale Abwasserentsorgung angeschlossen, die Sanierung der Hauskläranlagen ist fast abgeschlossen. Das Abwasser trägt daher nur noch zu einem sehr geringen Anteil zur Nährstoffbelastung des Sees bei (ca. 8 % beim P, ca. 2 % beim N), während die Landwirtschaft beim Phosphor einen Anteil von 77 %, beim Stickstoff von 71 % an den Gesamteinträgen

hat. Regenwassereinleitungen, die oft erst nach Passage von Regenrückhalte- und Regenklärbecken in den See geleitet werden, tragen immerhin noch zu 9 % beim Phosphor, zu etwa 5 % beim Stickstoff zu den Frachten bei. Die Frachten aus dem Teileinzugsgebiet der oberen Schwentine enthalten allerdings einen höheren Abwasseranteil.

Einträge aus der Landwirtschaft erfolgen weniger direkt durch an Uferbereiche des Sees grenzende Nutzflächen, die inzwischen größtenteils extensiv bewirtschaftet werden, als durch die Zuflüsse. Hier werden vom LANU Pufferstreifen und Extensivierungsmaßnahmen und Wiedervernässungen vorgeschlagen.

Zusammenfassung und Bewertung

Der Große Plöner See ist ein gut gepufferter, stabil geschichteter, tiefer See mit für seine Größe geringer Retentionszeit.

Abwassereinleitung führte vermutlich bereits in den 60er Jahren zu einer Eutrophierung, die wahrscheinlich in den 70er Jahren ihren Höhepunkt erreichte. Ältere Untersuchungen deuten darauf hin, dass der See sich bereits in einem Übergang von einem schwach eutrophen, Diatomeen dominierten Gewässer zu einem hoch eutrophen Blaualgen dominierten See befand. Die Abwassereinleitungen sind heute jedoch weitestgehend saniert. Der Zustand des Sees scheint sich auf einem schwach eutrophen, stabilen Niveau mit Diatomeen-Dominanz und ausgeprägtem Klarwasserstadium stabilisiert zu haben. Da sein potenziell natürlicher Zustand (nach LAWA) jedoch oligotroph wäre, wird angestrebt, die Produktivität auf den mesotrophen Zustand zu verringern. Hierzu werden Maßnahmen zur Verringerung der Einträge aus der Landwirtschaft vorgeschlagen, die jetzt den Hauptanteil an den Nährstofffrachten haben.

Die Ufer des Sees sind auf Grund seiner Größe und durch wiederholte Wasserspiegelveränderungen durch Erosionsvorgänge geprägt, die in weiten Bereichen durch das Verschwinden der Röhrichtbestände verstärkt werden. Die Ursachen für den drastischen Röhrichtrückgang sind ungeklärt.

Literatur

- [1] GROSCHOPF, P. (1936): Die postglaziale Entwicklung des Großen Plöner Sees in Ostholstein aufgrund pollenanalytischer Sedimentuntersuchungen. – Arch. Hydrobiol.30:1-84
- [2] LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (2001): Der Große Plöner See – Bericht über die Untersuchung des Zustandes des Großen Plöner Sees.
- [3] LAWA (1985): Seen in der Bundesrepublik Deutschland, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, München 1985, S. 43-45
- [4] MÜLLER, U. (1977): Stoffhaushalt, Phytoplankton und Primärproduktion in drei ostholsteinischen Seen unterschiedlichen Trophiegrads. – Dissertation, Christian-Albrecht-Universität Kiel
- [5] OHLE, W. (1972): Die Sedimente des Großen Plöner Sees als Dokumente der Zivilisation. Jahrbuch für Heimatkunde, Kreis Plön 2: 2-27
- [6] OHLE, W. (1973): Die rasante Eutrophierung des Großen Plöner Sees in frühgeschichtlicher Zeit. Die Naturwissenschaften 60, Springer Verlag

- [7] STÄHR, E. & E. RECK-MIETH (ed., 1998): Seen-Beobachtung – 50 Gewässer aus dem Kreis Plön im Vergleich.- Herausgeber Kreis Plön; struve-druck, Eutin: 1–234.
- [8] UTERMÖHL, H.(1982): Die Vernichtung von Phragmites durch Cladophora im Großen Plöner See. – Archiv Hydrobiol. 95

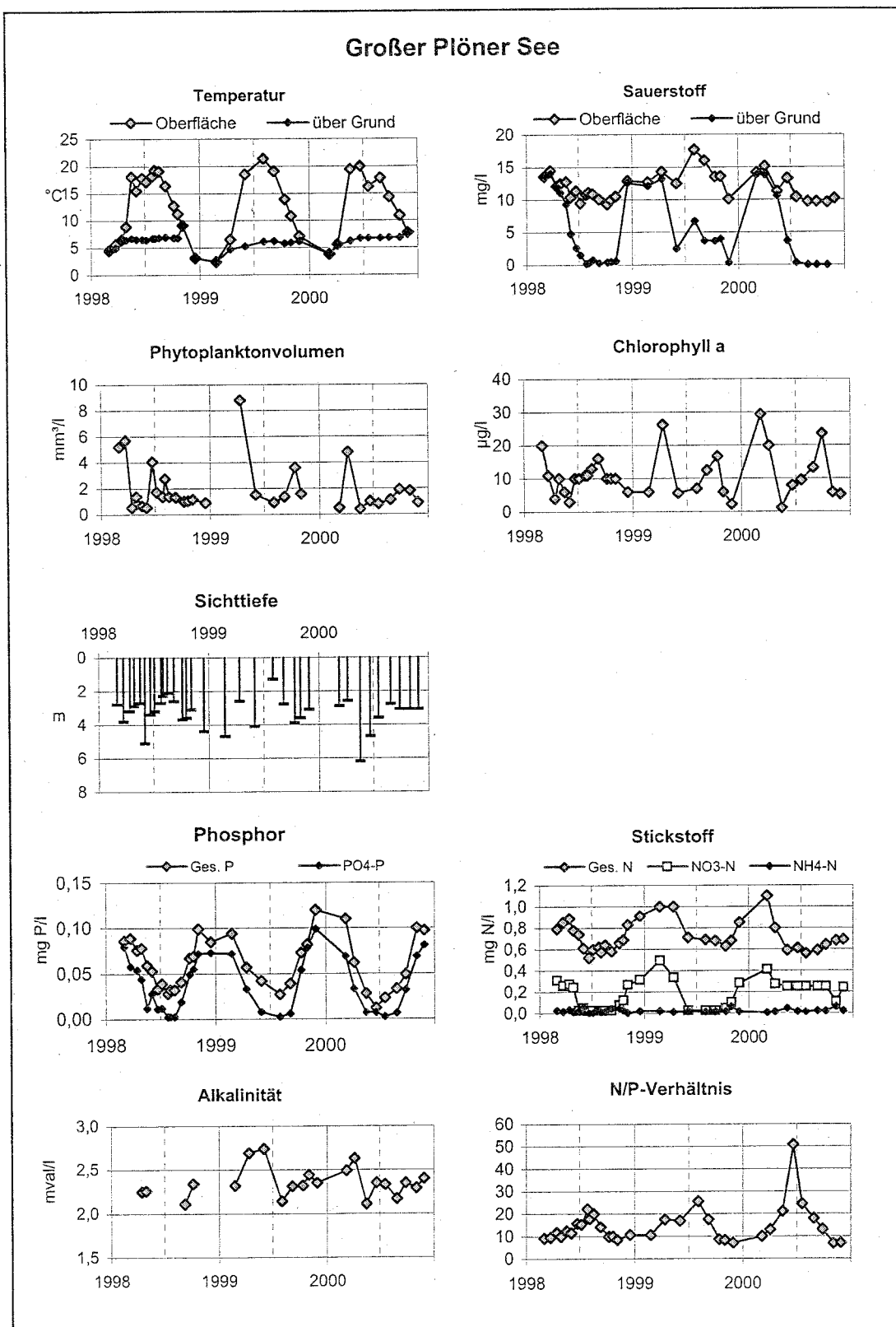


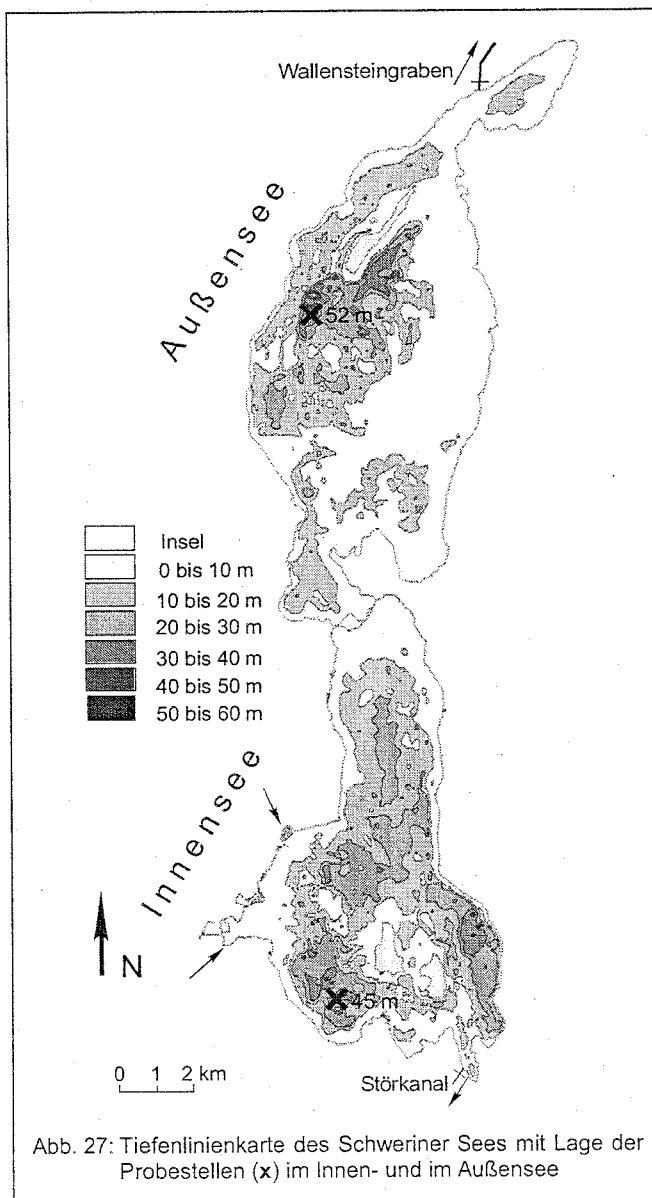
Abb. 26: Temperatur und Sauerstoff im Oberflächen und Tiefenwasser sowie Sichttiefe, Chlorophyll, Phytoplanktonvolumen, Alkalinität, Phosphor und Stickstoff im Epilimnion des Großen Plöner Sees 1998 bis 2000 (Südbecken)

4.2.2. Schweriner See

Entstehung und Bedeutung

Der Schweriner See liegt in der Westmecklenburgischen Seenlandschaft in einer tertiären Senke, die durch die letzte Eiszeit als subglaziale Schmelzwasserrinne zwischen dem Pommerschen und dem Frankfurter Stadium überformt wurde. Die Moränenzüge der umliegenden Hügel heben sich bis zu 100 müNN [8]. Der Schweriner See ist der viertgrößte See Deutschlands. Seine Nutzung als Wasserstraße, als ertragreicher Fischgrund und als Vorfluter für Abwässer der Stadt Schwerin hat eine lange Geschichte.

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Schweriner Sees

	Innensee	Außensee
Höhe über NN	37,7 m	
Seefläche	26,4 km ²	35,2 km ²
Seevolumen	355,9*10 ⁶ m ³	331,5*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	44,6 m	52,4 m
mittlere Tiefe	13,5 m	9,4 m
Uferlänge	49,9 km	45,0 km
Uferentwicklung*	2,74	2,14
Mixistyp	dimiktisch	
Schichtungsdauer	Mai – Okt.	
Epilimniontiefe**	12 m	14 - 16 m

* Verhältnis Seeumfang zum Umfang eines flächengleichen Kreises

** Mitte des Metalimnions im Sommermittel

Das Becken des Schweriner Sees weist eine relativ komplexe Morphometrie mit mehreren tieferen Stellen auf. Durch eine Mitte des 19. Jahrhunderts aufgehöhte Seebarriere, den Paulsdamm, wird der See in zwei fast gleichgroße Teile, den südlichen Innensee mit der Stadt Schwerin und den nördlichen Außensee, geteilt. Die beiden Seebecken unterscheiden sich sowohl in ihrem Schichtungsverhalten als auch in Nährstoffkonzentrationen und -umsetzung.

Der Innensee hat bei einer maximalen Tiefe von fast 45 m eine mittlere Tiefe von 13,5 m und weist meist von Mai bis Oktober eine stabile thermische Schichtung mit einer Sprungschicht bei ca. 12 bis 14 m auf. Der Außensee ist mit einer maximalen Tiefe von 52 m zwar tiefer, ist in weiten Teilen des Beckens jedoch relativ flach und hat nur eine mittlere Tiefe von 9,4 m. Das Metalimnion liegt bei 16 bis 18 m, so dass das Hypolimnion relativ klein ist und große Teile des Seebeckens durchmischt sind [4].

Hydrologie und Einzugsgebiet

Der Schweriner See besitzt einen größeren Zufluss, den Aubach, sowie eine Anzahl kleinerer oberirdischer Zuflüsse. Darüber hinaus strömt ihm Grundwasser zu. Die theoretische Austauschzeit beträgt etwa 11 Jahre.

Die Zu- und Abflussverhältnisse sind kompliziert, da der See zwei staugeregelte Abflüsse, sowie Verbindung zu mehreren angrenzenden Seen besitzt. Die zwei Abflüsse, der nach Süden in die Störwasserstraße abfließende Störkanal und der nach Norden abfließende Wallensteingraben, werden über Wehre geregelt. Der Wallensteingraben wurde bereits in der ersten Hälfte des 16. Jahrhunderts errichtet. Wie die Müritz wird der Schweriner See als Wasserspeicher für die Sicherung der Nutzung verschiedener angrenzender Gewässer benutzt. Die langjährigen mittleren Seespiegelschwankungen betragen 0,36 m [6].

Hydrologie und Einzugsgebiet des Schweriner See

Fläche des Einzugsgebiets	414 km ²
Umgebungsarealfaktor*	8,5
Theoretische Austauschzeit	11 Jahre
MHW – MNW**	0,36 m
Einwohnerdichte	nicht bekannt
Anteil Wald**	12,8 %
Anteil Acker**	47,5 %
Anteil Grünland**	7,6 %
Anteil Wasserfläche**	20,9 %
Anteil bebaute Fläche**	10,9 %
Anteil sonst. (Moor)**	0,3 %

* Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche
** nach [6]

Das oberirdische Einzugsgebiet hat eine Fläche von 414 km² und ist durch landwirtschaftliche Nutzflächen und einen hohen Anteil an Wasserflächen geprägt.

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Erste Untersuchungen am Schweriner See wurden bereits Ende des 19. Jahrhunderts durchgeführt. Zu diesem Zeitpunkt besaß der Schweriner See noch eine artenreiche Flora und Fauna und hohe Sichttiefen. Das Plankton war durch Diatomeen geprägt. Die auf sauerstoffreiches Tiefenwasser angewiesene kleine Maräne (*Coregonus albula*) und der Stint (*Osmerus eperlanus*) waren häufig [9].

Seit Anfang des 20. Jahrhunderts wurden in den Schweriner Innensee ständig zunehmende Mengen an Abwasser der Stadt Schwerin eingeleitet, das lediglich mechanisch gereinigt worden war. Verstärkte Eutrophierungserscheinungen wurden seit 1949 beobachtet. Die negative Entwicklung beschleunigte sich in den folgenden Jahren. 1959 wurden zunehmende Sauerstoffdefizite im Tiefenwasser mit H₂S-Bildung sowie Blaualgenblüten im Innensee registriert, die Sichttiefen lagen z.T. unter 60 cm. Zeitlich etwas verzögert und leicht abgeschwächt (ohne H₂S-Bildung) traten die gleichen Erscheinungen im Außensee auf. Die Kleine Maräne war im Innensee ausgestorben, ihre Bestände im Außensee stark dezimiert. Die Brasse bildete Hungerformen aus, da das Benthos weitgehend verödet war. Die Einleitung landwirtschaftlicher Abwässer, z.B. einer Schweinemästerei mit ca. 10.000 Tieren, stellten eine weitere Belastungen dar [8].

Der Höhepunkt der Belastung lag in den 70er Jahren. In dieser Phase wurden täglich 35.000 m³ Abwasser mit einer Phosphorfracht von 218 t P pro Jahr, das sind bezogen auf den Innensee jährlich 8,3 g P/m² Seefläche, eingeleitet. Phosphorkonzentrationen von etwa 2 bis 3 mg P/l waren die Folge. Zwar war das Phytoplankton jetzt im Frühjahr noch immer von Diatomeen bestimmt, dem meist ein Klarwasserstadium folgte, ab etwa Juni/Juli bis September bildeten sich jedoch massive Blaualgenblüten (*Microcystis* sp., *Aphanizomenon* sp., *Anabaena spiroides*) mit Sichttiefen bis unter 0,9 m. Während des Klarwasserstadiums kam es im Uferbereich zur Massentwicklung von fädigen Grünalgen [7].

Mitte der 80er Jahre wurde das Schweriner Klärwerk mit einer provisorischen P-Fällung ausgestattet, seit 1991 wird kein Abwasser mehr in den See eingeleitet. Die Phosphorgehalte sind seitdem vor allem im Innensee, aber auch im Außensee deutlich zurück-

gegangen (Abb. 28), liegen aber immer noch in einem Bereich, der eine P-Limitation der Primärproduktion ausschließt (Innensee: 0,6, Außensee 0,4 mg P/l zur Frühjahrszirkulation).

Im heutigen Zustand haben beide Seeteile, insbesondere in den letzten beiden Jahren, bei Stickstoffkonzentrationen von ca. 2 mg N/l und 1 mg N/l ein sehr enges N/P-Verhältnis. Da in beiden Seeteilen der anorganische Stickstoff zeitweilig aufgezehrt ist, der Phosphor dagegen fast vollständig als Phosphat vorliegt, kann inzwischen von einer zumindest zeitweilig stickstofflimitierten Primärproduktion ausgegangen werden. Positiv scheinen sich auch die meist hohen Zooplanktondichten auszuwirken, da das Phytoplanktonvolumen und die Chlorophyllkonzentrationen im Verhältnis zu den Nährstoffkonzentrationen meist recht gering sind und oft ein länger andauerndes Klarwasserstadium mit sommerlichen Sichttiefen von bis zu 6 m auftritt. Noch immer wird nach einem Frühjahrsdiatomeenmaximum und einem Klarwasserstadium ein sommerliches Blaualgenmaximum beobachtet, das jetzt überwiegend aus *Gloeotrichia* sp. besteht. Das Klarwasserstadium hält inzwischen jedoch länger an [Mathes, mündl. Mitt.]. Zu den hohen sommerlichen Sichttiefen trägt wahrscheinlich auch das

Stoffhaushalt und Biologie im Schweriner See

	Innensee	Außensee
potenzielle Trophie nach LAWA	mesotroph	
aktuelle Trophie nach LAWA	schwach eutroph (e1)	
Alkalinität*	3,0 mval/l	3,0 mval/l
Nährstoffbelastung 70er Jahre***	> 8,3 g/(m ² *a)	
Nährstoffbelastung heute	nicht bekannt	
MW Sichttiefe 1993 - 1997	3,8 m	2,5 m
MW Chlorophyll 1993 - 1997	6,9 µg/l	16,2 µg/l
MW Ges. P 1993 - 1997	0,63 mg P/l	0,40 mg P/l
MW Ges. N 1993 - 1997	2,05 mg N/l	1,25 mg N/l
Sedimentcharakteristik	Faulschlamm	
untere Makrophytengrenze	0 m	0 m
Phytoplanktoncharakter	instabil	
Zooplanktoncharakter	instabil	

*Zirkulation

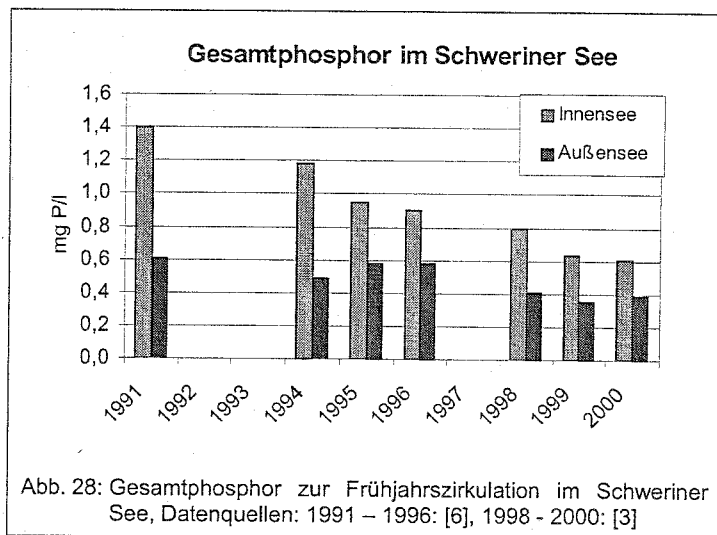
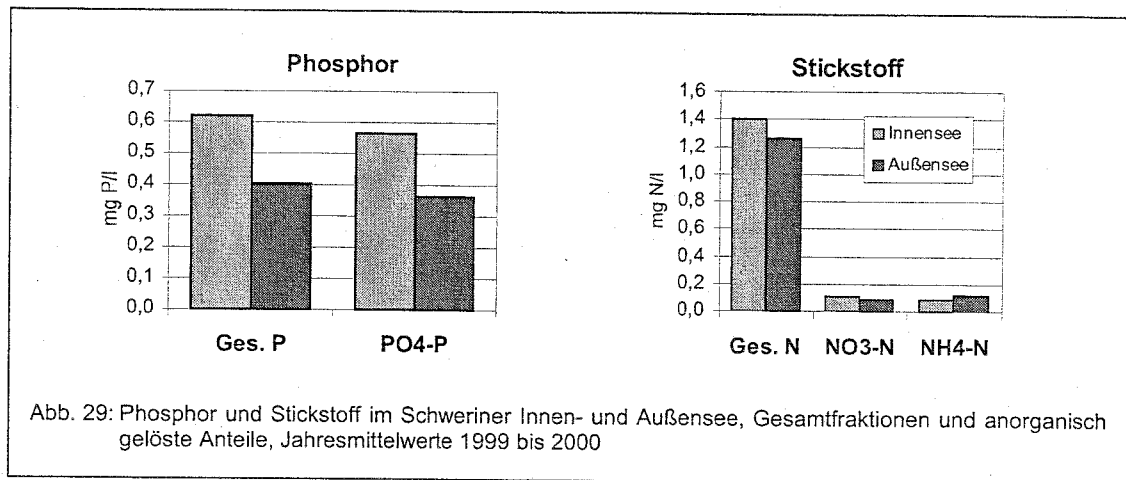


Abb. 28: Gesamtphosphor zur Frühjahrszirkulation im Schweriner See, Datenquellen: 1991 - 1996: [6], 1998 - 2000: [3]

geklumpte Auftreten dieser koloniebildenden Blaualge bei, das noch bei hohen Dichten eine vergleichsweise hohe Sichttiefe erlaubt.



Im Außensee bildet sich eine deutlich höhere Phytoplanktonbiomasse als im nährstoffreicheren Innensee. Da die Sprungschicht im Außensee tiefer liegt und das Becken flacher ist, sind weite Teile des Seebeckens bis zum Grund durchmischt, was eine intensivere Primärproduktion begünstigt.

Mit einem ab September sauerstofffreien Hypolimnion ist der Sauerstoffhaushalt in beiden Seen noch immer sehr kritisch [6].

Insgesamt ist der Zustand des Schweriner Sees instabil und kann von Jahr zu Jahr, in Abhängigkeit vom Wetter, stark schwanken.

Benthos und Fische

Zum Benthos liegen keine Untersuchungen vor, während die Entwicklung der Fischfauna wegen der großen fischereilichen Bedeutung des Schweriner Sees recht gut dokumentiert ist.

Der Schweriner See galt schon im 16. Jahrhundert als ein besonders fischreiches Gewässer. Zwar kam es schon um 1900 zeitweilig zu Fischverlusten, die durch eutrophierungsbedingten Sauerstoffmangel verursacht wurden, doch war der See noch vor dem 2. Weltkrieg ein bedeutendes Fischereigewässer mit jährlichen Erträgen allein der Kleinen Maräne (*Coregonus albula*) von 30.000 kg. Barsche und die Kleine Maräne waren die wirtschaftlich wichtigsten Fische [7].

Anfang der 60er Jahre waren die Gesamterträge um 50 – 60 % auf 24 kg/ha zurückgegangen, die Kleine Maräne war wegen der schlechten Sauerstoffbedingungen im Innensee nicht mehr überlebensfähig, im Außensee stark dezimiert. Der Stint war im Innensee ebenfalls nicht mehr anzutreffen, der Bestand an Bleien war stark dezimiert [7]. In den 60er Jahren wurde am Südufer des Sees mit der Forellenmast in Netzkäfigen begonnen, die jährliche Erträge von etwa 120 t brachten [1] und zu einer weiteren Eutrophierung führte. Die Forellenmast ist inzwischen eingestellt.

Ufer- und Unterwasservegetation

Über die Röhrichbestände des Sees ist lediglich bekannt, dass auch im Schweriner See in den 70er Jahren ein deutliches Schilfsterben zu beobachten war.

Über die Unterwasservegetation gibt es ebenfalls keine Untersuchungen. In einer Broschüre zur Fischerei im See wird jedoch erwähnt, dass es bei Einführung der Netzkäfighaltung Ende 1966 "Behinderungen durch Unterwasserkrautbestände" gegeben habe, so dass zumindest der Außensee in diesem Zeitraum noch relativ umfangreiche submerse Makrophytenbestände gehabt haben muss [1].

Sediment

Das Sediment des Schweriner Sees wurde 1998 untersucht. Es zeigte nur leichten H_2S -Geruch und war von braun-grüner Farbe. Die Phosphorgehalte lagen bei 0,94 g/kg TG, die Stickstoffgehalte bei 11,0 g/kg TG [3].

Nutzungen und Maßnahmen

Der Schweriner See kann auf eine lange Geschichte verschiedener Nutzungen zurückblicken. Die fischereiliche Nutzung wurde bereits im Kap. Benthos und Fische dargestellt. Die Nutzung als Teil einer überregionalen Wasserstraße begann mit der Anlage des Wallensteingrabens, der schon vor über 400 Jahren Schwerin mit der Ostsee verband. Seit 1864 wurde der Schweriner See als Wasserstraße für die Dampfschiffahrt genutzt [4].

Der Schweriner See diente fast 100 Jahre lang, bis Anfang der 90er Jahre, als Vorfluter für die Abwässer der Stadt Schwerin, die bis Mitte der 80er Jahre lediglich mechanisch gereinigt in den See eingeleitet wurden. Mitte der 80er Jahre wurde eine provisorische Phosphatfällung gebaut, 1993 erhielt Schwerin ein modernes Klärwerk, das nicht mehr in den See einleitet. Seit 2000 werden auch die Überläufe der Mischkanalisation, die bei Starkregenereignissen noch immer unbehandelt in den See eingeleitet wurden, aufgefangen, behandelt und versickert. Die umliegenden kleineren Gemeinden wurden seit 1991 sukzessive an die zentrale Abwasserentsorgung angeschlossen, so dass der See jetzt frei von Abwassereinleitungen ist [6].

Als dominierender See der westmecklenburgischen Seenlandschaft ist der Schweriner See mit zahlreichen Zeltplätzen, Badestellen und Angelmöglichkeiten darüber hinaus von touristischer Bedeutung.

Zusammenfassung und Bewertung

Der Schweriner See, der viertgrößte See Deutschlands, ist ein jetzt wieder schwach eutropher stabil geschichteter See, dessen potenzieller Trophiezustand aufgrund seines verhältnismäßig kleinen Hypolimnionvolumens und der nährstoffreichen Böden im Einzugsgebiet mesotroph wäre.

Durch einen Damm ist der See in zwei Becken getrennt, das steilwandigere des Innensees, in den die Abwässer der Stadt Schwerin eingeleitet wurden, und das in weiten Teilen flachere des Außensees, das die Auswirkungen der Eutrophierung zeitverzögert und leicht abgemildert zeigte.

Die Eutrophierungserscheinungen des Sees, der in der Hochphasen Phosphorkonzentrationen im Milligrammbereich aufwies, umfassten neben akuten Sauerstoffproblemen mit Schwefelwasserstoffbildung im Tiefenwasser das regelmäßige Auftreten von Blaualgenblüten, das Aussterben sauerstoffliebender Fische, teilweise akute Fischsterben und das Auftreten von fädigen Grünalgen im Uferbereich. Vermutlich ist die Eutrophierung auch am Röhrichsterben der 70er Jahre beteiligt. Erstaunlicherweise schien jedoch auch im Stadium der Hocheutrophierung stets ein Klarwasserstadium mit mehreren Metern Sichttiefe aufzutreten, das im Frühsommer meist mehrere Wochen anhielt.

Seit Sanierung der Abwassereinleitung zu Beginn der 90er Jahre sind die Phosphorkonzentrationen kontinuierlich zurückgegangen. Der Schweriner See zeigt heute bei Phosphorkonzentrationen, die

noch immer bei 0,4 bis 0,6 mg P/l liegen, zumindest zeitweilig eine Tendenz zur Stickstofflimitierung. Als Grund für die relativ geringen Chlorophyllwerte und Phytoplanktonbiomassen bei hohen Sichttiefen kann eine effektive Kontrolle des Phytoplanktonwachstums durch das Zooplankton angenommen werden. Insgesamt ist der Zustand des Schweriner Sees sehr instabil und stark abhängig vom Wetter des jeweiligen Jahres.

Literatur

- [1] HISTORISCHES MUSEUM SCHWERIN (ohne Jahr): Geschichte der Binnenfischerei auf dem Schweriner See. - Broschüre zur Dauerausstellung im Freilichtmuseum Schwerin-Mueß
- [2] MATHES, J. (2001): Die Umsetzung des Sanierungs- und Restaurierungsprogramms der Seen in Mecklenburg-Vorpommern (erste Pilotprojekte). - DGL 2000: 537-542
- [3] SEENPROJEKT MECKLENBURG-VORPOMMERN DES STAATLICHEN AMTES FÜR UMWELT UND NATUR SCHWERIN (1994): Angaben zum Schweriner See (unveröff.)
- [4] SEENPROJEKT MECKLENBURG-VORPOMMERN DES STAATLICHEN AMTES FÜR UMWELT UND NATUR (STAUN) SCHWERIN (1994): Kurzgutachten Schweriner See (unveröff.)
- [5] STAATLICHES AMT FÜR UMWELT UND NATUR SCHWERIN (1991): Gewässergütebericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schweriner See, S. 84-85
- [6] STAATLICHES AMT FÜR UMWELT UND NATUR SCHWERIN (2000): Auskunftsbereich Schweriner See. unveröffentlichter Bericht
- [7] VENTZ, D. (1964): Der Schweriner See, seine gütemäßige Eignung für eine Trinkwasserentnahme. - Z. ges. Hyg. 10(7):439-448
- [8] VENTZ, D. & W. LINDNER (ohne Jahr): Abschlussbericht über die chemische und biologische Untersuchung des Schweriner Sees im Rahmen der Erkundung neuer Trinkwasser-Vorkommen für die Stadt Schwerin. August 1959 bis August 1961. - Abschlussbericht der Wasserwirtschaftsdirektion Küste-Warnow-Peene-Stralsund
- [9] ZACHARIAS, O. (1898): Ein Blick auf das Plankton der Schweriner Gewässer. - Fischereizeitung 1:1-3

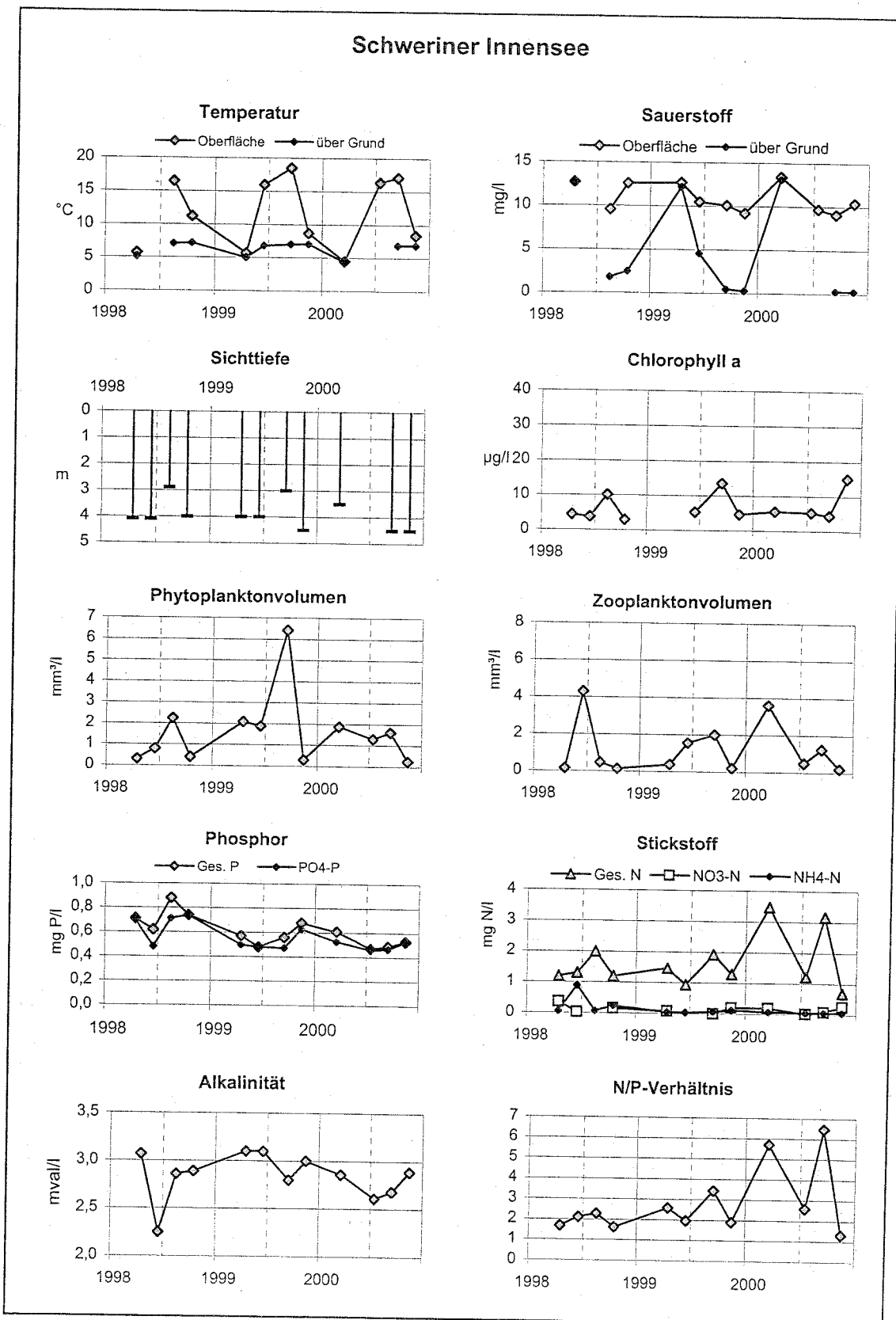


Abb. 30: Temperatur, Sauerstoff, Sichttiefe, Phyto- und Zooplanktonvolumen, Chlorophyll und Alkalinität sowie Phosphor und Stickstoff im Schweriner Innensee 1998 bis 2000

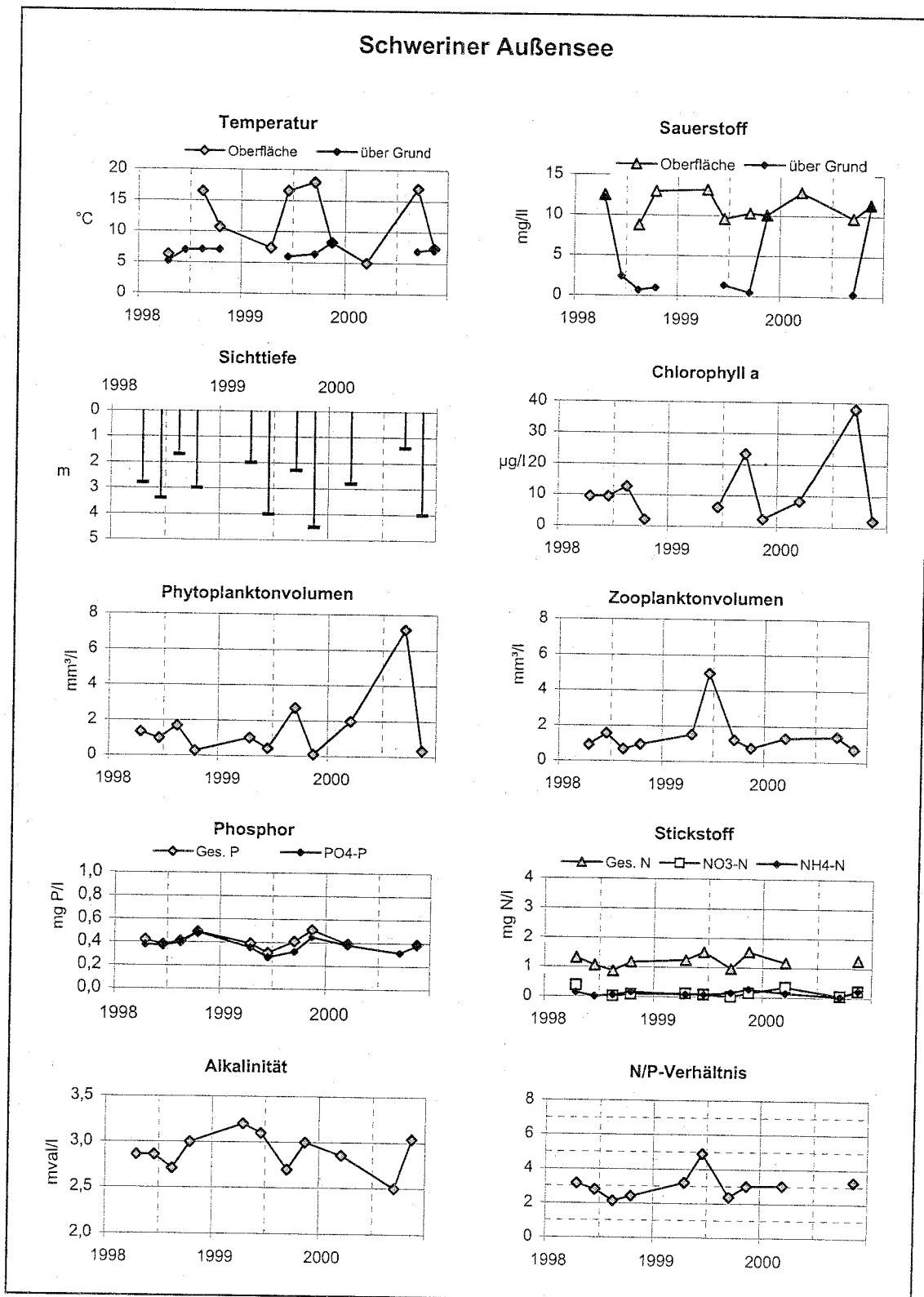


Abb. 31: Sichttiefe, Phyto- und Zooplanktonvolumen, Chlorophyll und Alkalinität sowie Phosphor und Stickstoff im Schweriner Außensee 1998 bis 2000

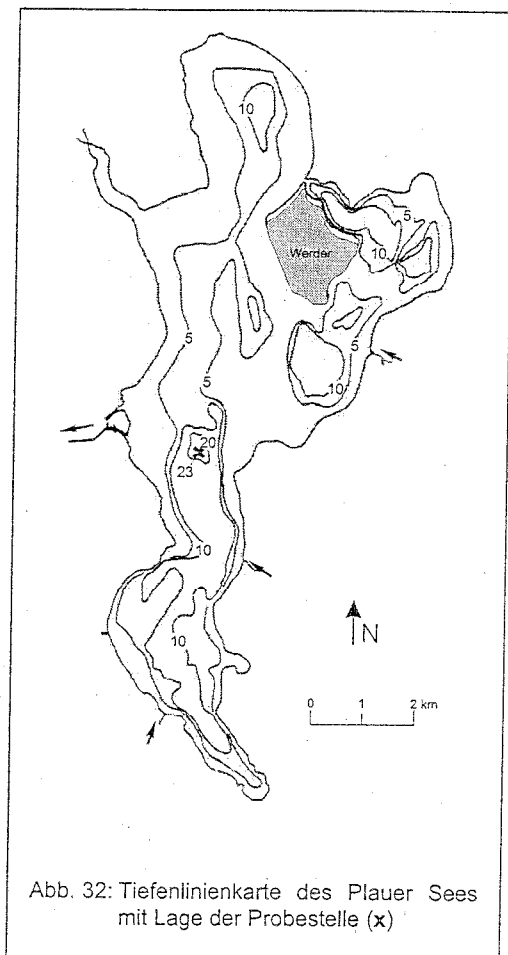
4.2.3. Plauer See

Entstehung und Bedeutung

Der Plauer See bildet den Abschluss der Seenkette der Mecklenburgischen Oberseen, zu denen auch die Müritz gehört. Wie die anderen Gewässer der Mecklenburgischen Seenplatte entstand der Plauer See während der letzten Eiszeit zwischen den Eisrandlagen des Pommerschen und des Frankfurter Stadiums.

Obwohl der Plauer See zu den zehn größten Seen Deutschlands gehört und von überregionaler touristischer Bedeutung ist, ist er nur wenig untersucht. Nur einzelne, sporadische ältere limnologische Untersuchungen sind bekannt, erst durch das Seenprojekt Mecklenburg/Vorpommern erfolgte mit einer jährlich viermaligen Probenahme eine systematische Erfassung von Zustand und Entwicklung dieses Sees.

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Plauer Sees

Höhe m über NN	61,9 müNN
Seefläche	38,4 km ²
Seevolumen	300*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	25,5 m
mittlere Tiefe	6,8 m
Uferlänge	57,2 km
Uferentwicklung	2,61
Mixistyp	dimiktisch
Schichtungsdauer	ca. 5 – 6 Monate
Epilimniontiefe	

* Verhältnis Seeumfang zum Umfang eines flächengleichen Kreises

** Mitte des Metalimnions im Sommermittel

Der Plauer See gehört mit einer Wasserfläche von 38,4 km² zu den zehn größten natürlichen Seen in Deutschland. Er erstreckt sich etwa 15 km in nord-südlicher Richtung und zeigt ein relativ stark gegliedertes Bodenrelief mit mehreren Senken.

Der See ist dimiktisch. Durch die geringe Beprobungsfrequenz lässt sich die Schichtungsdauer nicht exakt festlegen, sie scheint jedoch etwa von Mai bis Ende September zu dauern.

Hydrologie und Einzugsgebiet

Der Plauer See wird von der Elde durchflossen, die im Süden in den See mündet und ihn im Norden verlässt. Darüber hinaus fließen ihm mehrere kleine Bäche aus der unmittelbaren Umgebung zu.

Durch mehrfache künstliche Vertiefung der Elde wurde der Seespiegel in den letzten 300 Jahren insgesamt um ca. 2 m abgesenkt [3].

Das Einzugsgebiet des Plauer Sees ist mit 1109 km² relativ groß (Umgebungsarealfaktor 28,9) und wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Die theoretische Austauschzeit ist nicht bekannt.

Hydrologie und Einzugsgebiet des Plauer Sees

Fläche des Einzugsgebiets	1.109 km ²
Umgebungsarealfaktor*	28,9
Theoretische Austauschzeit	nicht bekannt
MHW – MNW	
Einwohnerdichte	
Anteil Wald	
Anteil LN	
Anteil Wasserfläche	
Anteil sonst.	

* Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Mit einer Alkalinität von 2,3 mmol/l ist der Plauer See ein gut gepuffertes Gewässer.

Älteres Datenmaterial liegt für den Plauer See nur sehr wenig vor. Er wurde 1976 stichprobenartig von der Wasserwirtschaftsdirektion Küste untersucht [3]. Bereits Anfang der 70er Jahre wurde eine fortschreitende Eutrophierung beobachtet. An den Badestränden kam es zu Massenentwicklungen von fädigen Grünalgen und Geruchsbelästigung. Als Hauptursache der Eutrophierung wurden frühere Einleitungen landwirtschaftlicher Abwässer, intensive landwirtschaftliche Nutzung im vergleichsweise großen Einzugsgebiet sowie intensive Forellenmast in Netzkäfigen, dazu wiederholte Seespiegelsenkungen angesehen [3]. Nährstoffmessungen liegen für diesen Zeitraum leider nicht vor.

Stoffhaushalt und Biologie des Plauer Sees

potenzielle Trophie nach LAWA	mesotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	mesotroph bis schwach eutroph (e1)
Alkalinität	2,3 mmol/l
Nährstofffracht	nicht bekannt
MW Sichttiefe 1997 – 2000**	2,6 m
MW Chlorophyll 1997 – 2000**	6,4 µg/l
MW Ges. P 1997 – 2000*	0,05 mg P/l
MW Ges. N 1997 – 2000*	1,06 mg N/l
Sedimentcharakteristik	Faulschlamm
untere Makrophytengrenze	nicht bekannt
Phytoplanktoncharakter	kein stabiles Muster
Zooplanktoncharakter	

* Mittelwert der Frühjahrszirkulationswerte ** Mittelwert der Vegetationsperioden

Bei den 1976 erfolgten Untersuchungen lagen die sommerlichen Sichttiefen noch zwischen 1,5 m (Ende August) und 5 m (Juni). 1994 wurden nur noch Sichttiefen zwischen 1 und 2 m registriert, in den Jahren 1997, 1998 und 2000 lagen die maximalen sommerlichen Sichttiefen mit etwa 3,5 m wieder etwas höher.

Für die Jahre 1997 bis 2000 wird der Zustand des Plauer Sees als meso- bis schwach eutrophe klassifiziert. Bereits bei der Frühsommerbeprobung war das Tiefenwasser jedoch praktisch sauerstofffrei. Die Gesamtphosphorkonzentrationen lagen mit Werten zwischen 0,04 und 0,1 mg P/l sehr

hoch, wobei die Chlorophyllkonzentrationen mit Werten um 5 µg/l vergleichsweise niedrig blieben. Die Gesamtposphorkonzentrationen zeigten über den Beobachtungszeitraum eine abnehmende Tendenz. Ob diese sich fortpflanzt oder nur meteorologisch bedingt war, bleibt abzuwarten.

In vielen Phasen – so 1997 und 2000 zu allen vier Beobachtungsterminen – schien der Stickstoff wachstumslimitierend zu sein, da gelöstes Phosphat in hohen Konzentrationen vorhanden war, der anorganische Stickstoff dagegen in nur geringen Konzentrationen.

Die Buchten des Plauer Sees, insbesondere die Bereiche der Netzkäfighaltung, weisen eine höhere Trophie auf [2].

Das Phytoplankton bestand 1976 noch bis in den Sommer hinein überwiegend aus Kieselalgen und Grünalgen, erst ab Hochsommer dominierten dann verschiedene Blaualgenarten (*Gloeotrichia*, *Anabaena*, *Microcystis*, *Oscillatoria* spp.), subdominant waren Dinoflagellaten. Im Sommer 1994 war das Plankton noch immer von fädigen Blaualgen dominiert [1], während in den Jahren 1997, 1999 und 2000 das jahreszeitliche Planktonmuster jeweils sehr unterschiedlich war (Abb. 33). So dominierten die Blaualgen 1997 nur im Sommer, während sie 1999 bereits im Frühjahr auftraten. 2000, als das Phytoplankton zu allen Zeitpunkten von Diatomeen beherrscht war, traten Blaualgen praktisch gar nicht auf. Auch das Zooplankton unterschied sich sowohl hinsichtlich der dominanten Gruppen als auch der Biomassenentwicklung stark in den beiden untersuchten Jahren.

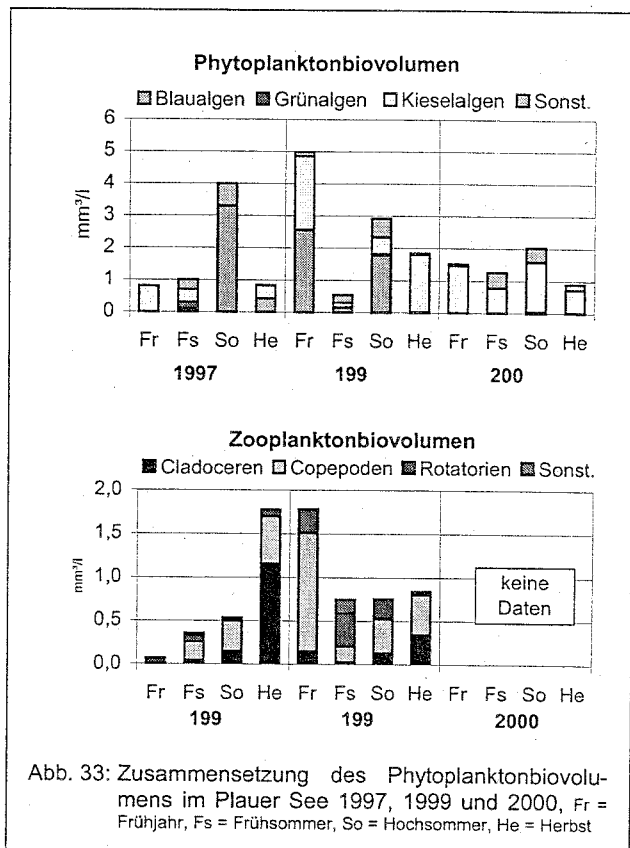


Abb. 33: Zusammensetzung des Phytoplanktonbiovolumens im Plauer See 1997, 1999 und 2000, Fr = Frühjahr, Fs = Frühsommer, So = Hochsommer, He = Herbst

Benthos und Fische

Benthosuntersuchungen liegen nicht vor.

Der Plauer See gilt trotz seiner starken Eutrophierungserscheinungen noch immer als Fischereigewässer mit gutem Raubfischbestand [2].

Ufer- und Unterwasservegetation

Am Nordteil des Sees entstand nach der Seespiegelsenkung eine Verlandungszone mit Torfwiesen, die mit ihren offenen Wasserflächen ein vogelkundlich wertvolles Gebiet darstellt und als NSG ausgewiesen ist [2]. Über die Unterwasser- und Ufervegetation des Plauer Sees liegen keine systematischen Untersuchungen vor.

Sediment

Eine Sedimentuntersuchung aus dem Jahre 1994 ergab schwefelwasserstoffhaltige Sedimente mit Gesamtphosphorgehalten von 1,45 g P/kg TG und 18 g N/kg TG [1].

Nutzungen und Maßnahmen

Als einer der größten Seen Mecklenburgs ist der Plauer See von überregionaler touristischer Bedeutung.

Der Plauer See wird intensiv fischereilich bewirtschaftet. Die Forellenmast in Netzkäfigen wurde bisher noch nicht eingestellt.

Die Verlandungszone des Nordufers ist als Naturschutzgebiet mit ornithologisch wertvollen Lebensräumen ausgewiesen.

Zusammenfassung und Bewertung

Trotz seiner Größe und Bedeutung gibt es über den Plauer See nur wenig Untersuchungen.

Der Plauer See ist ein gut gepufferter dimiktischer See, der spätestens in den 70er Jahren deutliche Eutrophierungserscheinungen zeigte. Durch das Fehlen älterer Untersuchungen kann keine eindeutige Aussage über seine jüngere Entwicklung gemacht werden. Die aktuellen Untersuchungen scheinen aber aufgrund der Sichttiefen und der Phytoplanktonzusammensetzung eine Verbesserung anzuzeigen. Das Phytoplanktonwachstum ist zeitweilig stickstofflimitiert. Der Phosphor wird daher nicht sehr effektiv in Phytoplanktonbiomasse umgesetzt, so dass die Chlorophyllkonzentrationen vergleichsweise niedrig bleiben. Das instabile Planktonmuster könnte darauf hinweisen, dass sich der Plauer See, ähnlich wie die Müritz, in einem Übergangsstadium zum mesotrophen Zustand befindet.

Literatur

- [1] SEENPROJEKT MECKLENBURG/VORPOMMERN DES MINISTERIUMS FÜR NATUR UND UMWELT: unveröff. Datenmaterial
- [2] SEENPROJEKT MECKLENBURG/VORPOMMERN DES MINISTERIUMS FÜR NATUR UND UMWELT (1994): Kurzgutachten zum Plauer See (Seenummer 24001), Stand 1994
- [3] WASSERWIRTSCHAFTSDIREKTION KÜSTE DER DDR (1984): Stellungnahme zur Wasserbeschaffenheit des Plauer Sees. – unveröffentlichtes Kurzgutachten der WWD Küste

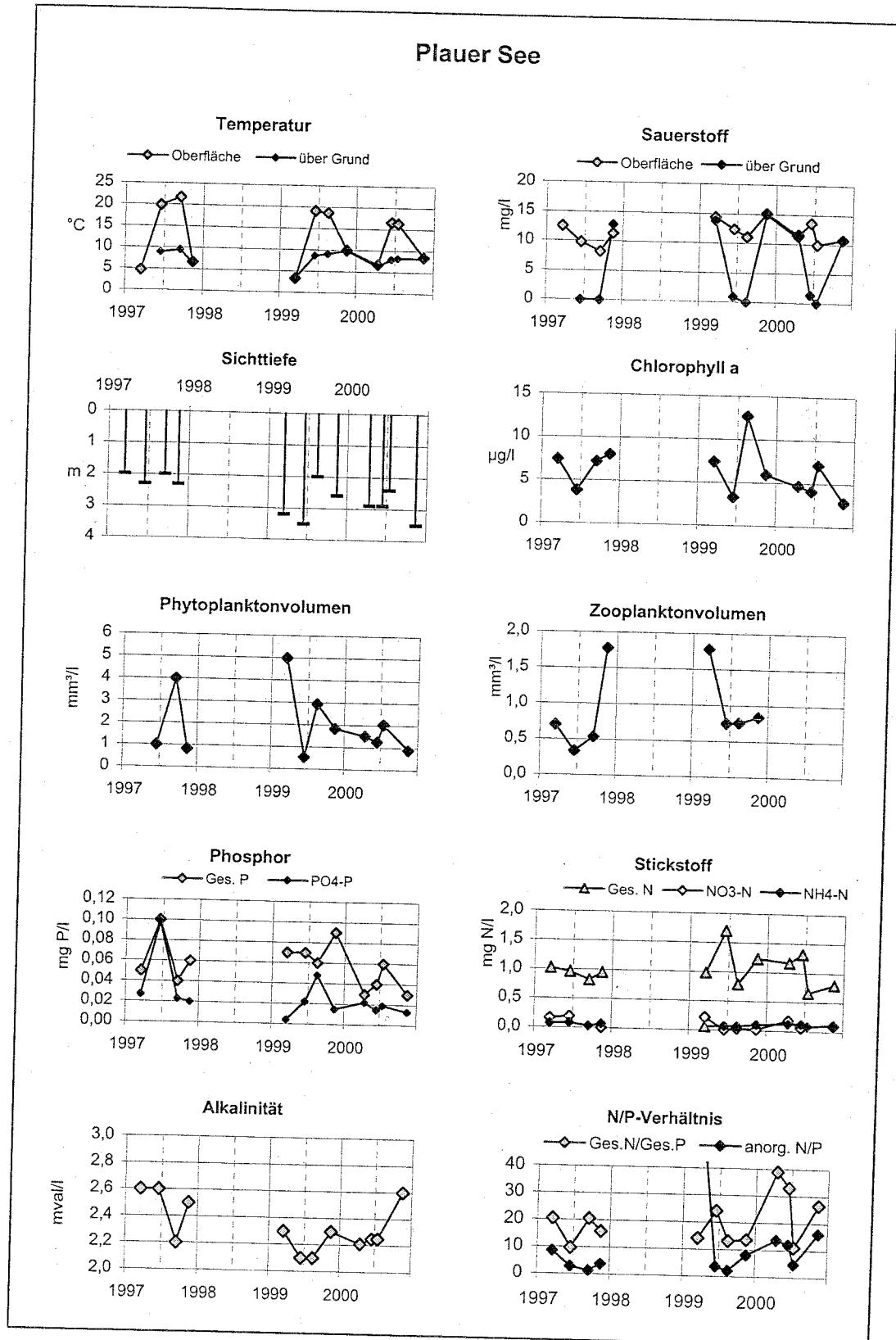


Abb. 34: Temperatur, Sauerstoff, Sichttiefe, Phyto- und Zooplanktonvolumen, Chlorophyll und Alkalinität sowie Phosphor, Stickstoff und N/P-Verhältnisse (Gewicht) im Plauer See 1997 bis 2000

4.2.4. Stechlinsee

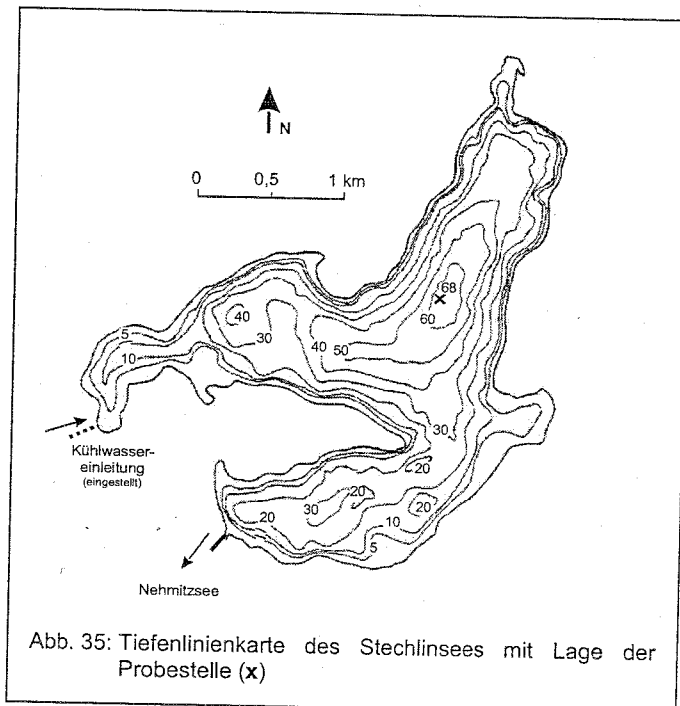
Entstehung und Bedeutung

Der Stechlinsee ist unter den natürlichen Seen Brandenburgs der tiefste und zugleich der nährstoffärmste. Er liegt ungefähr 100 km nördlich von Berlin an der Grenze zu Mecklenburg-Vorpommern im kuppigen Hügelland der Frankfurter Eisrandlage der letzten Eiszeit. Sein Entstehungstyp ist vermutlich eine Kombination aus Toteisbecken und Schmelzwasserrinne ("Kombinierter Beckensee") [12].

Die Entnahme und Wiedereinspeisung von Kühlwasser für das Atomkraftwerk Rheinsberg von 1966 bis 1989 führte durch Zulauf von nährstoffhaltigem Wasser und Erwärmung zu beginnenden Eutrophierungserscheinungen im Stechlinsee.

Der Stechlinsee ist von Bedeutung für die Erholungsnutzung. Er gehört zu den bestuntersuchten Seen Deutschlands. Das am See liegende Limnologische Institut (heute eine Abteilung des Leibniz-Instituts für Gewässerkunde und Binnenfischerei) wurde 1958 gegründet [3].

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Stechlinsees

Höhe über NN	59,6 m
Seefläche	4,25 km ²
Seevolumen	97*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	68,5 m
mittlere Tiefe	22,8 m
Uferlänge	16,1 km
Uferentwicklung*	2,14
Mixistyp	dimiktisch
Schichtungsdauer	Mai bis Nov.
Epilimniontiefe**	8 m

* Verhältnis Seenumfang zum Umfang eines flächengleichen Kreises

** Mitte des Metalimnions im Sommermittel

Das Becken des Stechlinsees ist relativ stark gegliedert und weist mehrere

Buchten auf. Oberhalb und unterhalb der Wasserlinie sind die Ufer relativ steil. Bei einer maximalen Tiefe von 68,5 m beträgt die mittlere Tiefe 22,8 m. Der See ist dimiktisch, die sommerliche Schichtung dauert im Allgemeinen von Mai bis November. Da die Hauptachse des Sees in der Hauptwindrichtung liegt, findet zur Zirkulation stets eine Durchmischung bis zum Grund statt [18].

Von 1966 bis 1989 wurden täglich 290.000 m³ Kühlwasser für das Atomkraftwerk Rheinsberg aus dem eutrophen Nehmitzsee entnommen, im AKW Rheinsberg zur Kühlung genutzt und in die westliche Bucht des Stechlinsees eingeleitet. Der Wärmehaushalt, das Schichtungsverhalten und der Nährstoffhaushalt des Sees wurden hierdurch verändert. Die sommerliche Schichtung setzte statt im Mai bereits im April ein und die Epilimniontiefe verringerte sich auf 4 m. Durch die Erwärmung wurde eine winterliche Eisbedeckung selten und der See tendierte damit zur Monomixis [18].

Hydrologie und Einzugsgebiet

Ein oberirdischer Zufluss zum Stechlinsee besteht nur zeitweise über den Dagowsee im Norden. Überwiegend strömt dem See Grundwasser zu [18]. Die theoretische Austauschzeit ist mit 32 Jahren recht groß.

Der Stechlinsee hatte ursprünglich keinen oberirdischen Abfluss. Erst Mitte des 18. Jahrhunderts wurde durch den Polzowkanal eine Verbindung zwischen dem südlichen Seebecken und dem Nehmitzsee und damit eine Verbindung zur Havel geschaffen. Als Folge sank der Seespiegel des Stechlinsees um etwa 1 m ab und die Uferzonen verkleinerten sich [4]. Heute sind der Seespiegel und das Abflussregime vom Wasserspiegel des Nehmitzsees abhängig, der an seinem Auslauf durch ein Wehr kontrolliert wird. Die Seespiegelschwankungen der beiden Seen sind daher sehr gering.

Das Einzugsgebiet des Stechlinsees ist überwiegend bewaldet.

Hydrologie und Einzugsgebiet des Stechlinsees

Fläche des Einzugsgebiets*	12,4 km ²
Umgebungsarealfaktor**	2,91
Theoretische Austauschzeit	32 Jahre
MHW – MNW ***	0,2 – 0,3 m
Einwohnerdichte	38,8 EW/km ²
Anteil Wald	80 %
Anteil Landwirtschaftl. Nutzfläche	nicht bekannt
Anteil Wasserfläche	
Anteil sonst.	

* unterird.: 26 km²

** Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche nach [18]

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Der Stechlinsee ist der nährstoffärmste der natürlich entstandenen Seen Norddeutschlands.

Die Entwicklung von Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Stechlinsees in historischer Zeit wurde durch paläolimnologische Untersuchungen eingeschätzt. Im Gegensatz zu vielen anderen norddeutschen Seen war der Stechlinsee, mit geringen, wahrscheinlich überwiegend klimatisch bedingten Schwankungen der Produktivität, vermutlich seit seiner Entstehung oligotroph [16].

In jüngerer Zeit erfuhr der Stechlinsee durch die Einleitung von Kühlwasser des Atomkraftwerkes Rheinsberg eine Eutrophierung, die zum einen durch Veränderung des Temperaturregimes, zum anderen durch den Nährstoffreichtum des eingeleiteten Wassers verursacht war. Dabei wurden täglich etwa 290.000 m³ Wasser aus dem Nehmitzsee entnommen und nach seiner Verwendung als Kühlwasser in die Westbucht des Stechlinsees eingeleitet. Für den Nährstoffhaushalt des Stechlinsees besonders ungünstig war die Tatsache, dass die Entnahme aus dem Nehmitzsee, zumindest anfangs, in der Nähe einer Abwassereinleitung erfolgte. Der Abfluss aus dem Stechlinsee erfolgte in den Nehmitzsee, so dass der südliche Teil des Sees in einen Kühlkreislauf mit dem Nehmitzsee verbunden wurde (s. Abb. 35). Dies führte in der westlichen Bucht des Stechlinsees zu einer Temperaturerhöhung von mehreren Grad, die bei gleichzeitiger Nährstoffanreicherung und Verlängerung der Vegetationsperiode zu einer Beschleunigung der mikrobiellen Umsatzprozesse führte. Der gesamte Wasserkörper des Stechlinsees wurde um etwa 1°C erwärmt [10, 18].

Das AKW Rheinsberg wurde 1989 abgeschaltet und die Kühlwassereinleitung damit eingestellt.

Die Phosphorfrachten, die vor der Kühlwassereinleitung mit etwa $0,04 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ im für oligotrophe Seen typischen Bereich lagen, waren während der Phase der Kühlwassereinleitung auf $0,07 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ (mesotropher Bereich) gestiegen [8]. Vor der Eutrophierungsphase war der Stechlinsee bei Gesamtposphorkonzentrationen von durchschnittlich $0,01 \text{ mg P/l}$ (Frühjahrszirkulation) ein typischer oligotropher See. Die Primärproduktion des Phytoplanktons war bei mittleren sommerlichen Sichttiefen von 11 m so gering, dass das Benthos nur spärlich ausgeprägt war [5]. Die Analyse der Sedimente zeigte, dass ein Großteil der organischen Substanz terrestrischen Ursprungs war (überwiegend Laub). Der Eintrag von Laub wurde für den Stechlinsee auf $5,4 \text{ g}/\text{m}^2$ jährlich geschätzt [14]. Der Sauerstoffgehalt im Hypolimnion lag stets über $5 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Die Phosphorakkumulation im Hypolimnion war auch an der tiefsten Stelle kleiner als $0,1 \text{ mg PO}_4\text{-P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ und war überwiegend durch Abbau sedimentierter organischer Substanz, weniger durch Rücklösungsprozesse verursacht [9].

Stoffhaushalt und Biologie im Stechlinsee

potenzielle Trophie nach LAWA	oligotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	oligotroph
Alkalinität*	1,87 mval/l
MW Sichttiefe 1996 – 1999**	8,6 m
Nährstofffracht 1970er Jahre	$0,071 \text{ g P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$
Nährstofffracht 1990er Jahre	$0,04 \text{ PO}_4\text{-P}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$
MW Chlorophyll 1996 – 1999**	2,1 $\mu\text{g/l}$
MW Ges. P 1996 – 1999*	$0,015 \text{ mg P/l}$
MW Ges. N 1996 – 1999*	$0,425 \text{ mg N/l}$
Sedimentcharakteristik	
untere Makrophytengrenze	ca. 15 m
Phytoplanktoncharakter	
Zooplanktoncharakter	

* Zirkulationswert

Das jahreszeitliche Phytoplanktonmuster war relativ stabil. Die Burgunderblut-Blualge *Planktothrix rubescens* war ganzjährig eine Hauptkomponente des Phytoplanktons. Sie dominierte im Winter und schichtete sich während der Sommerstagnation im unteren Metalimnion und im Hypolimnion ein. Das Frühjahrsdiatomeenmaximum, das sich unmittelbar nach Eisbruch entwickelte, wurde von kleinzelligen Grünalgen begleitet und brach mit Einsetzen der Sommerstagnation zusammen. Goldalgen erschienen in geringer Dichte. Wenn im August/September die thermische Schichtung instabil wurde, nahm die Planktondichte (Goldalgen, *P. rubescens*) wieder zu. Ende November, mit dem Einsetzen der Herbstzirkulation, sank die Planktondichte rapide. Die Phytoplanktondichten im Winter waren sehr gering [2].

Nach Beginn der Kühlwassereinleitung stieg die durchschnittliche Biomasse des Phytoplanktons auf das zwei- bis vierfache an. Zwar blieb das grobe Phytoplanktonsuksessionsmuster ähnlich, im Einzelnen änderten sich jedoch die dominanten Arten, einige Arten verschwanden vorübergehend, andere (z.B. *P. rubescens*) völlig, einige neue Arten erschienen. Insgesamt war eine auffällige Zunahme von Mikro- und Nanoplankton zu beobachten, es dominierten aber noch immer Diatomeen und Chrysomonaden [2]. Ein Anstieg der P-Konzentrationen war erst ab 1982 zu beobachten [15]. Die erhöhte Primärproduktion kam in einer Verdreifachung der biogenen Kalzitausfällung zum Ausdruck, ein Prozess, der der Eutrophierung zunächst durch Mitfällung von Phosphorverbindungen entgegen wirkte [11].

Das Zooplankton bestand im wesentlichen aus drei Arten von Crustaceen (zwei calanoide Copepoden und der Cladocere *Daphnia cucullata*), die ihre maximale Entwicklung zwischen Juni und August hatten. Die Rädertiere hatten ihre maximale Entwicklung von April bis August, ihre Biomasse machte jedoch meist nur etwa ein Viertel bis ein Fünftel der Gesamtzooplanktonbiomasse aus. Die Zusammensetzung während der Kühlwassereinleitung spiegelte den Übergang von oligotroph zu

mesotroph wider. Eine eindeutige Veränderung der Zooplanktonzönose aufgrund der Kühlwassereinleitung wurde, möglicherweise aus Mangel an älteren Daten, nicht sichtbar. Nur bei den Rädertieren ergaben sich Hinweise auf eine Verschiebung der Dominanzen in den eutrophen Bereich [19].

Die Eutrophierung betraf zunächst vor allem die westliche Bucht, in die das Kühlwasser eingeleitet wurde, und die südliche Bucht, durch die der Kühlwasserstrom den See wieder verließ. Die Sauerstoffverhältnisse verschlechterten sich hier besonders stark [15].

Bereits Anfang der 70er Jahre wurden Maßnahmen unternommen, um den Nährstoffgehalt des Kühlwassers zu verringern [8], so dass in der Folge die Hauptbelastung sekundär durch die erwärmungsbedingte Beschleunigung der mikrobiellen Umsatzprozesse bedingt war.

Nach der Einstellung der Kühlwassereinleitung 1989 war durch die lange Austauschzeit des

Stechlinsees nicht zu erwarten, dass sich die Entlastung schnell auswirken würde. Die Gesamtposphorkonzentrationen liegen mit 0,015 mg P/l noch immer in einem ähnlichen Bereich wie vor 1989. Die hypolimnische Anreicherung von Phosphat nahm sogar nach 1988 besonders stark zu (Abb. 36), so dass bei einer Fortsetzung des Trends der Zunahme der P-Rücklösung die Gefahr der rasanten

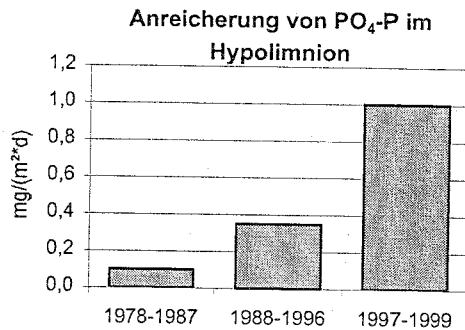


Abb. 36: Anreicherung von PO₄-P im Hypolimnion des Stechlinsees unterhalb einer Wassertiefe von 60 m; nach [7], vereinfacht

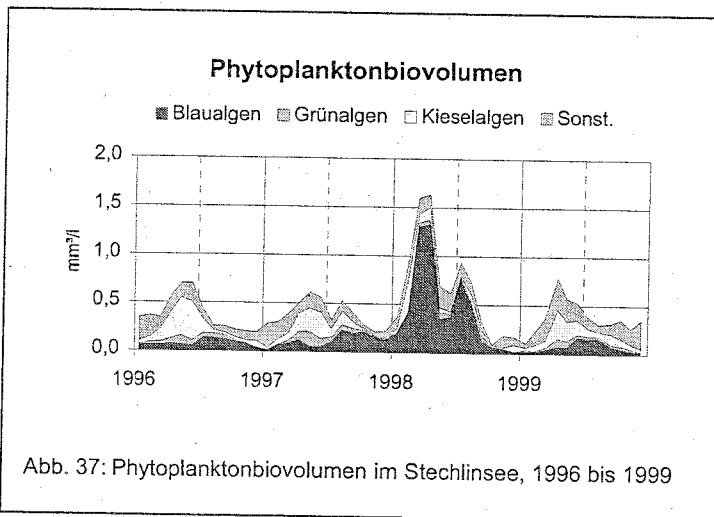


Abb. 37: Phytoplanktonbiovolumen im Stechlinsee, 1996 bis 1999

Phytoplankton auftritt [17]. Eine ähnlich Massentwicklung wiederholte sich in den Folgejahren jedoch nicht [Koschel, IGB, mündl. Mitt.]. Neuere Untersuchungen belegen auch die Bedeutung der sehr kleinzelligen „Picoalgen“ für die Primärproduktion des Stechlinsees, die sich zu Beginn der Sommerstagnation im oberen Hypolimnion konzentrieren und früher möglicherweise nicht immer erfasst wurden [17].

Makrozoobenthos und Fische

Der Stechlinsee besitzt eine artenreiche Benthosfauna, die Gegenstand umfangreicher Untersuchungen war. Hier soll nur auf die quantitativ bedeutsame Fauna des Profundals eingegangen werden, die sich aus drei konzentrischen Zonen zusammensetzt. Die obere dieser Zonen reicht bis

Eutrophierung befürchtet wurde [7]. Inzwischen scheint sich der Zustand des Sees jedoch stabilisiert zu haben, so dass sich jetzt vermutlich ein neues Gleichgewicht einstellt.

Die Instabilität dieses neuen Gleichgewichts wurde 1998 durch eine Massentwicklung der Burgunderblutalge deutlich (s. Abb. 37), die nach fast 30jähriger Abwesenheit seit etwa 1994 wieder ganzjährig subdominant im

35 m Wassertiefe und ist durch Einträge aus dem Litoral gekennzeichnet. Die Hauptarten sind die Chironomidenlarven *Microtendipes chloris* und *Stichtochironomus pictulus*. Die Leitgattung der Chironomiden des oligotrophen Sees, *Tanitarsus*, ist mit mehreren Arten vertreten. Von 35 bis 60 m erstreckt sich die typische Profundalfauna, die arten- und individuenarm ist (50 % Chironomiden, 25 % Nematoden, 25 % Tubifiziden), da durch die geringe Produktion des Sees nur wenig Nahrung das Sediment erreicht. In der untersten Zone (60 bis 68 m), die nur einen kleinen Teil des Seebodens ausmacht, sammelt sich mehr Detritus als in den oberen Bereichen, so dass hier die größte Benthosdichte gefunden wird, wobei die Nematoden gegenüber den höher gelegenen Bereichen stärker vertreten waren [5].

Durch die Kühlwassereinleitung verschoben sich die jeweiligen Zonen nach oben, da die Litoralzone sich durch verringerte Sichttiefen ebenfalls nach oben verlagerte. Die Einleitung von Kühlwasser führte in weiten Bereichen des Seebodens zu einer Verdreifachung der Benthosdichte. Zum Teil verschwanden Oligotrophie zeigende Arten, während Mesotrophie zeigende Arten neu einwanderten bzw. sich weiter ausbreiteten [10].

Wichtigste Fischart im Stechlinsee ist die Kleine Maräne (*Coregonus albula*), weiterhin sind Barsch, Plötze, Ukelei und Rotfeder häufig. Karpfen und Regenbogenforelle wurden durch Fischer in den See eingeführt [19]. Die Artenzahl wurde 1985 mit 24 [6], 1995 mit 11 Fischarten angegeben [1]. In den 70er und 80er Jahren lagen die fischereilichen Erträge mit insgesamt etwa 5 kg/(ha*a) relativ gering und hatten seit den 40er Jahren beständig abgenommen [6]. Vor der Eutrophierung galt die planktivore Kleine Maräne im Stechlinsee als schwachwüchsig, durch die eutrophierungsbedingte Veränderung der bevorzugten Laichgebiete in der Westbucht haben sich die Bestandsdichten und Erträge verringert, das individuelle Wachstum jedoch verbessert [1].

Ufer- und Unterwasservegetation

Die Ufer des Sees sind von Wald umgeben, überwiegend Kiefern, Buchen, Weiden und Erlen. Nur 4,8 % der Uferlinie grenzen an offenes Land (Siedlung, Wiesen, Badestellen) [12].

Die Röhrichte des Stechlinsees sind wegen der steilen Ufer überwiegend von geringer Tiefenausdehnung und erreichen nur in Buchten eine größere Tiefe. Sie setzen sich vor allem aus dem nährstoffarmen Typ des Schilfröhrichts (*Phragmites australis*) mit geringen Halmdichten zusammen und können bis 1,8 m Wassertiefe vordringen. Bestände der Schneide (*Cladium mariscus*), einer nährstoffarme Verhältnisse liebenden Art, sind ebenfalls häufig.

Die submerse Vegetation besiedelt im Stechlinsee große Teile der westlichen Bucht sowie der flacheren Bereiche im Süd- und Hauptbecken. Die untere Besiedlungsgrenze lag vor der Einspeisung von Kühlwasser bei etwa 20 m. Insgesamt waren etwa 40 % des Seebodens von submersen Makrophyten besiedelt, wovon etwa 30 % von Characeen eingenommen wurden. Mit Einleitung des warmen, nährstoffreichen Kühlwassers aus dem Nehmitzsee und der nachfolgenden Verringerung der Sichttiefe durch Plankton und Zunahme der Aufwuchsdichte auf den Pflanzen wurden rapide Veränderungen der Makrophytengesellschaften beobachtet. Als erstes war ein Rückgang der Characeen zu beobachten. Empfindliche Arten wie *Chara filiformis*, *Ch. aspera* sowie die Krebschere (*Stratiotes aloides*) und *Potamogeton rutilus* verschwanden völlig. Nährstoffliebende Arten wie Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*), Kammlaichkraut (*P. pectinatus*), *Ranunculus circinatus* und Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) breiteten sich rasch aus und bildeten dichte Bestände in der westlichen Bucht, in die das Kühlwasser eingeleitet wurde. Das Krause Laichkraut, *Potamogeton crispus*,

eine nährstoffliebende Art, die vorher völlig fehlte, verbreitete sich nun ebenfalls. Insgesamt war sowohl das Wachstum der submersen als auch der Röhrichtpflanzen beschleunigt.

15 Jahre nach Inbetriebnahme des Atomkraftwerkes hatte sich jedoch anscheinend ein neues Gleichgewicht eingestellt. Einige der Arten mit eher geringem Nährstoffbedarf waren zurückgekehrt, jedoch in geringerer Ausdehnung als vor der Kühlwassereinspeisung, andere blieben verschollen [13].

Sediment

Das autochthone Sediment beginnt im Stechlinsee in einer Wassertiefe von etwa 0,3 bis 0,5 m. Im Uferbereich ist es von Seekreidebänken unterlagert. Bei einer Wassertiefe von 15 bis 20 m beginnt die Schalenzone. Die Sedimente der Profundalzone bestehen aus einer Gytja, die neben autochthonem organischem Material auch allochthones Material und Huminsäuren enthält, da der Laubeintrag für den Stechlinsee eine Rolle spielt. Das hohe C/N-Verhältnis der Sedimente weist ebenfalls auf die Relevanz des Eintrags von terrestrischer organischer Substanz. Die Kalzitgehalte steigen in den während der letzten Jahrzehnte abgelagerten Sedimenten sprunghaft an, ein Hinweis auf die Eutrophierung (s.o., [11]). Höhere Gehalte finden sich auch für die Zeit des Atlantikums (8000 - 5000 v.u.Z.), möglicherweise gab es hier Phasen mit größerer Produktivität im Stechlinsee [16].

Die erhöhte Primärproduktion während der Eutrophierungsphase kam in vermehrter Kalzitfällung zum Ausdruck, die sich in einer Verdreifachung des Calciumanteils in den Sedimentschichten der letzten Jahrzehnte widerspiegelte. Wie die Sedimente anderer nährstoffarmer Seen sind die des Stechlinsees kalk- und phosphorhaltig, da die Kalzitfällung zu einer Retention des Phosphors im Sediment führt.

Nutzungen und Maßnahmen

Der Stechlinsee dient heute vor allem der Erholungsnutzung und als Forschungsobjekt. Die Fischbestände werden durch einen Berufsfischer bewirtschaftet.

Zusammenfassung und Bewertung

Der Stechlinsee ist ein relativ tiefer, dimiktischer, ursprünglich rein Grundwasser gespeister See. Trotz frühzeitiger anthropogener Eingriffe in den Wasserhaushalt konnte der See seinen oligotrophen Zustand mit sommerlichen Sichttiefen um 9 m und hypolimnischen Sauerstoffkonzentrationen, die stets über 6 mg O₂/l lagen, bewahren. Die Einleitung von vergleichsweise nährstoffhaltigem Kühlwasser ab 1966 führte jedoch zu Veränderungen sowohl in den Makrophyten- als auch in den Phytoplanktongemeinschaften und zu einer Erhöhung der Produktivität und Biomasse, die auch an der Zunahme der Benthosbesiedlung deutlich wurde. Die Phosphorkonzentrationen im See änderten sich zunächst nicht auffällig und blieben im oligotrophen Bereich.

Nach mehreren Jahrzehnten der Kühlwassereinleitung wurde jedoch auch an den Phosphorkonzentrationen im Tiefenwasser sichtbar, dass zumindest in den tiefsten Bereichen inzwischen zeitweilig eine deutliche P-Rücklösung stattfindet. Obwohl die Kühlwassereinleitung inzwischen seit über zehn Jahren eingestellt ist, ließ die exponentielle Zunahme dieser P-Akkumulation zunächst eine rasante Eutrophierung befürchten. Inzwischen scheint sich jedoch ein neues, wenn auch noch labiles Gleichgewicht eingestellt zu haben.

Literatur

- [1] ANWAND, K. & M. VALENTIN, M. (1996): Erste Untersuchungsergebnisse über die Ichthyofauna des Stechlinsees (Nordbrandenburg). - Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 1996: 438-443
- [2] CASPER, S.J. (1985): The phytoplankton. - in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster
- [3] CASPER, S. J. & D. FLÖSSNER (1998): The Lake Stechlin area, past and present, and the Lake Stechlin research project. - in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster
- [4] CASPER, S. J. & H.-D. KRAUSCH & L. KREY (1985): Mikrofossilien aus Sedimenten des Stechlinsees (A: Diatomeen, B: Cladoceren). - Endbericht zum Forschungsprojekt der DFG: Spätpleistozäne und holozäne Sedimente des Stechlinsees, Rekonstruktion der Entwicklungsgeschichte des Gewässers
- [5] FLÖSSNER, D., P. KASPRZAK, G. MOTHES, D. RONNEBERGER & W. SCHÖRNBORN (1985): The invertebrate community. - in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster
- [6] FLÖSSNER, D., D. RONNEBERGER & W. SCHEEFFLER (1985): The vertebrate community. - in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster
- [7] GONSIORCZYK, T., P. CASPER & R. KOSCHEL (2000): Intensität und Mechanismus der P-Freisetzung aus dem Profundalsediment eines oligotrophen und eines eutrophen Sees (Stechlinsee und Feldberger Haussee). - Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 2000:443-447
- [8] KLAPPER, H. & R. KOSCHEL (1985): Lake Stechlin area and society. - in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster
- [9] KOSCHEL, R. & G. MOTHES (1985): The phosphorus budget. - in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster
- [10] KOSCHEL, R., G. MOTHES & S.J. CASPER (1985): The ecosystem Lake Stechlin: the life of the lake. - in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster
- [11] KOSCHEL, R. (1992): Kalzitfällung im oligotrophen Stechlinsee, Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 1992: 35-36V
- [12] KREY, L. (1985): The lakes of the Lake Stechlin area. - in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster
- [13] KRAUSCH, H.-D. (1985): Aquatic macrophytes of the Lake Stechlin area. - in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster

- [14] MOTHES, G. & G. PROFT (1985): Sediments and sedimentation. – in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster
- [15] MOTHES, G., R. KOSCHEL & G. PROFT (1985): The chemical environment. – in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster
- [16] PACHUR, H.-J., H.-P. RÖPER & S. SCHWARZ (1998): Sedimentanalyse des Stechlinsees. – Endbericht zum Forschungsprojekt der DFG: Spätpleistozäne und holozäne Sedimente des Stechlinsees, Rekonstruktion der Entwicklungsgeschichte des Gewässers
- [17] PADISK, J., L. KRIENITZ, W. SCHEFFLER, R. KOSCHEL, J. KRISTIANSEN & I. GRIGORSZKY (1998): Phytoplankton succession in the oligotrophic Lake Stechlin (Germany) in 1994 and 1995. – *Hydrobiologia* 369/370: 179-197
- [18] RICHTER, D. & R. KOSCHEL (1985): The hydrometeorology of the Lake Stechlin area. – in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster
- [19] RONNEBERGER, D., P. KASPRZAK (1985): The zooplankton population. – in: Lake Stechlin, S.J. Casper (ed.), Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster

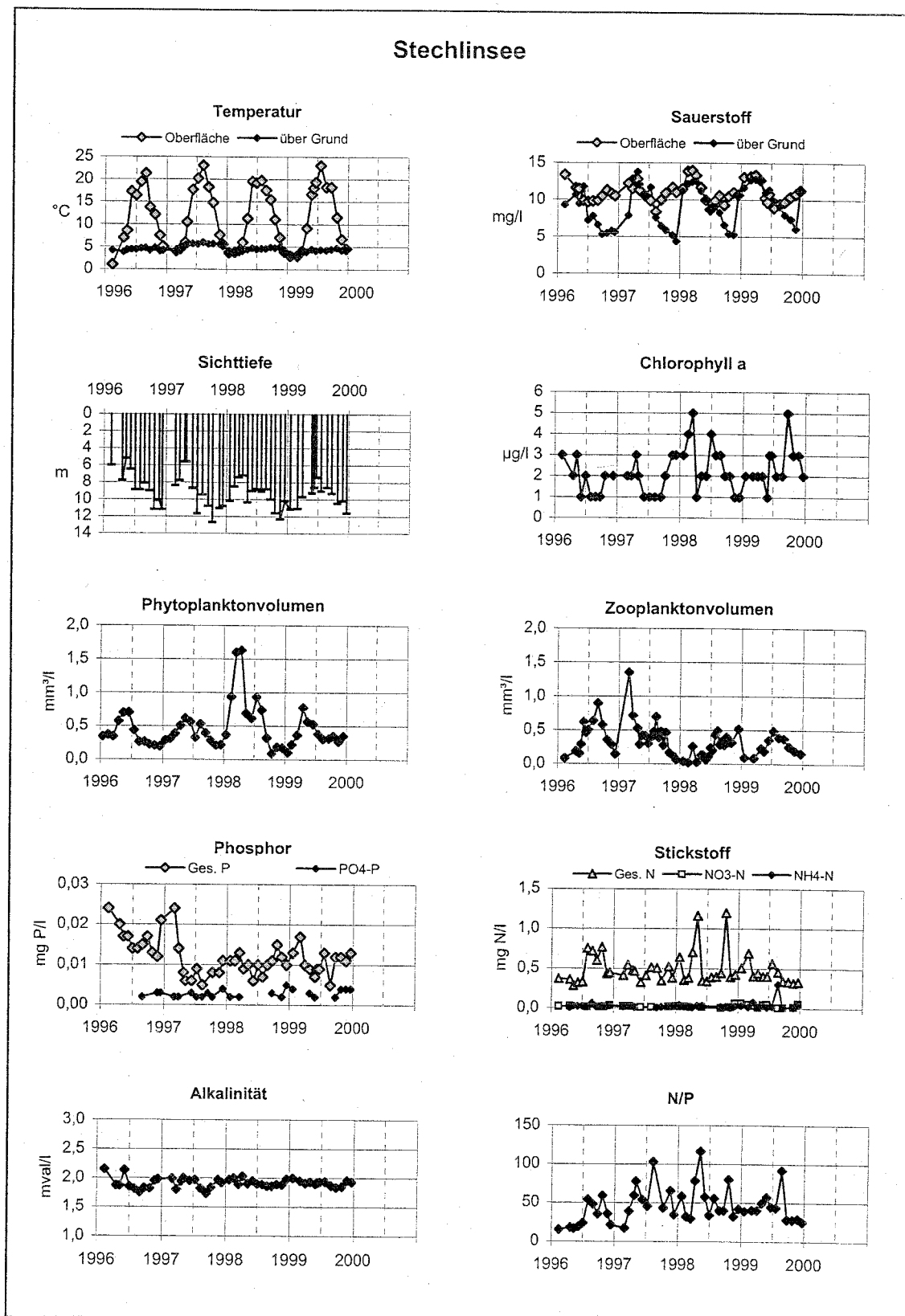


Abb. 38: Temperatur und Sauerstoff, Sichttiefe, Chlorophyll, Phytoplanktonvolumen und Alkalinität sowie Phosphor und Stickstoff im Stechlinsee 1997 bis 1999

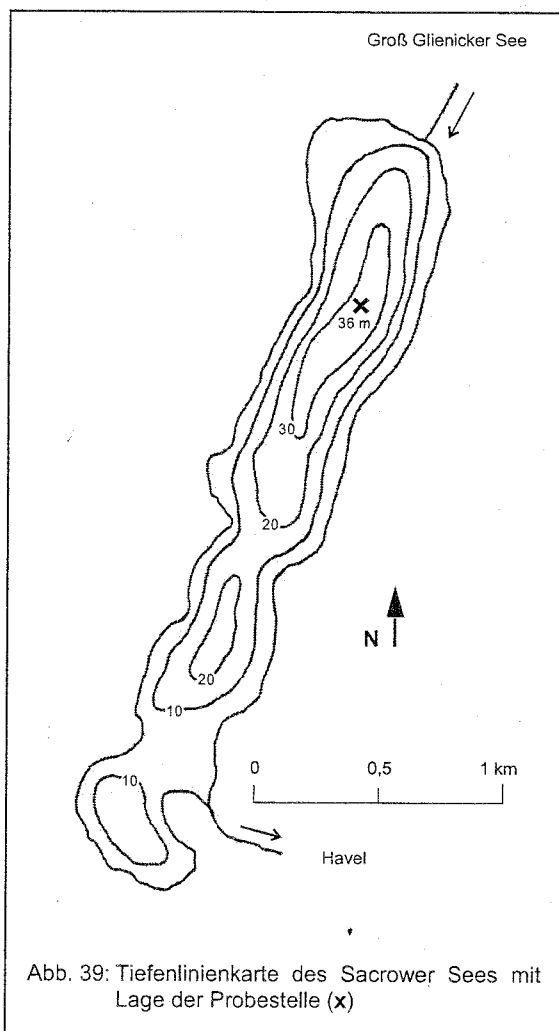
4.2.5. Sacrower See

Entstehung und Bedeutung

Der nördlich von Potsdam gelegene Sacrower See ist Teil einer eiszeitlichen Schmelzwasserrinne, die sich westlich der Berliner Havel entlang zieht und zu der auch der nördlich vom Sacrower See gelegene Groß Glienicker See gehört.

Seit 1941 ist der Sacrower See Naturschutzgebiet. Auf Grund seiner im Vergleich zu den umliegenden Seen guten Wasserqualität wurde er 1974 als Vorbehaltsgebiet zur Gewinnung von Trinkwasser aus Oberflächenwasser für die Stadt Potsdam eingestuft. Auch der Sacrower See zeigte Anfang der 70er Jahre deutliche Eutrophierungserscheinungen. Von 1992 bis 1997 wurde eine Tiefenwasserbelüftung installiert, die die Phosphorrücklösung jedoch nicht merklich verringern konnte.

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Sacrower Sees

Höhe über NN	29,2 m
Seefläche	1,07 km ²
Seevolumen	19,3*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	36 m
mittlere Tiefe	18 m
Uferlänge	6,9 km
Uferentwicklung*	1,89
Mixistyp	dimiktisch
Schichtungsdauer	Apr. bis Nov.
Epilimniontiefe**	ca. 7 m

* Verhältnis des Seeumfangs zum Umfang eines flächengleichen Kreises

** Mitte des Metalimnions im Sommermittel

Der in Nord-Süd-Richtung langgestreckte steilufrige Sacrower See gliedert sich in drei Becken, von denen das mittlere und das Südbecken durch eine nur 1 m tiefe Schwelle deutlich getrennt sind. Durch seine entgegen der Hauptwindrichtung verlaufende Rinnenform weist der See von April bis November eine sehr stabile Temperaturschichtung auf. Die Sprungschicht liegt bei 6 – 8 m, das Hypolimnion ist also im Verhältnis zum Epilimnion vergleichsweise groß. In manchen Jahren (z. B. 1995) ist die Herbstzirkulation unvollständig [5].

Hydrologie und Einzugsgebiet

Der Sacrower See besitzt keinen natürlichen oberirdischen Zufluss, sondern ist grundwassergespeist. Der Überlauf aus dem nördlich gelegenen Groß Glienicker See wurde 1992/93 höher gelegt, so dass nur noch sporadisch ein Zustrom stattfindet. Vor 1986 gab es darüber hinaus eine Verbindung zur Havel, die vor allem während des Winterhochwassers hoch-eutrophes Havelwasser zuströmen ließ. Diese Verbindung wurde bereits 1986 mit einem Rückschlagbauwerk geschlossen, das jedoch zeitweise nicht funktionsfähig ist [Rümmler, Institut für Binnenfischerei, mündl. Mitt.].

Das Binneneinzugsgebiet des Sacrower Sees ist nur 7,9 km² groß und überwiegend bewaldet. Das Einzugsgebiet des Groß Glienicker Sees, dessen Abfluss in den Sacrower See mündet, beträgt 27,4 km². Da in den letzten Jahren über diesen Zufluss jedoch nur noch gelegentlich ein Wasserzustrom erfolgte (s.o.), wird es hier nicht berücksichtigt.

Die theoretische Austauschzeit liegt bei 12 - 15 Jahren.

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Der Sacrower See ist in langjährigen Messreihen der Wasserwirtschaftsdirektion Oder/Havel und durch Messungen des ortsansässigen heutigen Instituts für Binnenfischerei gut untersucht. Schon in den 70er Jahren kam es durch Zufluss aus der damals hocheutrophen Havel, dem ebenfalls stark eutrophierten Groß Glienicker See und durch diffusen Zustrom aus den umliegenden Feldern und aus Sickergruben umliegender Siedlungen zu Eutrophierungserscheinungen mit hohen Gesamt-P-Werten (0,2 mg P/l), verringerten Sichttiefen, und Rückgang der Unterwasserpflanzen.

1973/74 trat im Tiefenwasser gegen Ende der Sommerstagnation ein Sauerstoffdefizit mit Schwefelwasserstoffbildung auf, im Metalimnion sanken die O₂-Konzentrationen zeitweilig auf nahe 0 mg/l. Das Plankton wurde im Früh-

Hydrologie und Einzugsgebiet des Sacrower Sees

Fläche des Einzugsgebiets	7,9 km ² **
Umgebungsarealfaktor*	7,38**
Theoretische Austauschzeit	12 - 15 Jahre
MHW – MNW	
Einwohnerdichte	100 – 150/km ²
Anteil Wald	78 %
Anteil Landwirtschaftliche Nutzfläche	5,9 %
Anteil Wasserfläche	12,8 %
Anteil Siedlungsflächen	1,3 %

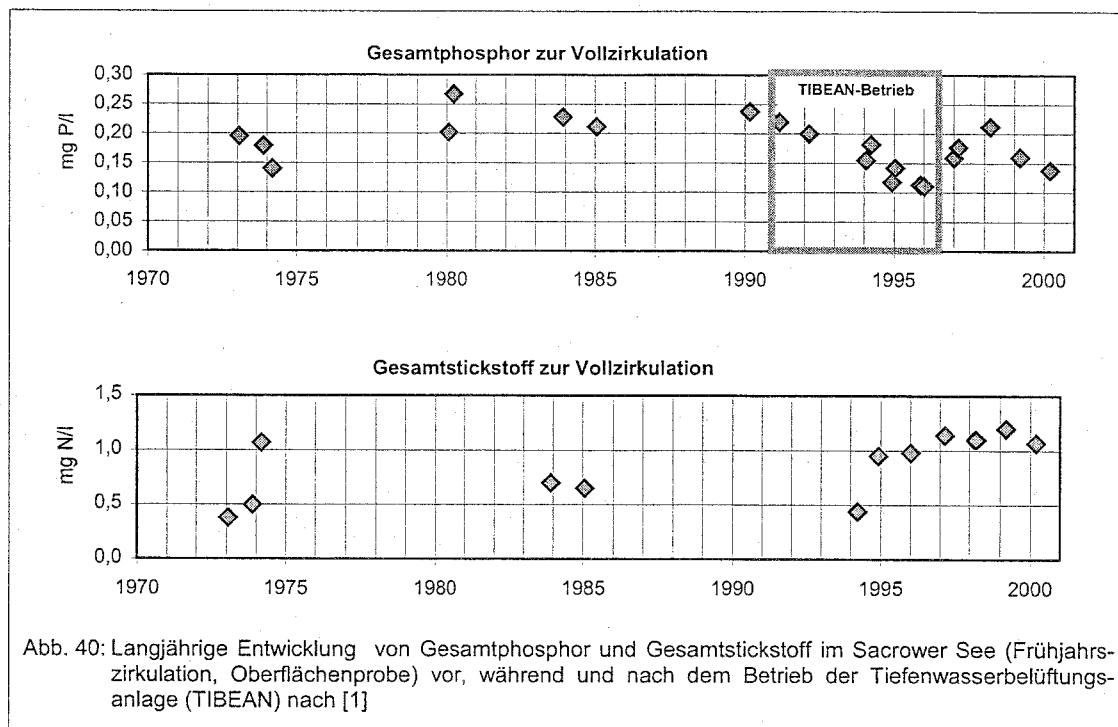
* Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche

** ohne Groß Glienicker See

Stoffhaushalt und Biologie im Sacrower See

potenzielle Trophie nach LAWA	mesotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	eutroph 2
Alkalinität ^{a)}	1,9 mval/l
Nährstofffracht 1980er Jahre	> 1 – 1,5 g P/(m ² *a)
Nährstofffracht 1990er Jahre	0,14 g P/(m ² *a)
MW Sichttiefe 1996 – 2000**	1,8 m
MW Chlorophyll 1996 – 2000**	16,4 µg/l
MW Ges. P 1996 – 2000*	0,172 mg P/l
MW Ges. N 1996 – 2000*	1,13 mg N/l
Sedimentcharakteristik	Faulschlamm
untere Makrophytengrenze	
Phytoplanktoncharakter	fädige Blaualgen
Zooplanktoncharakter	Copepoden

* Zirkulation



jahr und Herbst durch Diatomeen, im Sommer durch die fädigen Blaualgen *Anabaena* und *Aphanizomenon* gebildet.

1979/80 sank der Sauerstoff schon in 7 m Tiefe auf 1,5 mg/l, das Hypolimnion war völlig sauerstofffrei. Neben Schwefelwasserstoff reicherten sich im Tiefenwasser Ammonium und Phosphor an. Zwischen 1973 und 1980 verschoben sich die Dominanzverhältnisse von *Aphanizomenon* und *Anabaena* nach *Oscillatoria*, die Zellzahlen verfünffachten sich [1].

Die schlechten O₂-Verhältnisse verursachten einen Rückgang der jährlichen Maränenfänge von ca. 2 t in den 60er und 70er Jahren auf durchschnittlich 330 kg Ende der 80er Jahre [3].

Bereits 1980 war durch die Wasserwirtschaftsdirektion Oder/Havel das Konzept einer Sanierung mit Tiefenwasserbelüftung erarbeitet worden, eine Umsetzung erfolgt jedoch erst 1992. Im tiefsten Becken des Sees, das 74 % des Volumens ausmacht, wurde eine Tiefenwasserbelüftungsanlage (TIBEAN) installiert, die in der Regel von Juni bis November betrieben wurde. Durch die Anlage wurde über dem Sediment sauerstoffreiches Wasser entnommen, mit Sauerstoff angereichert und in 23 m Wassertiefe wieder eingespeist. Die Verbesserung der Sauerstoffversorgung hatte zwar eine Erhöhung der hypolimnischen Sauerstoffgehalte auf etwa 3 mg O₂/l bis in den August hinein und ein verbessertes Wachstum der Kleinen Maräne zur Folge, ein Einfluss der Tiefenwasserbelüftung auf die Phosphorretention am Sediment war jedoch nicht zu beobachten [5]. Dementsprechend konnte keine Abnahme der Phosphorkonzentrationen zur Frühjahrszirkulation registriert werden (Abb. 40). Das metalimnische Sauerstoffdefizit, das regelmäßig zwischen 6 und 8 m Wassertiefe eintrat und den Sauerstoffgehalt hier bis nahe Null absinken ließ, wurde ebenfalls nicht berührt.

Durch Einführung von phosphatfreien Waschmitteln, veränderte landwirtschaftliche Bewirtschaftung im Einzugsgebiet und Schließung des Überlauf aus dem Groß Glienicker See konnte die externe Belastung deutlich verringert werden. Die externe Flächenbelastung wird heute auf 0,14 g P/(m²*a) geschätzt, das sind etwa ein Zehntel der Belastung in den 80er Jahren. Sie liegt damit inzwischen vermutlich deutlich unter der internen Belastung [7].

Aus Kostengründen wurde der Belüftungsbetrieb 1997 eingestellt. Die befürchtete Erhöhung der hypolimnischen Phosphorkonzentrationen trat nicht ein, der Trend der epilimnischen Phosphorkonzentrationen ist seit 1997 sogar eher abnehmend.

Die Gesamtposphorkonzentrationen zur Frühjahrszirkulation liegen heute bei starken Schwankungen um 0,17 mg P/l, die mittleren Chlorophyllkonzentrationen um 16 µg/l. Nachdem der See anscheinend 1996 nur unvollständig zirkulierte, erhöhten sich die Phosphorkonzentrationen im folgenden Jahr besonders auffällig.

Das N/P-Verhältnis liegt im Sacrower See häufig deutlich unter 10, extrem niedrige N/P-Verhältnisse von 2 bis 3 sind keine Seltenheit. Der anorganische Stickstoff ist dann oft nur noch in geringen Konzentrationen vorhanden, so dass es hier vermutlich zur Stickstofflimitierung kommt. In den letzten drei Jahren wurde diese Situation durch verringerte P-Konzentrationen bei gleichbleibenden Gesamtstickstoffwerten seltener.

Das jahreszeitliche Phytoplanktonmuster des Sacrower Sees scheint von Jahr zu Jahr unterschiedlich ausgeprägt zu sein. Insgesamt herrschen fädige Blaualgen zu allen Jahreszeiten vor, sie werden teilweise im Frühjahr, teilweise im Herbst von Diatomeen begleitet. Im Sommer treten in manchen Jahren zusätzlich Dinoflagellaten auf. Das Zooplankton besteht überwiegend aus Copepoden (*Cyclops strenuus*, *Diaptomus vulgaris*), nur im Spätsommer treten in geringen Dichten Cladoceren auf (1994). Ursache für das Vorherrschen kleiner Formen im Zooplankton ist vermutlich der starke Fraßdruck durch Fische [1].

Makrozoobenthos und Fische

Im Benthos des Profundals des Sacrower Sees herrschen Chironomidenlarven vor. Oligochaeten und Gastropoden treten nur in geringer Dichte auf. Da das Metalimnion und das Hypolimnion in der Stagnationsphase größtenteils sauerstofffrei sind, sind die entsprechenden Sedimentbereiche im Sommer verödet [5].

Die Fischfauna ist durch das ortsansässige Institut für Binnenfischerei gut untersucht [4]. Es wurden 18 Arten bestimmt, von denen Plötze, Blei, Marmorkarpfen, Kleine Maräne, Hecht, Aal und Barsch die häufigsten sind. Marmorkarpfen wurden in den Jahren 1984/85 eingesetzt. Der heutige Bestand dieser schwer zu fangenden, nicht heimischen Art wird auf ca. 20 t geschätzt. Als Zooplanktonfresser haben die Marmorkarpfen negative Auswirkungen auf die Nahrungskette. Seit 1992 wird versucht, mit Zugnetzen die Weißfischbestände zu dezimieren.

Seit Beginn der 60er Jahre erfolgt ein intensiver Besatz mit der Kleinen Maräne (derzeit 0,5 Mio. Stück pro Jahr). Die Erträge lagen in den 70er Jahren mit durchschnittlich fast 20 kg/ha sehr hoch, sanken durch die schlechten Sauerstoffverhältnisse im Hypo- und Metalimnion seit Anfang der 80er Jahre jedoch rapide. 1993 war mit unter 1 kg/ha ein Tiefstand erreicht [5]. Gegenwärtig liegen die Erträge bei 3,2 kg/ha und Jahr [Rümmler, IfB mündl. Mitt].

Ufer und Unterwasservegetation

Der Röhrichtgürtel des Sacrower Sees bildet auf Grund der relativ steilen Ufer nur einen schmalen Saum aus. Das Röhricht war zu Beginn der 90er Jahre durch wilde Badestellen stark geschädigt, die Unterwasserpflanzen, insbesondere die Characeen, waren durch Eutrophierung zurückgedrängt.

Die Ufer- und Unterwasservegetation des Sacrower Sees wurde 1992, 1994 und 1995 kartiert [4]. Die Fläche der Schwimmblattpflanzen (überwiegend Gelbe Teichrose, *Nuphar lutea*) hatte sich von 1992

bis 1995 mehr als verzehnfacht (von 620 auf 6.800 m²), die Röhrichtfläche hatte sich infolge von landseitigem Schutz und vermutlich auch durch günstigere hydrologische Bedingungen (gleichmäßigere Wasserstände) von 19.000 auf 27.600 m² ausgedehnt. Die von submersen Wasserpflanzen eingenommene Fläche dehnte sich von 23.000 auf 26.800 m² aus. Submerse Wasserpflanzen (Spiegelndes Laichkraut, *Potamogeton lucens*, Durchwachsenes Laichkraut, *P. perfoliatus*, Ähriges Tausendblatt, *Myriophyllum spicatum*) kommen vor allem im Südbecken vor. Vereinzelt sind noch Characeen zu finden.

Sediment

Das Sediment des Sacrower Sees besteht in weiten Teilen aus Faulschlamm. Durch niedrige Eisengehalte ist das Phosphorbindungsvermögen gering [Rümmler, IfB, mündl. Mitt.].

Nutzungen und Maßnahmen

Der Sacrower See wurde seit 1973 als Trinkwasserreservegebiet für die Stadt Potsdam vorgehalten. Durch den sinkenden Trinkwasserverbrauch ist diese Nutzung in jüngerer Zeit jedoch von geringer Bedeutung [7].

Die fischereiliche Nutzung ist intensiv. Jährlich erfolgt ein Besatz mit etwa 0,5 Mio. Setzlingen der Kleinen Maräne, die Erträge sind jedoch nur mäßig (s.o.).

Die wichtigste Nutzung des Sacrower Sees ist inzwischen die Erholungsnutzung. Durch seine Nähe zu Berlin und Potsdam und seine im Vergleich zu den umliegenden Seen noch relativ guten Sichttiefen ist er ein beliebtes Naherholungsziel.

Seit 1941 ist das gesamte Gebiet des Sacrower Sees Naturschutzgebiet.

Zusammenfassung und Bewertung

Der Sacrower See ist ein dimiktischer, überwiegend grundwassergespeister See, der durch sein in Nord-Süd-Richtung ausgerichtetes rinnenförmiges Becken ein günstiges Hypo- zu Epilimnion-Verhältnis und eine sehr stabile Schichtung mit in manchen Jahren nicht vollständiger Durchmischung aufweist.

Spätestens Anfang der 70er Jahre wurden deutliche Eutrophierungserscheinungen sichtbar, die durch Zustrom aus der hoch eutrophen Havel, dem ebenfalls hoch eutrophen Groß Glienicker See sowie aus diffusen Quellen (umliegende Felder, Sickergruben der nahegelegenen Gemeinden) verursacht wurden. Ende der 70er Jahre war im Sommer das gesamte Hypolimnion des Sacrower Sees nahezu sauerstofffrei. Der See war fast ganzjährig von Blaualgen dominiert, im Zooplankton herrschten kleine Formen vor, was vermutlich durch ein Übergewicht von zooplanktonfressenden Fischarten begünstigt wurde. Über weite Zeiträume herrschte vermutlich Stickstofflimitierung.

Die Sanierung des Groß Glienicker Sees und die weitgehende Schließung der Verbindung zur ebenfalls nährstoffreichen Havel sowie nach der politischen Wende die Einführung phosphatfreier Waschmittel und die Umstrukturierung der Landwirtschaft führten zu einer deutlichen Reduzierung der externen Frachten und inzwischen zu einer Verminderung der epilimnischen Phosphorkonzentrationen, die jedoch noch immer im hoch eutrophen Bereich liegen. Eine von 1991 bis 1997 betriebene Tiefenwasserbelüftung brachte keine Verringerung der hypolimnischen Phosphorkonzentrationen. Das Planktonwachstum ist noch immer in weiten Phasen stickstofflimitiert. Der nach LAWA-Kriterien potenziell mesotrophe Sacrower See wird heute als eutroph 2 eingestuft.

Literatur

- [1] LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG: Unveröffentlichte Kurzgutachten und Datenmaterial
- [2] MÖLLER, L. (1935) Der Sacrower See bei Potsdam. Archiv für Hydrobiol. 29:137-156
- [3] RÜMMLER, F, E. WELLNER & S. ZAHN (1994): Arbeitsbericht 1994 zur wissenschaftlichen Begleitung der Sanierung des Sacrower Sees durch den Betrieb einer Tiefenwasserbelüftungsanlage. – Bericht des Instituts für Binnenfischereri e.V. Potsdam Sacrow im Auftrag des Magistrats der Stadt Potsdam
- [4] RÜMMLER, F, E. WELLNER & SCHIEWE, F. TRENNER, H. EBEL (1995): Arbeitsbericht 1994 zur wissenschaftlichen Begleitung der Sanierung des Sacrower Sees durch den Betrieb einer Tiefenwasserbelüftungsanlage. – Bericht des Instituts für Binnenfischereri e.V. Potsdam Sacrow im Auftrag des Magistrats der Stadt Potsdam
- [5] RÜMMLER, F, S. SCHIEWE & H. EBEL (1997): Arbeitsbericht 1997 zur wissenschaftlichen Begleitung der Sanierung des Sacrower Sees mittels Tiefenwasserbelüftung. – Bericht des Instituts für Binnenfischereri e.V. Potsdam Sacrow im Auftrag des Magistrats der Stadt Potsdam
- [6] WAGNER, G. (1961): Temperatur und Sauerstoff im Großen Stechlinsee und Sacrower See. Eine Gegenüberstellung der Jahre 1958 und 1959. – Z. Fischerei 1961, 10: 5-19
- [7] WASSMANN, H. ((1997): Expertise zu Wirkung und künftigen Steueroptionen des Belüftungsbetriebes im Sacrower See unter Begutachtung des Sanierungsfortschrittes. – Studie im Auftrag des Magistrats der Stadt Potsdam

Sacrower See

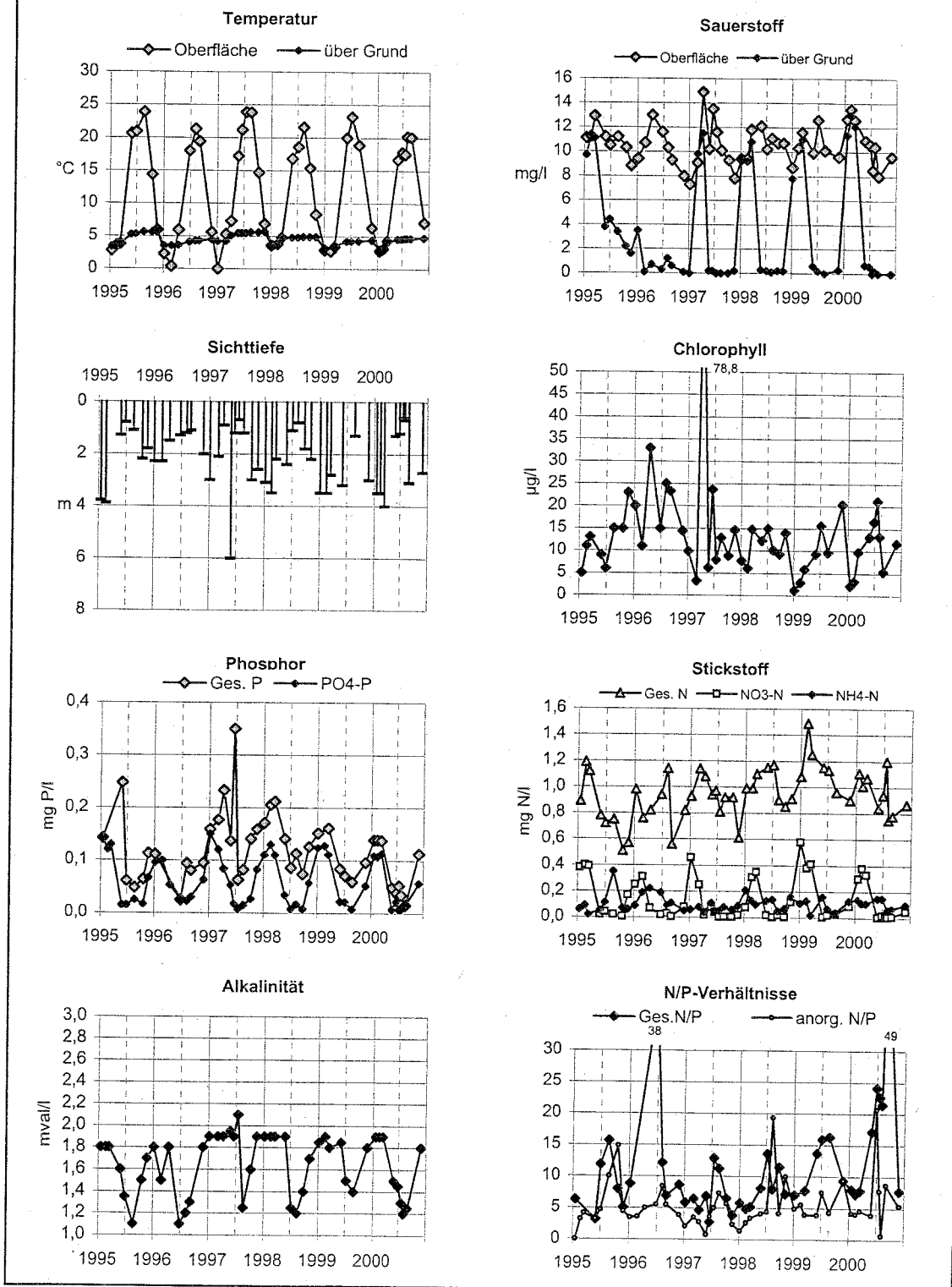


Abb. 41: Temperatur und Sauerstoff, Sichttiefe, Phytoplanktonvolumen und Alkalinität, Phosphor und Stickstoff sowie N/P-Verhältnisse (Gewicht) im Sacrower See 1995 bis 1999

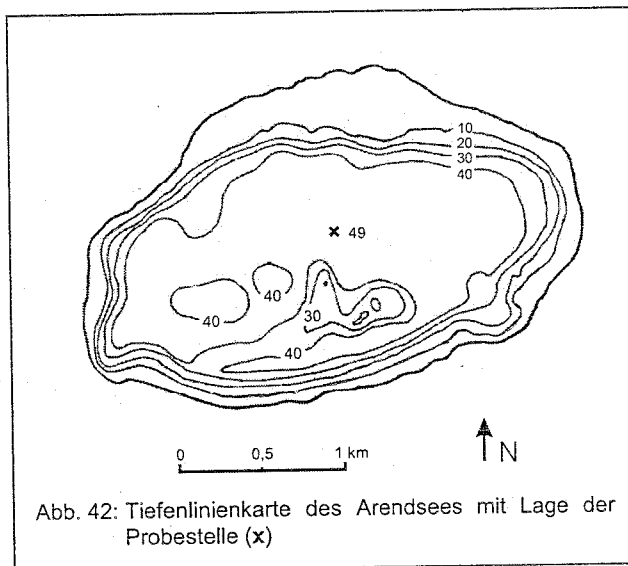
4.2.6. Arendsee

Entstehung und Bedeutung

Der Arendsee liegt im Nordosten Sachsen-Anhalts in einer flachen und seenarmen Landschaft. Als Erdfallsee ist er unter den natürlichen Seen mit knapp 1100 Jahren ein relativ junges Ökosystem. Der erste Einsturz im Jahre 822 n. Chr. bestimmte wesentlich die heutige Form des Sees, ein zweiter Erdfall am Südufer im Jahre 1685 erweiterte seine Fläche um ca. ein Fünftel. Die Senkungen beruhen auf der Subrosion von Steinsalz- und Gipsvorkommen [7].

Der Arendsee ist für den Tourismus im Land Sachsen-Anhalt von besonderer Bedeutung. Der See, der durch seine relativ große Tiefe und sein verhältnismäßig kleines Einzugsgebiet gute Voraussetzungen für einen nährstoffarmen Zustand bietet (potenzielle Trophie nach LAWA: mesotroph), wurde schon in der Nachkriegszeit eutrophiert. Trotz Einstellung der Abwassereinleitung und verschiedener Restaurierungsversuche (z.B. Seekreideaufspülungen) hat sich seine Trophie bis heute nicht verringert.

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Arendsees

Höhe	22,8 müNN
Seefläche	5,14 km ²
Seevolumen	147*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	48,7 m
mittlere Tiefe	28,6 m
Uferlänge	9,0 km
Uferentwicklung*	1,12
Mixistyp	dimiktisch
Schichtungsdauer	Ende April – Nov./Dez.
Epilimniontiefe**	ca. 12 m

* Verhältnis des Seeumfangs zum Umfang eines flächengleichen Kreises

** Mitte des Metalimnions im Sommermittel nach [7]

Der Arendsee ist ein buchtenloses, rundovales Gewässer (Uferentwicklung 1,12) mit einer maximalen Tiefe von fast 49 m. Seine im Verhältnis zur maximalen Tiefe recht hohe mittlere Tiefe deutet auf die Wannenform seines Beckens mit steilen Ufern, einer schmalen Uferzone und einer relativ ebenen Profundalzone hin.

Die thermische Schichtung dauert im Allgemeinen von April bis November.

Hydrologie und Einzugsgebiet

Der Arendsee hat mit einem Einzugsgebiet von nur 29,8 km² einen relativ kleinen Umgebungsarealfaktor (5,8). Die drei kleinen Zuflüsse führen nur wenig Wasser, entsprechend ist die theoretische Austauschzeit des Sees mit mehr als 100 Jahren extrem hoch.

Durch die Ortschaften Arendsee und Ziessau, die über 9 % des kleinen Einzugsgebiets ausmachen, ist die Einwohnerdichte mit über 100 Einwohnern/km² relativ groß, wobei die zahlreichen Feriengäste noch nicht eingerechnet sind [7].

Hydrologie und Einzugsgebiet des Arendsee

Fläche des Einzugsgebiets	29,8 km ²
Umgebungsarealfaktor*	5,80
Theoretische Austauschzeit	114 Jahre
MHW – MNW	nicht bekannt
Einwohnerdichte	107 Einw./km ²
Anteil Wald	37,6 %
Anteil Landwirtschaftl. Nutzfläche	34,6 %
Anteil Wasserfläche	-
Urbanisierte Fläche	9,4 %
Anteil sonst.	18,4 %

* Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche

*

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften im Freiwasser

Mit einer Alkalinität von fast 2 mmol/l ist der Arendsee zur Frühjahrszirkulation gut gepuffert. Durch den geringen Wasseraustausch und die hohe Produktivität sinkt die Alkalinität im Verlauf der Sommerstagnation allerdings zeitweise unter 1 mmol/l.

Die frühe Eutrophierungsgeschichte des Arendsees ist durch paläolimnologische Untersuchungen belegt [1, 6].

Noch um die Jahrhundertwende wurde der ursprünglich nährstoffarme Arendsee wegen seiner Morphometrie, seiner Planktonzusammensetzung und seiner großen Sichttiefen mit den Alpenseen verglichen [7]. Das Plankton war um 1900 durch Zieralgen (Desmidiaceen) geprägt und erfuhr zumindest bis in die 20er Jahre nur geringe Veränderungen. Bis zu dieser Zeit fand keine deutlich sichtbare Eutrophierung statt.

Seit Anfang der 50er Jahre wurde der See durch im weiteren Jahrzehntelang anhaltende Einleitung von kommunalen und Molkereiabwässern so stark belastet, dass trotz des großen Hypolimnions ein deutlicher Sauerstoffschwund während der Sommerstagnation eintrat. Zur Anaerobie kam es jedoch vorerst noch nicht. Das Phytoplankton wurde in den 60er Jahren jedoch bereits von Blaualgen (*Oscillatoria* spp., *Anabaena* spp.) dominiert. Eine akute Verschlechterung der Sauerstoffsituation wurde in den Jahren 1967 bis 1970 mit Sauerstoffkonzentrationen von unter 1 mg/l in Sedimentnähe beobachtet. Ab Ende Mai begann die Sauerstoffzehrung in den sedimentnahen Schichten, ab Anfang Juli war das sedimentnahe Tiefenwasser (48 m) praktisch sauerstofffrei. Ab November unterschritt der Sauerstoffgehalt

Stoffhaushalt und Biologie im Arendsee

potenzielle Trophie nach LAWA	mesotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	eutroph (e1)
Alkalinität MW 1996 - 2000	1,4 mmol/l
Nährstofffracht	nicht bekannt
MW Sichttiefe 1996 - 2000*	2,3 m
MW Chlorophyll* 1996 - 2000*	17 µg/l
MW Ges. P 1996 - 2000**	0,15 mg P/l
MW anorg. N 1996 - 2000**	0,45 mg N/l
Sedimentcharakteristik	Faulschlamm
untere Makrophytengrenze	
Phytoplanktoncharakter	Blaualgen
Zooplanktoncharakter	Copepoden

* MW der Vegetationsperiode **MW der Zirkulationswerte

bereits ab 30 m eine Konzentration von 4 mg/l. Im Metalimnion bestand ab Ende Mai ein Sauerstoffdefizit, das bis in den Oktober hinein anhielt [7].

Obwohl seit 1970 kein Abwasser mehr in den Arendsee gelangt, veränderten sich die Nährstoffkonzentrationen, der Sauerstoffhaushalt und die Struktur und Dynamik der Planktonzönose kaum. Die Stoffumsätze waren im Wesentlichen durch interne Prozesse geprägt. Zur Frühjahrszirkulation lagen die Phosphorkonzentrationen bei 0,15 bis 0,18 mg P/l. Im Frühjahr wurde der anorganische Phosphor durch ein kurzfristiges Grünalgenmaximum, ab Mai gefolgt von einer schnell anwachsende Blaualgenpopulation, dominiert durch die Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*), schnell verbraucht. Eine Diatomeenblüte fehlte. Durch Sedimentation sank der Gesamtphosphorgehalt z.T. stark ab. Stickstoff wurde meist ab Juni/Juli zum limitierenden Faktor, und die *Planktothrix*-Population brach zusammen. Es kam zu einem kurzfristigen Klarwasserstadium, bis Stickstoff fixierende Blaualgen (*Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Anabaenopsis*) sich entwickelten. Ende August brach diese Phytozönose durch Phosphormangel zusammen und wurde wiederum durch ein kurzfristiges Grünalgenmaximum abgelöst. Mit zunehmenden Nährstoffkonzentrationen im Epilimnion herrschten für den Rest des Jahre wieder *Planktothrix*-Arten vor [7].

Das weitgehende Fehlen von größeren Daphnien wurde für die fast ganzjährige Dominanz von fädigen Blaualgen und das Fehlen eines typischen Klarwasserstadiums verantwortlich gemacht. Die Zooplanktonbiomasse wurde durch Copepoden bestimmt, Cladoceren erreichten im Jahresdurchschnitt nur einen Anteil von 9 % (maximal 31 %). Insgesamt erreichte das Zooplankton im Arendsee kaum größere Dichten, im Jahresmittel bestand nur 30 % der Planktonbiomasse aus Zooplankton [7].

Benthos und Fische

Das Makrozoobenthos der Tiefen- und der Uferzone des Arendsee und die Ostracoden wurden vor der Seekreidebehandlung untersucht, um eventuelle Änderungen zu dokumentieren [8]. Die Zusammensetzung der Biozönosen wies auf die hohe Trophie des Arendsees, zeigte aber auch Relikte des bis in die 60er Jahre noch mesotrophen Zustands. An Makrozoobenthosarten war im anaeroben Tiefenbereich nur die Gruppe der Chironomiden, und auch diese nur sporadisch, vertreten. Während des Sommers war das Sediment bis zu einer Wassertiefe von etwa 28 m mit einer Schwefelbakterienschicht bedeckt. In den Sedimenten der flacheren Seebereiche war die Artenvielfalt mit 59 Zoobenthosarten und 22 Ostracodenarten jedoch groß. Als Ursachen wurden das Übergangsstadium vom mesotrophen zum eutrophen Zustand, die Lage auf einer Vogelzuglinie (höhere Verbreitungswahrscheinlichkeit) sowie die Habitatvielfalt vermutet.

Die Fischfauna ist durch die Kleine Maräne (*Coregonus albula*) geprägt. Der intensive Besatz mit der planktivoren Kleinen Maräne wird dafür verantwortlich gemacht, dass größeres Zooplankton nicht an Bedeutung gewinnen und damit die Biomasse des Phytoplankton kontrollieren kann [6, 7]. Der Arendsee galt bis Anfang der 90er Jahre als sehr ertragreicher Maränensee (jährlich 20 kg/ha). Heute hat sich das Wachstum der Fische zwar verschlechtert, der See gilt für Norddeutschland jedoch noch immer als guter Maränensee [7].

Ufer- und Unterwasservegetation

Der Arendsee besitzt einen entsprechend der Steilheit der Ufer schmalen Röhrichtgürtel, der durch Bootstege und Badestellen zerschnitten ist. Genauere Untersuchungen zu Ufer- und Unterwasservegetation liegen nicht vor.

Sediment

Das Sediment des Arendsee besteht in weiten Bereichen aus Faulschlamm, aus dem eine Phosphorfreisetzung stattfindet. In den Uferbereichen haben sich große Mengen an Seekreide gebildet, die z.T. für die Calcitaufspülung (s. u.) verwendet wurden [3, 5].

Die intensive sommerliche biogene Kalkausfällung wird als Calcitablagerung in den Profundalsedimenten sichtbar, die dadurch Jahresringe aufweisen.

Nutzungen und Maßnahmen

Mit ca. 500.000 Badegästen pro Jahr hat der Arendsee große Bedeutung als Erholungsziel für die Region. Daneben ist die fischereiliche Nutzung von Bedeutung [3].

Im Jahre 1968 wurde nach zweijährigem Betrieb die Freiwassermast von Enten, 1969 die Forellennast eingestellt. Seit 1970 werden die Abwässer der Stadt und des Zeltplatzes Arendsee zentral gesammelt und aus dem Einzugsgebiet abgeleitet. Zur Senkung der internen Belastung wurde 1976 der Betrieb einer Tiefenwasserableitung aufgenommen, bei der der oberirdische Abfluss des Arendsees durch Rohre in 46 m Tiefe verlegt wurde, um das phosphorreiche Tiefenwasser abzuleiten [3]. 1995 fand eine Seekreideaufspülung statt mit dem Ziel die Phosphorfreisetzung zu vermindern. Der Erfolg ist jedoch umstritten [2].

Trotz dieser verschiedenen Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen ist der See wegen seiner hohen Aufenthaltszeit noch heute eutroph.

Zusammenfassung und Bewertung

Der Arendsee ist als natürlicher See ein relativ junges Ökosystem. Durch seine günstige Morphometrie und Hydrologie war sein potenziell natürlicher Trophiezustand noch bis in die 20er Jahre erhalten. Nach dem zweiten Weltkrieg wurde der See jedoch durch fortgesetzte Abwassereinleitung eutrophiert. Obwohl schon in den 50er Jahren das Phytoplankton von Blaualgen dominiert war, kam es durch das günstige Verhältnis von Hypolimnion- zu Epilimnion-Volumen erst Ende der 60er zum Sauerstoffschwund im Tiefenwasser.

Obwohl seit 1970 kein Abwasser mehr in den Arendsee gelangt, hat sich der trophische Zustand des Sees bisher nicht geändert. Die Umsatzprozesse im Arendsee, der mit über 100 Jahren eine extrem lange Austauschzeit besitzt, sind durch interne Prozesse, insbesondere Phosphorrücklösung aus dem Sediment, geprägt. Es wurde daher versucht, die Verringerung der Produktivität durch seeinterne Maßnahmen zu beschleunigen. Aber weder die seit 1976 installierte Tiefenwasserableitung noch die 1995 durchgeführte Seekreideaufspülung zeigten einen Erfolg. Der Arendsee muss heute als eutroph eingestuft werden.

Fischereilich bedingte Störungen der Nahrungskette (Überbesatz mit der zooplanktonfressenden Kleinen Maräne) verstärken die Probleme.

Die auf Grund der steil abfallenden Ufer nur schmale Röhrichtzone ist durch Erholungsnutzung (Bootsstege, Badestellen, Uferwanderweg) beeinträchtigt.

Literatur

- [1] FINDLAY, D.L., H.J. KLING, H. RÖNICKE & W.J. FINDLAY (1998): A paleolimnological study of Lake Arendsee (Germany). – *J. Paleolimnology* 19/41-548
- [2] HUPFER, M., R. PÖTHIG, R. BRÜGGEMANN, W. GELLER (2000): Mechanical resuspension of autochthonous calcite (Seekreide) failed to control internal phosphorus cycle in a eutrophic lake. – *Wat. Res.* 34(3):859-867
- [3] KLAPPER, H. (1991): Beschaffenheitsänderungen in ostdeutschen Seen im Gefolge von Sanierungsmaßnahmen. – *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahretagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 1991, Mondsee*:185-189
- [4] LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1996 – 1998): Gewässergüteberichte Sachsen-Anhalt 1996 bis 1998: Arendsee.
- [5] RÖNICKE, H., M. BEYER, B. ZIPPEL & G. LUTHER (1998): Steuerung der Phosphordynamik und der Phytoplanktonabundanz durch Aufspülung seeinternen Kalzits. – *Entwicklung von Gewässertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen, Abschlussbericht des vom Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie geförderten Verbundvorhabens „Stehende Gewässer“*, S. 99-131
- [6] SCHARF, B.W. (1998): Eutrophication history of Lake Arendsee (Germany): *Paleogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 140:85-96
- [7] TITTEL, J. (1997): Untersuchungen in Enclosures und im Freiwasser des Arendsees (Altmark): mikrobielles Nahrungsnetz, Zoo- und Phytoplankton in einem Cyanophyceen-dominierten eutrophen See. – *Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades doctor rerum naturalium an der Humboldt-Universität zu Berlin*
- [8] WILHELMY, H. & B.W. SCHARF (1996): Makrozoobenthos des Arendsees incl. Ostracoda. – *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1995 (Berlin)*, 169-172

Arendsee

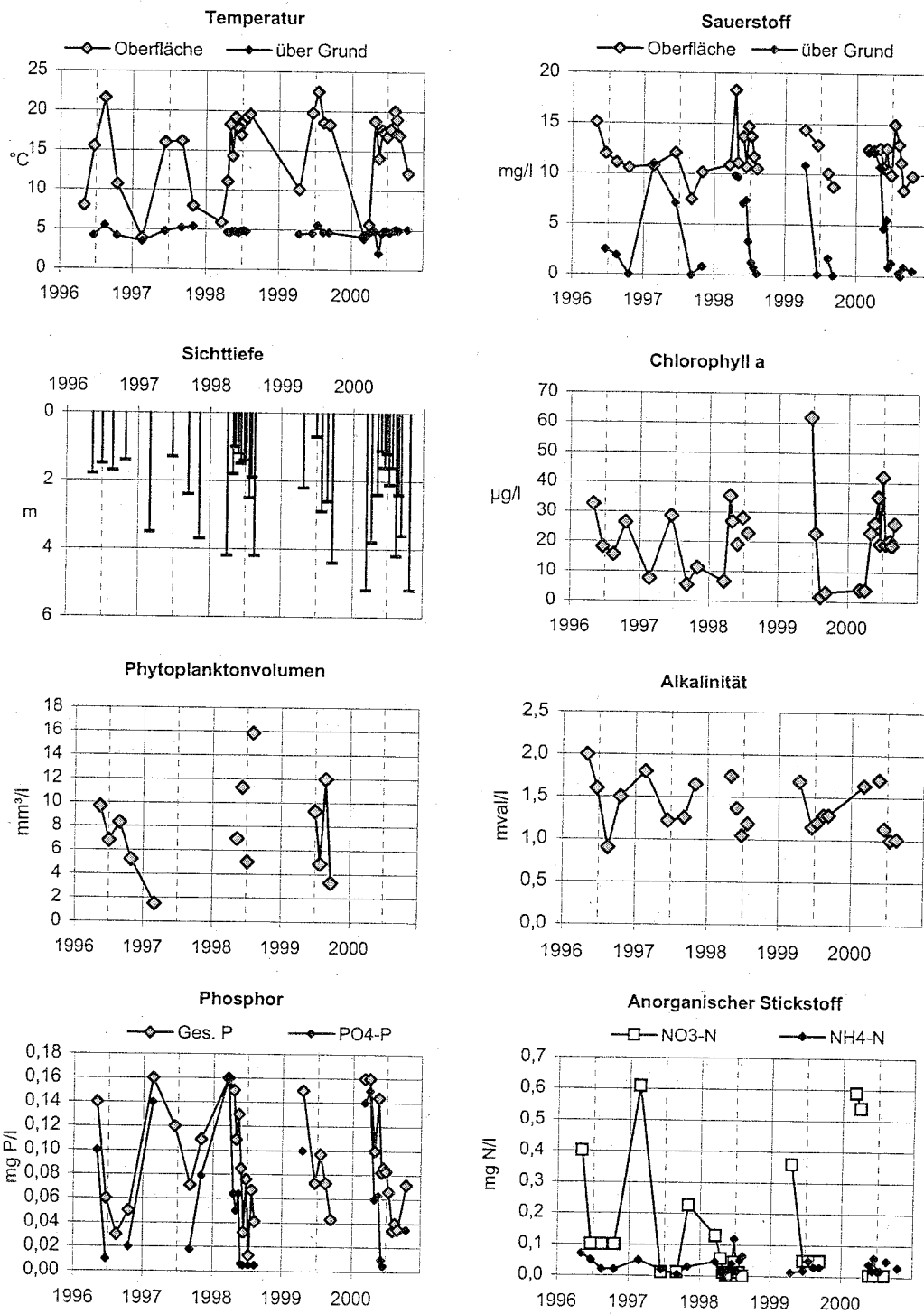


Abb. 43 Temperatur und Sauerstoff im Oberflächen- und Tiefenwasser, sowie Sichttiefe, Chlorophyll, Phytoplanktonvolumen, Alkalinität, Phosphor und anorganischer Stickstoff im Epilimnion des Arendsees 1996 bis 2000

4.3. Ungeschichtete Seen Norddeutschlands

Die hier ausgewählten polymiktischen Flachseen Norddeutschlands sind sehr unterschiedlichen Typs. Der stark durchströmte Müggelsee und das grundwassergespeiste, durch Sedimenttransport geprägte Steinhuder Meer sind potenziell makrophytendominiert. Das Steinhuder Meer zeigte in den letzten Jahren eine deutliche Tendenz zur Rückkehr in diesen Zustand, und auch beim Müggelsee ist zumindest eine Wiederausbreitung der Makrophyten zu beobachten.

4.3.1. Dobersdorfer See

Entstehung und Bedeutung

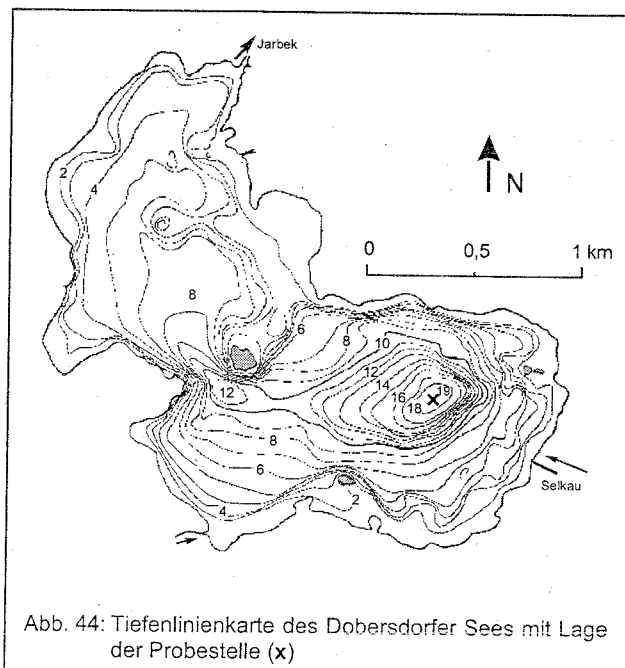
Der im Kreis Plön gelegene Dobersdorfer See gehört mit seinen 312 ha Seefläche zu den größeren Seen Schleswig-Holsteins. Er liegt im ostholsteinischen Jungmoränengebiet in einer kuppigen Landschaft mit Höhen zwischen 20 und 35 m. Sein Becken wurde von Gletscherzungen, die aus nördlicher Richtung vordrangen, vertieft und die Hohlform durch Toteis konserviert [1].

Der See war 1980 vom Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten untersucht worden. Dabei wurde eine starke Eutrophierung auf Grund von Abwassereinleitungen festgestellt. Umfangreiche Maßnahmen im Einzugsgebiet, überwiegend Sanierungen der Abwasserentsorgung, wurden daraufhin durchgeführt. 1991 erfolgte eine Erfolgskontrolle, seit 1996 wird der See regelmäßig vom Landesamt untersucht. Er wird jetzt als eutroph 2 eingestuft [1, 2].

Alle Angaben in der folgenden Darstellung sind, soweit nicht anders vermerkt, dem Bericht des Landesamts für Natur und Umwelt [1] entnommen.

Morphometrie und Schichtungsverhalten

Der Dobersdorfer See gliedert sich in zwei Becken, das mit 6,4 m Maximaltiefe flache Nordwestbecken und das maximal 18,8 m tiefe Südostbecken. Die Becken sind durch eine Schwelle getrennt, die durch eine Insel markiert ist (Abb. 44). Die mittlere Tiefe beträgt nur 5,4 m.



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Dobersdorfer Sees

Höhe	19,0 müNN
Seefläche	3,12 km ²
Seevolumen	16,9*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	18,8 m
mittlere Tiefe	5,4 m
Uferlänge	10,1 km
Uferentwicklung*	1,6
Mixistyp	polymiktisch
Schichtungsdauer	--
Epilimniontiefe	--

* Verhältnis des Seeumfangs zum Umfang eines flächengleichen Kreises

Das südöstliche Becken mit der tiefsten Stelle weist im Sommer zeitweilig schwache Temperaturschichtungen auf, die jedoch durch die windexponierte Lage nicht stabil sind. Das flachere nordwestliche Becken ist fast ständig völlig durchmischt. Die Ufer sind relativ flach ausgeprägt.

Der Wasserspiegel des Dobersdorfer Sees wurde nach Angaben der preußischen Landesaufnahme 1877 um etwa 1,9 m abgesenkt [2]. Dadurch bildete sich etwa 1 bis 1,5 m oberhalb der Wasserlinie eine Seeterrasse aus.

Die mittleren jährlichen Wasserstandsschwankungen betragen etwa 25 bis 30 cm.

Hydrologie und Einzugsgebiet

Der größte Zufluss des Dobersdorfer Sees ist die im Südosten einmündende Selkau. Daneben gibt es eine Anzahl kleinerer Gräben, die im Sommer z.T. trocken fallen. Etwa 50 % des Einzugsgebiets entwässert diffus in den See.

Der Ablauf, die Jarbek, verlässt den See im Norden und fließt in den Passader See. Da der Wasserspiegel des Passader Sees über eine Stauhaltung seines Ablaufs beeinflusst wird, entstehen zeitweise Rückstaus in den Dobersdorfer See. Die Austauschzeit des Dobersdorfer Sees ist mit 2,3 Jahren relativ gering.

Sein Einzugsgebiet ist mit 23,4 km² klein im Verhältnis zur Seefläche (Umgebungsarealfaktor 6,5), der potenzielle Nährstoffeintrag aus dem Einzugsgebiet ist also gering. Da über 60 % des Einzugsgebiets landwirtschaftlich genutzt werden, ist die tatsächliche Nährstoffbelastung auch nach der Sanierung der Abwassereinleitungen hoch (s.u.). Etwa 61 % des Einzugsgebiets werden landwirtschaftlich genutzt (davon 40 % Acker und 21 % Grünland).

Hydrologie und Einzugsgebiet des Dobersdorfer Sees

Fläche des Einzugsgebiets	23,4 km ²
Umgebungsarealfaktor*	6,5
Theoretische Austauschzeit	2,3 Jahre
MHW – MNW	0,2 – 0,3 m
Einwohnerdichte	
Anteil Wald	20,9 %
Anteil Acker	39,7 %
Anteil Grünland	20,9 %
Anteil Wasserfläche	13,9 %
Anteil Siedlung	3,8 %

* Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Nachdem Anfang der 80er Jahre starke Eutrophierungserscheinungen beobachtet worden waren, wurden umfangreiche Sanierungsmaßnahmen im Abwasserbereich durchgeführt. Die jährlichen Gesamtphosphorfrachten konnten dadurch bis 1991 von knapp 1 auf 0,4 g P /m² Seefläche verringert werden.

Die Gesamtphosphorkonzentration im See, die 1980 noch 0,16 mg P/l betrug, reduzierte sich mit verringerter Fracht deutlich auf ca. 0,08 mg P/l und blieb im Mittel in den folgenden Untersuchungsjahren relativ konstant. Wie in vielen anderen Flachseen reagierte das Phytoplankton jedoch nicht mit einer Verringerung des Wachstums bzw. der Chlorophyllkonzentrationen, die weiterhin im Bereich von etwa 20 – 35 µg/l lagen (Abb. 44).

Die auch nach der Abwassersanierung noch hohe Primärproduktion kam in O₂-Sättigungen von bis zu 140 % zum Ausdruck. Durch seine zeitweilige Schichtung mit anschließender Durchmischung weist

Stoffhaushalt und Biologie im Dobersdorfer See

potenzielle Trophie nach LAWA	mesotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	eutroph 2
MW Alkalinität*	2,7 mval/l
Nährstofffracht 1980/81	ca. 1 g P/(m ² *a)
Nährstofffracht 1991	ca.0,4 g P/(m ² *a)
MW Sichttiefe 1999 - 2000**	1,25 m
MW Chlorophyll 1999 - 2000**	40 µg/l
MW Ges. P 1999 - 2000*	0,062 mg/l
MW Ges. N 1999 - 2000*	1,4 mg/l
Sedimentcharakteristik	--
untere Makrophytengrenze	nicht bekannt
Phytoplanktoncharakter	Frühjahr: Diatomeen ab Juni: Blaualgen
Zooplanktoncharakter	Daphnien

* Jahresmittelwert

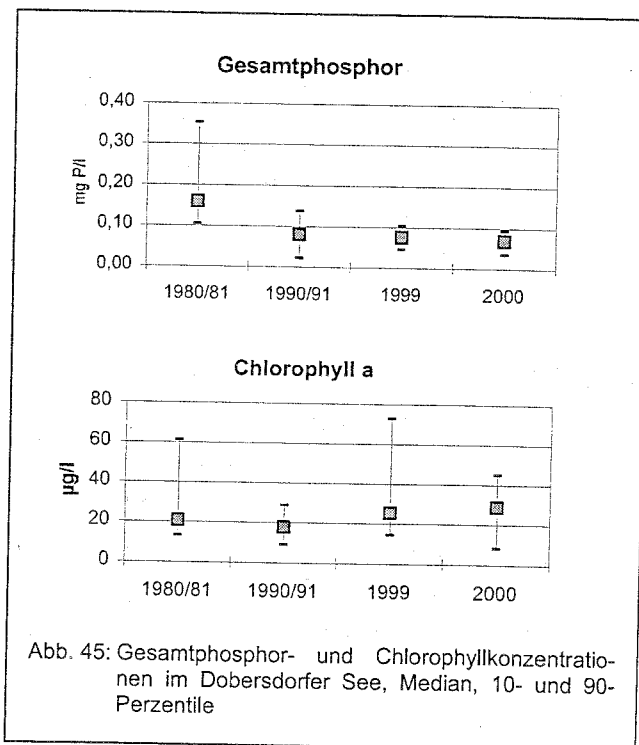
Zone, der in der übrigen Zeit eher zwischen 0,03 und 0,06 mg P/l lag, auf etwa 0,13 mg P/l an. Dieser Prozess schien sowohl 1981 als auch 1991 stattzufinden, er war jedoch 1981 sehr viel stärker ausgeprägt. Das wird nicht nur an den absoluten Konzentrationen, sondern auch an den Schwankungsbreiten dieser beiden Jahre deutlich (Abb. 45). Insgesamt hat sich der Gesamt-P-Gehalt von 1980 auf 1991 um mehr als die Hälfte verringert, blieb seitdem aber auf diesem Niveau.

Der Stickstoffhaushalt hat sich ebenfalls deutlich verändert. Während der anorganische Stickstoff 1981 zumindest während des Sommers überwiegend als Ammonium vorlag, traten 1991, 1999 und 2000 im Oberflächenwasser nur selten nennenswerte Ammoniumkonzentrationen auf (Abb. 46). Insgesamt hatten sich die Gesamt-N-Konzentrationen von 1980 bis 1991 auf etwa 1,2 mg N/l halbiert und blieben bis 2000 in einem ähnlichen Bereich.

In allen Untersuchungsjahren nahmen Phosphor und Stickstoff in der ersten Sommerhälfte in der oberen Wasserschicht stark ab, nahmen dann aber ab Juni/Juli, vermutlich durch Einmischung von in den Tiefenschichten freigesetzten Nährstoffen, wieder zu. Da dies den Phosphor mehr betraf als den

der Dobersdorfer See einen sehr ungünstigen Sauerstoffhaushalt auf: Trotz nur sehr schwach ausgeprägten Temperaturgradienten setzte sowohl 1981 als auch 1991 bei fehlender Durchmischung sehr rasch eine Zehrung in den tieferen Wasserschichten ein, die z.B. Ende Juli 1991 dazu führte, dass die gesamte Tiefenwasserschicht bis 12 m sauerstofffrei war.

Die Auswirkung dieser temporären Schichtungen war aus den Gesamt-P-Konzentrationen des Oberflächenwassers sichtbar: wenn nach einer Phase der Stagnation, in der der P-Gehalt des Tiefenwassers durch Freisetzung auf über 0,45 mg P/l angestiegen war, der See wieder durchmischt wurde, stieg der P-Gehalt der produktiven



Stickstoff, verringerte sich das N/P-Verhältnis in der zweiten Jahreshälfte deutlich, teilweise auf unter 10, so dass hier zeitweilig eine Stickstofflimitierung vorgelegen haben könnte. Insgesamt hat sich das N/P-Verhältnis jedoch über die Jahre leicht erhöht (Abb. 46).

Phytoplanktonzählungen liegen nur für die Phase nach der Abwassersanierung vor. Der See hatte in allen drei Untersuchungsjahren ein Frühjahrsmaximum aus überwiegend Kieselalgen und Grünalgen und ein meist stärker ausgeprägtes Maximum mit Blaualgen als dominanter Gruppe (vorherrschend: *Microcystis* sp.). Die Blaualgen herrschten von Juni bis zum Jahresende vor, nutzten also die wieder angestiegenen Nährstoffe aus. Eine qualitative Beschreibung des Phytoplanktons vor der Abwassersanierung beschreibt eine zeitige Frühjahrsdiatomeenblüte und Blaualgendominanz für den Rest des Jahres, wobei die Blaualgen anfangs aus *Oscillatoria* spp., ab September aus *Microcystis* sp. bestanden [2]. Eine mögliche Veränderung wäre demnach die jetzige geringere Bedeutung der *Oscillatoria*-Arten.

Wie in den meisten hoch eutrophen Seen war auch im Dobersdorfer See das Zooplankton nicht in der Lage, das Wachstum des Phytoplanktons einzuschränken. Es bestand 1991 überwiegend aus kleineren Formen (Rotatorien, Copepoden). Erst im Herbst konnten sich größere Phyllopoden (überwiegend *Daphnia cucullata*) durchsetzen.

Benthos und Fische

Das Makrozoobenthos wurde 1991 an drei Stellen unterschiedlicher Tiefe im tiefen Südwestbecken sowie einer Stelle im flachen Nordbecken untersucht. Es setzte sich im wesentlichen aus Tubifiziden (Schlammröhrenwürmern) und Zuckmückenlarven (*Chaoborus plumosus* und *Procladius* sp.) zusammen und ist damit typisch für einen eutrophen See. Insgesamt war die Individuendichte relativ gering. Während *Chironomus* im tiefen Becken gleichmäßig über die Tiefe verteilt war, waren die Tubifiziden und *Procladius* im oberen und die *Chaoborus*-Larven im unteren Profundal am häufigsten. Eine für eutrophe Seen typische Verarmung an Arten und Individuenzahl im Profundal war zu erkennen. Im flacheren Nordbecken waren die Tubifiziden häufig. Neuere Untersuchungen liegen nicht vor.

Der Fischbestand wurde 1992 und 1993 durch Elektro- und Schleppnetzbefischung sowie durch Auswertung von Sonogrammen eingeschätzt. Der Fischbestand scheint mit ca. 10 kg/ha sehr gering. Obwohl Wachstum und Ernährungszustand der häufigsten Fische, Barsche und Plötzen, normal scheinen, könnte Nahrungsmangel der Grund sein.

Ufer- und Unterwasservegetation

Das Ufer des Dobersdorfer Sees ist zum großen Teil (mit Ausnahme des Bereichs vor Schesen) von einem Röhrichtgürtel mit Schilf als dominierender Art umsäumt, der eine Ausdehnung zwischen 10 und ca. 37 m - im Mittel etwa 20 m - hat. An den nördlichen und östlichen Ufern ist das Röhricht nur schütter. Hier finden sich vermehrt Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und Schmalblättriger Rohrkolben (*Typha angustifolia*) sowie verschiedene Seggenarten (*Carex* spp.). Nordwestlich von Jasdorf liegt in einer Bucht ein kleines Verlandungsgebiet mit typischer Zonierung. Die größte Ausdehnung hat der Röhrichtgürtel am Westufer, hier findet sich auch eine schwimmende Schilfinsel im Wasser.

Die Ausdehnung des Röhrichts schien interessanterweise von 1981 bis 1991 zugenommen zu haben. So nahm die Bestandstiefe in weiten Bereichen um etwa 50 % zu, Bestandslücken wurden größten-

teils kleiner oder hatten sich sogar geschlossen. In einem kleineren Abschnitt wurde ein Rückgang der Tiefenausdehnung beobachtet.

Die Ufergehölze sind mit einem hohen Anteil von Schwarzerlen, Eschen und Eichen relativ naturnah.

Im Dobersdorfer See wurden 1992 elf Arten von untergetauchten Pflanzen (im engeren Sinn) gefunden, darunter sogar zwei Arten Armleuchteralgen (*Chara delicatula* in Einzelexemplaren, *Ch. vulgaris* stellenweise in größerer Zahl). Die dominierenden Arten waren jedoch das Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*), das Durchwachsene Laichkraut (*P. perfoliatus*), der Spreizblättrige Hahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) und der Teichfaden (*Zannichellia palustris*).

Die Berechnung des für bayerische Seen entwickelten Makrophytenindex nach Melzer ergibt für einige Bereiche, so den Zufluss Selkau und einige südlich davon gelegene Abschnitte, eine sehr hohe Belastung.

37 % der angrenzenden Flächen, vor allem am Westufer, werden forstwirtschaftlich genutzt. Das Ostufer ist ein typisches Brandungsufer, Bruchwald und Viehkoppeln reichen hier bis ans Ufer.

Sediment

Das Sediment des Dobersdorfer Sees ist bis zu einer Tiefe von etwa 6 m sandig-kiesig und geht mit zunehmender Wassertiefe in Faulschlamm über.

Nutzungen und Maßnahmen

Am Nordufer des Sees liegt ein Campingplatz. Der Südteil des Sees, der als Rastgebiet für verschiedene Enten- und Gänsearten von Bedeutung ist, ist als Naturschutzgebiet ausgewiesen.

Auf Grundlage der Untersuchungen des Landesamtes von 1981 wurden umfangreiche Sanierungen im Einzugsgebiet des Sees, überwiegend bezüglich der Abwasserentsorgung, vorgenommen. Durch den Bau einer dritten Reinigungsstufe in der Kläranlage Schlesien und die Erhöhung des Anschlussgrades konnten diese Phosphorfrachten jedoch stark reduzieren, so dass gegenwärtig die Reduzierung der Frachten aus der Landwirtschaft im Mittelpunkt steht. Die Planung weiterer Maßnahmen konzentriert sich vor allem darauf, diese Einträge aus der Landwirtschaft zu verringern, die gegenwärtig mit über 75 % der Phosphorfrachten und etwa 65 % der Stickstofffrachten zu der Gesamtfracht in den Dobersdorfer See beitragen. Die Renaturierung von Bereichen der Selkau, des Hauptzuflusses, die Einhaltung von Gewässerrandstreifen und Verringerung der Nutzungsintensität der an die Selkau grenzenden landwirtschaftlicher Nutzflächen sowie Wiedervernässung von Niederungswiesen wurden vorgeschlagen. Ein Teil der gewässernahen Nutzflächen an der Jarbek wurden bereits ins Extensivierungsprogramm aufgenommen.

Zusammenfassung und Bewertung

Der Dobersdorfer See ist ein polymiktischer Flachsee von potenziell mesotrophem Zustand. Durch sein relativ kleines Einzugsgebiet besitzt er zwar gute Voraussetzungen für geringe Stoffeinträge, sein Mischungsregime – kurzfristige Schichtungsphasen mit Sauerstoffschwund im Tiefenwasser und P-Rücklösung gefolgt von anschließender Durchmischung – bewirkt jedoch eine sehr intensive Ausnutzung der Nährstoffe unter eutrophen Bedingungen. So konnten die Phosphor- und Stickstofffrachten durch umfangreiche Sanierungsmaßnahmen zwar halbiert und die Konzentrationen im See deutlich reduziert werden, eine Verringerung der Primärproduktion wird jedoch auch nach zwanzig Jahren noch nicht sichtbar.

Während in vielen anderen Seen mit günstigeren Voraussetzungen beobachtet wurde, dass trotz einer deutlichen Verringerung der P-Konzentrationen im See zwar die Primärproduktion zunächst gleich blieb, sich aber die Struktur der Phytoplanktonzönose änderte, blieb im Dobersdorfer See das jahreszeitliche Muster der Planktonsukzession relativ stabil. Da die Gesamtposphorwerte mit 0,08 mg P/l immer noch recht hoch liegen, werden jetzt Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge aus der Landwirtschaft ergriffen.

Literatur

- [1] LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN (1995): Der Dobersdorfer See – Bericht über die Untersuchung des Zustandes des Dobersdorfer Sees von Januar bis Dezember 1991. – LW 631-5203.71-21
- [2] LANDESAMT FÜR WASSERHAUSHALT UND KÜSTEN SCHLESWIG-HOLSTEIN (1995): Seen in Schleswig-Holstein – ein Überblick über einige vom Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten bisher untersuchte Seen –LW 510-5203.71-21

Dobersdorfer See

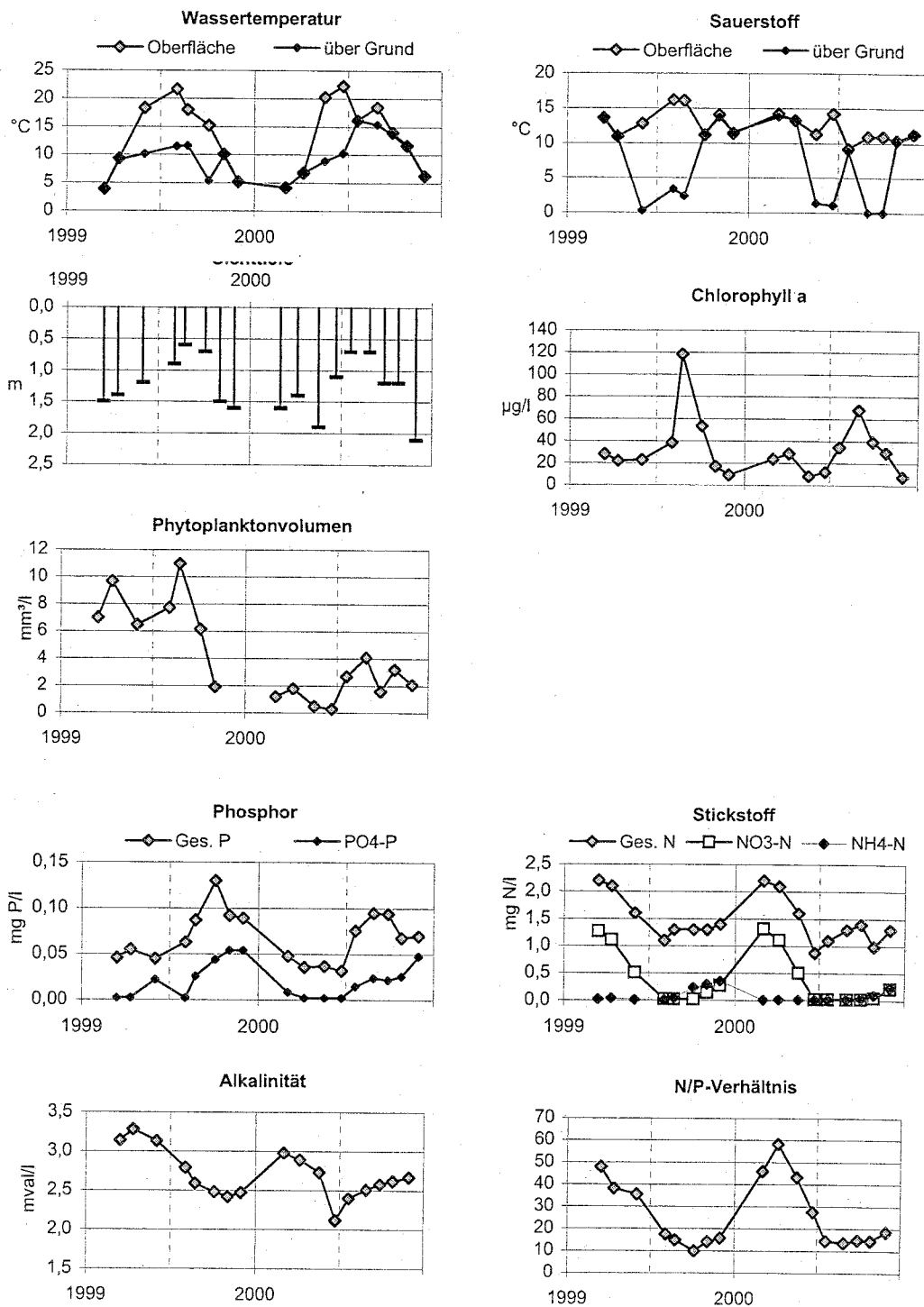


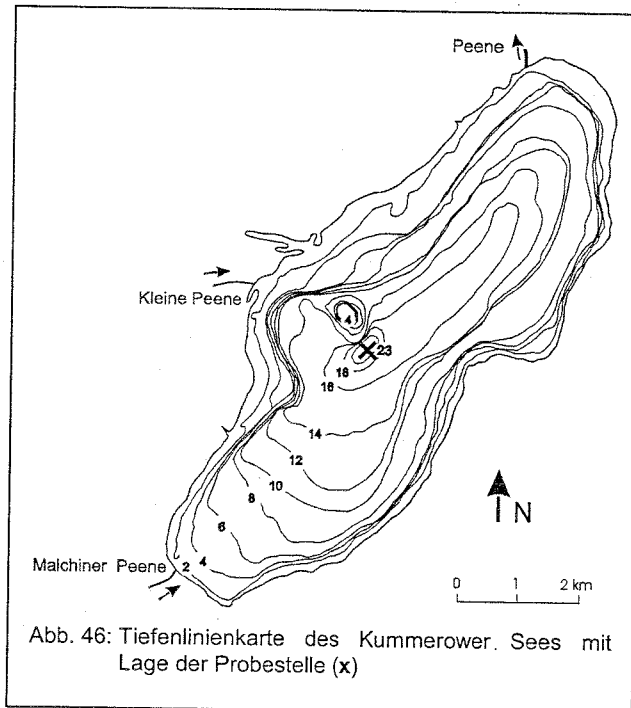
Abb. 46: Temperatur, Sauerstoff, Sichttiefe, Chlorophyll, Phytoplanktonvolumen und Alkalinität sowie Phosphor und Stickstoff im Dobersdorfer See 1999 und 2000

4.3.2. Kummerower See

Entstehung und Bedeutung

Der Kummerower See liegt etwa 60 km südlich von Stralsund. Er entstand als Zungenbeckensee im Rückland der Endmoräne des Pommerschen Stadiums der Weichseleiszeit in kuppiger Landschaft mit Höhenzügen bis zu 100 m. Wie der Große Plöner See war der Kummerower See nach der letzten Eiszeit etwa doppelt so groß, bis vor etwa 7500 Jahren eine umfassende Verlandung einsetzte [5]. Zusammen mit dem Malchiner See bildet er das Herzstück des Naturparks "Mecklenburgische Schweiz und Kummerower See".

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Kummerower Sees

Höhe über NN	0,2 m
Seefläche	32,5 km ²
Seevolumen	263*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	23,3 m
mittlere Tiefe	8,1 m
Uferlänge	31,6 km
Uferentwicklung	1,56
Mixistyp	polymiktisch

* Verhältnis des Seeeumfangs zum Umfang eines flächengleichen Kreises

Das flache länglich-ovale Becken des Kummerower Sees, das sich von Nordosten in südwestlicher Richtung erstreckt, ist relativ unegliedert.

Durch seine geringe Tiefe und seine windexponierte Lage ist der Kummerower See

meistens gut durchmischt. Stellen sich bei Windstille doch einmal Temperaturgradienten ein, so sind diese nur von geringer Dauer [6].

Hydrologie, Einzugsgebiet und Entwicklung der Nährstofffrachten

Der Kummerower See wird von der Peene durchflossen. Im Süden mündet die Malchiner Peene, im Westen die Kleine Peene in den See. Der im Nordwesten gelegene Abfluss hat eine Spiegelhöhe von nur 0,2 bis 0,5 m üNN, so dass die Strömung der Peene sehr schwach ist und es zeitweilig sogar zum Rückstau kommt [6].

Wie andere Seen Norddeutschlands (z.B. Großer Plöner See, Müritzer See) hat der Kummerower See im

Hydrologie und Einzugsgebiet des Kummerower Sees

Fläche des Einzugsgebiets	1.155 km ²
Umgebungsarealfaktor*	35
Theoretische Austauschzeit**	< 2 Jahre
MHW – MNW	0,35 m
Einwohnerdichte	nicht bekannt
Anteil Wald	
Anteil Landwirtschaftl. Nutzfläche	
Anteil Wasserfläche	
Anteil sonst.	

* Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche ** nach [10]

Lauf seiner Geschichte starke Wasserspiegelschwankungen, teils durch klimatische Veränderungen, teils durch menschlichen Einfluss, erfahren, die zu wechselnder Ausbildung von Verlandungszonen, überwiegend am Süd- und West- bis Nordwestufer, führten. Bereits zwischen 1860 und 1872 wurden die Zuflüsse reguliert [5]. Die früher sumpfigen Ufer sind heute größtenteils entwässert [6].

Mit 1.155 km² ist das Einzugsgebiet des Kummerower Sees recht groß (Umgebungsarealfaktor 35). Die Nutzung des mit Höhen bis zu 100 m sehr hügeligen Einzugsgebiets ist überwiegend landwirtschaftlich.

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Für den Kummerower See liegen paläolimnologische Untersuchungen vor, die nicht nur die wechselnden Wasserstände, sondern auch die Trophieentwicklung seit seiner Entstehung beschreiben [6]. Nach diesen Untersuchungen ist anzunehmen, dass der Kummerower See bereits seit mehreren tausend Jahren ein eutrophes Gewässer ist. Eine stetige Zunahme der Trophie bis zu einer Verfünffachung der Produktion ist seit etwa 800 bis 1000 Jahren zu beobachten und wird auf Waldrodungen des hügeligen Einzugsgebiets, auf Trockenlegung der angrenzenden Sümpfe und in geringerem Maße auch auf eine Zunahme der Besiedlungsdichte zurückgeführt. In den letzten 200 bis 400 Jahren fand noch-

mals eine sprunghafte Eutrophierung statt, wobei innerhalb dieses Zeitraums keine weitere Differenzierung möglich war. Eine Oligotrophierung mit der Zunahme der Vegetationsdecke, wie sie für einige Seen Norddeutschlands nach der letzten Eiszeit beschrieben wird (z.B. Tegeler See, Großer Plöner See), wurde am Kummerower See nicht festgestellt.

Mitte des 19. Jahrhunderts verschwand die Kleine Maräne (*Coregonus albula*) aus dem Kummerower See, ein Hinweis für einen weiteren Eutrophierungsschub [nach 7 aus 5]. Trotzdem wurden noch in den 1920er Jahren Characeenbestände bis zu einer Wassertiefe von etwa sechs bis sieben Metern angetroffen und sommerliche Sichttiefen von 3 m gemessen. Der Seegrund war noch großflächig von Chironomidenlarven und Pisidien (Erbsenmuscheln) besiedelt. Die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) trat bereits massenhaft im Sublittoral auf [7]. Durch Intensivierung der Landwirtschaft und Einleitung von Abwässern erfuhr der See spätestens Anfang der 60er Jahre einen drastischen Eutrophierungsschub. Schon nach kurzen Stagnationsphasen wurde der Sauerstoff im Tiefenwasser bis auf nahezu Null aufgezehrt, im Oberflächenwasser traten Sauerstoffübersättigungen von über 130 % auf. Im Frühjahr und Herbst herrschten zwar noch Kieselalgen vor, im Sommer gab es jedoch eine Blüte von fädigen Blaualgen. Das Zooplankton war von kleinen Formen, Rotatorien und einer *Cyclops*-Art, beherrscht [8].

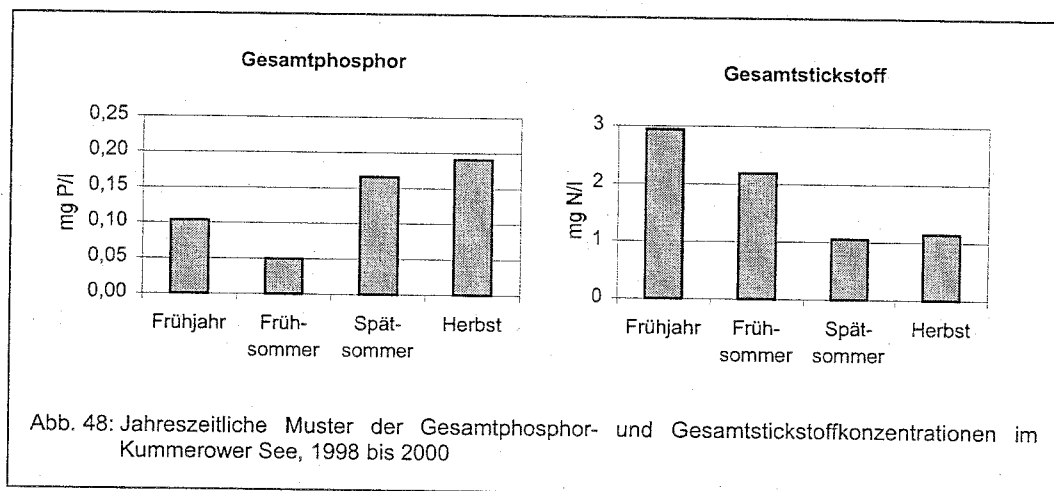
Stoffhaushalt und Biologie im Kummerower See

potenzielle Trophie nach LAWA	eutroph (e2)
aktuelle Trophie nach LAWA	eutroph (e2)
Alkalinität*	3,2 mval/l
Nährstofffracht	nicht bekannt
MW Sichttiefe 1998 – 2000**	3,0 m
MW Chlorophyll 1998 – 2000**	16,3 m
MW Ges. P 1998- 2000*	0,13 mg P/l
MW Ges. N 1998 - 2000	1,8 mg N/l
Sedimentcharakteristik	
untere Makrophytengrenze	nur noch vereinzelt Makrophyten
Phytoplanktoncharakter	Fr.: Diatomeen So: <i>Microcystis</i>
Zooplanktoncharakter	Copepoden, Cladoceren

* Mittelwert der Frühjahrszirkulationen ** Mittelwert der Vegetationsperioden

Für die Jahre 1963, 1967 und 1968 liegen Primärproduktionsmessungen vor [3, 4]. Die Produktionsrate lag im Bereich von etwa 1 g C/m² und Tag. Es wird davon ausgegangen, dass sie überwiegend lichtlimitiert war. Die relativ hohe Produktionsrate wird auf die stetige Durchmischung des Sees zurück geführt. Minimale Sichttiefen wurden im Frühjahr und Spätsommer mit 1,3 m, maximale im Juni mit 3,5 m gemessen. Von Juli bis September trat *Microcystis* sp. massenhaft auf. Messungen für den Gesamtphosphor liegen leider für diesen Zeitraum nicht vor.

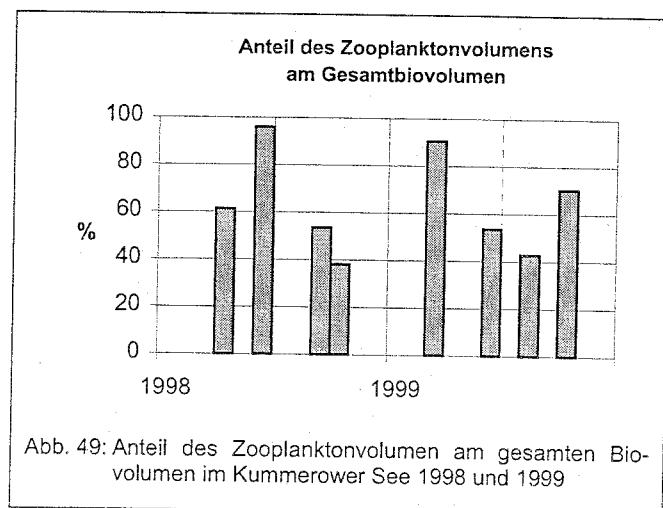
Die vom Seenprojekt Mecklenburg-Vorpommern für 1998 - 2000 gemeldeten Messungen zeigen ein ähnliches Bild der Planktonentwicklung. Bei Gesamtphosphorkonzentrationen im Frühjahr von 0,08 bis 0,13 mg P/l trat ein Diatomeenmaximum mit Phytoplanktonvolumina bis zu 11 mm³/l auf. Im Frühsommer sank das Phytoplanktonvolumen unter 1 mm³/l und die Gesamtphosphorkonzentrationen teilweise bis auf 0,02 mg P/l, ein Klarwasserstadium trat ein, das im wesentlichen durch *Daphnia* sp.



verursacht wurde. Im Zooplankton traten außerdem überwiegend Copepoden auf, Rotatorien waren mengenmäßig unbedeutend.

In allen drei Beobachtungsjahren trat im Juni eine kurzfristige Stagnationsphase auf. Der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser sank mit Einsetzen der Schichtung rapide, auf teilweise nahe Null. Die thermische Schichtung, während der die Sprungschicht bei etwa 12 m lag, dauerte nur sehr kurz. Bei erneuter Durchmischung wurde der über Grund rückgelöste Phosphor nach oben verfrachtet und die Gesamtphosphorkonzentrationen stiegen auf über 0,2 mg P/l. Das Phytoplankton wurde jetzt von Blaualgen, vor allem *Microcystis*, beherrscht. Im August/September nahm der Stickstoff, der meist überwiegend als Nitrat vorlag, drastisch ab. Das N/P-Verhältnis sank dadurch zeitweise deutlich unter sieben, stickstofffixierende Blaualgen werden jedoch nicht beobachtet.

Insgesamt waren im Verhältnis zum vor-



handenen Phosphor, der überwiegend als Phosphat vorlag, die Chlorophyll- und Phytoplankton-Bio-volumenswerte auffällig gering. Anscheinend war das Zooplankton, dessen Biovolumen oft das des Phytoplankton überstieg (Abb. 49), in der Lage das Phytoplanktonwachstum zu kontrollieren. Auf die trotz der geringen Phytoplanktonvolumina hohe Primärproduktion deutet auch die zeitweise starke Abnahme der Alkalinität hin.

Benthos und Fische

Aktuelle Untersuchungen über die Besiedlung des Seegrundes liegen nicht vor. In den 20er Jahren waren Erbsenmuscheln (Pisidien) und Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) sowie Zuckmückenlarven (*Chironomus* sp.) die häufigsten Benthostiere [7]. In den 70er Jahren besiedelte *Dreissena* den Seegrund flächendeckend [5].

Über die heutige Fischfauna liegen keine Untersuchungen vor.

Ufer- und Unterwasservegetation

Detaillierte Untersuchungen zu Ufer- und Unterwasservegetation liegen nicht vor. Der Röhrichtgürtel besitzt in weiten Bereichen nur eine Ausdehnung von etwa 2 bis 3 m. Submerse Makrophyten sind aus dem Kummerower See seit mindestens den 60er Jahren verschwunden. Nur ganz vereinzelt wurden noch Exemplare von Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*) und Hornblatt (*Ceratophyllum* sp.) gefunden (MATHES, Seenprojekt Mecklenburg-Vorpommern, mündl. Mitteilungen).

Sediment

Die Untersuchung eines Langkerns aus den 70er Jahren zeigte, dass die Mächtigkeit der Sedimente im Mittel etwa sechs bis sieben Meter beträgt. Dabei lagerte über einer mächtigen Seekreideschicht eine etwa 30 bis 40 cm mächtige Schicht von Kalkmudde [5]. Die Untersuchungen des Seenprojekts beschreiben das Sediment als schwarzolives breiiges Gemisch mit deutlichem Schwefelwasserstoffgeruch.

Nutzungen und Maßnahmen

Als Teil des Naturparks "Mecklenburgische Schweiz und Kummerower See" ist der See von großer touristischer Bedeutung. Am Westufer befindet sich das 250 ha große NSG "Moorwiesen bei Neukalen", ein als Grünland genutztes Niedermoorgebiet. Der Kummerower See ist von überregionaler Bedeutung als Rastgebiet für nordische Entenvögel, im Gebiet kommen Fisch-, See- und Schreiadler vor [6].

1994 wurden mit Barchin und Malchin die wichtigsten Gemeinden an die zentrale Abwasserentsorgung angeschlossen [6].

Zusammenfassung und Bewertung

Der Kummerower See ist ein relativ stark durchströmter polymiktischer Flachsee, dessen potenzielle Trophie nach dem LAWA-Klassifizierungsschema auf Grund seines großen Einzugsgebiets eutroph 2 wäre, ein Zustand der seinem heutigen Trophieniveau entspricht.

Ältere Untersuchungen, in denen das Vorkommen der später verschwundenen Sauerstoff liebenden Kleinen Maräne und von ebenfalls eutrophierungsanfälligen Armleuchteralgen erwähnt wird, sowie paläolimnologische Untersuchungen zeigen jedoch, dass der heutige Zustand vom früheren stark

abweicht. Die heute sehr hohen Gesamtphosphorkonzentrationen, die durch kurze sommerliche Stagnationsphasen mit anschließender Durchmischung und Aufwirbelung von rückgelöstem Phosphor begünstigt werden, werden jedoch vom Phytoplankton, das aus Diatomeen sowie einer sommerlichen Blaualgenblüte besteht, nicht sehr effektiv ausgenutzt. Die Chlorophyllkonzentrationen bleiben vergleichsweise niedrig, die Sichttiefen liegen meist noch zwischen 2 und 4 Metern. Die hohen Zooplanktondichten könnten die Ursache sein.

Literatur

- [1] LANDESNATIONALPARKAMT MECKLENBURG-VORPOMMERN (1998): Der Naturpark Mecklenburgische Schweiz und Kummerower See. – Broschüre des Landesnationalparkamtes, Remplin
- [2] KALBE, L., R. KEIL, F. RANDOW & H.-A. SCHULZE (1965): Der Kummerower See (Mecklenburg) aus limnologischer und hygienischer Sicht. – Arch. Hydrobiol. 61:161-183
- [3] KALBE, L. & H.-A. SCHULZE (1969): Zur Primärproduktion des Kummerower Sees. – Wiss. Z. Univ. Rostock, Mat.-Nat. R. 18:763-767
- [4] KALBE, L. & H.-A. SCHULZE (1972): Vergleichende Produktivitätsuntersuchungen an drei mecklenburgischen Seen (Kummerower, Tetterower und Malchiner See) . – Z. ges. Hyg. 18:197-201
- [5] KALBE, L. & H. WERNER (1974): Das Sediment des Kummerower Sees, Untersuchungen des Chemismus und der Diatomeenflora. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 59 (6) : 755-782
- [6] SEENPROJEKT MECKLENBURG-VORPOMMERN (unveröff.): Kurzgutachten Kummerower See, Stand 1995
- [7] THIENEMANN, A. (1928): Die Reliktenkrebse *Mysis relicta*, *Pontoporeia affinis*, *Pallasea quadrispinosa* und die von ihnen bewohnten norddeutschen Seen. – Arch. Hydrobiol. 19:522-581
- [8] VENTZ, D. (1966): Biologisch-chemische Untersuchungen am Kummerower See. - Wiss. Z. Univ. Rostock, Mat.-Nat. R. 15: 617-619
- [9] WERNER, H. (1969): Untersuchungen zur Nährstoffversorgung des Kummerower Sees. - Wiss. Z. Univ. Rostock, Mat.-Nat. R. 18: 769-772
- [10] WERNER, H. (1971): Der Stoffhaushalt des Kummerower Sees. – WWT 21: 22-24

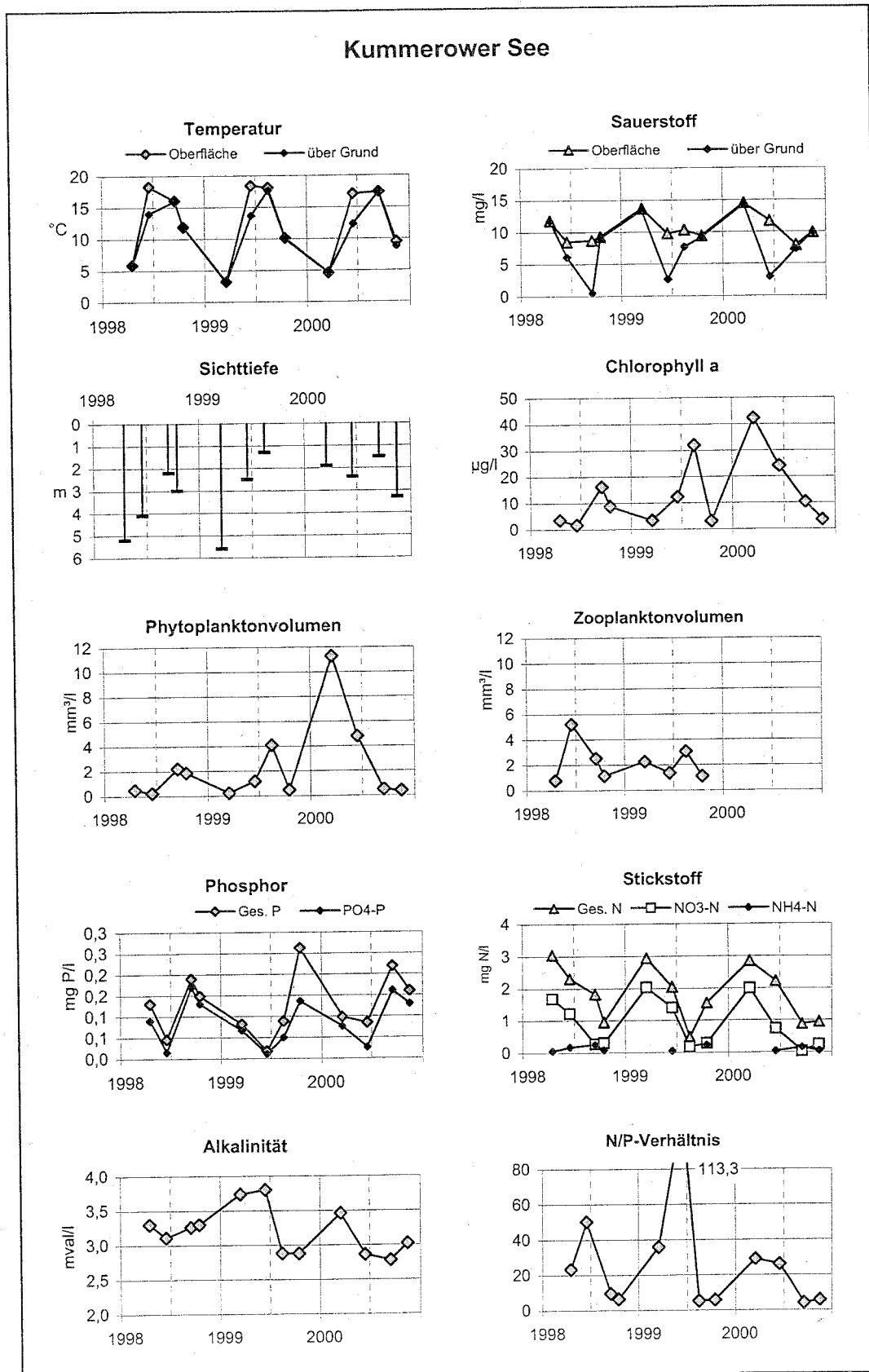


Abb. 50: Sichttiefe, Phyto- und Zooplanktonvolumen, Chlorophyll und Alkalinität sowie Phosphor und Stickstoff im Kummerower See 1998 bis 2000

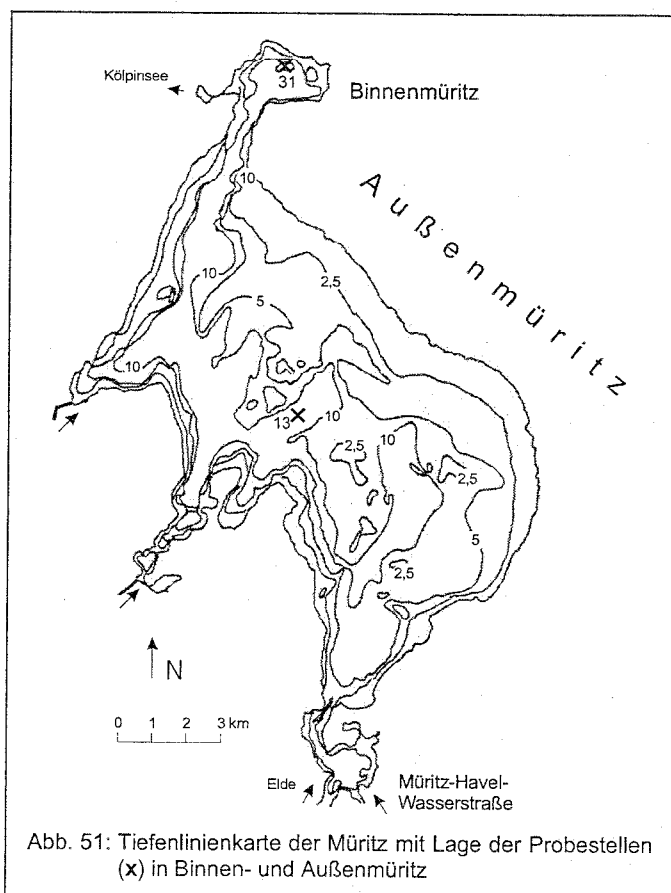
4.3.3. Müritz

Entstehung und Bedeutung

Die Müritz ist nach dem Bodensee der größte See Deutschlands. Der Name "Müritz" leitet sich wahrscheinlich von dem slawischen Wort "morcze", das heißt "Kleines Meer" ab [4]. Die Müritz ist das Zentrum der Mecklenburgischen Seenplatte und als Teil des Müritz-Nationalparks von großer Bedeutung für Tourismus und Naturschutz. Trotz dieser Bedeutung war die Kenntnis dieses Seeökosystems bis vor kurzem nur sehr lückenhaft. Informationen zur Nutzung, Entstehung, Hydrologie sowie ältere und neue limnologische Ergebnisse sind in dem Buch "Die Müritz – die Geschichte einer Landschaft und ihrer Bewohner rund um Deutschlands größten Binnensee" zusammengefasst, auf das hier größtenteils zurückgegriffen wird [3].

Die Mecklenburgische Seenplatte entstand während der letzten Eiszeit zwischen dem Pommerschen und dem Frankfurter Stadium. Ähnlich wie beim Seengebiet des Großen Plöner Sees entstand ursprünglich ein großer einheitlicher See, der sich nach Absinken des Wasserspiegels in mehrere zusammenhängende Seen zergliederte [3].

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten der Müritz

Höhe m über NN	62 m
Seefläche	107,9 km ²
Seevolumen	716*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	31 m
mittlere Tiefe	6,6 m
Uferlänge	
Uferentwicklung	
Mixistyp	
Außenmüritz	polymiktisch
Binnenmüritz	dimiktisch
Schichtungsdauer	Mitte Mai bis Anfang Oktober
Epilimniontiefe*	ca. 10 – 12 m

* Verhältnis des Seeumfangs zum Umfang eines flächengleichen Kreises

** Mitte des Metalimnions im Sommermittel

Das Becken der Müritz ist stark gegliedert und weist eine Anzahl großer Buchten auf. Der Westteil besteht aus mehreren rinnenartigen Eintiefungen, der Ostteil ist dagegen sehr flach. Die

am Nordende des Sees gelegene Binnenmüritz, die flächenmäßig nur einen geringen Teil der gesamten Seefläche einnimmt, ist stark vom übrigen Seebecken abgetrennt, hat mit 31 m die tiefste

Stelle und weist durch ihre relativ windgeschützte Lage im Sommer eine stabile thermische Schichtung von etwa Mitte Mai bis Anfang Oktober auf [5].

Das weitaus größere Becken, die Außenmüritz hat zwar ebenfalls eine 29 m tiefe Stelle, ist in weiten Bereichen jedoch sehr flach (mittlere Tiefe 6,6 m). Bei einer Fläche von fast 108 km² ist diese mittlere Tiefe sehr gering, so dass durch die gute Angriffsfläche für den Wind meist eine sehr gute Durchmischung gegeben ist. Die Außenmüritz ist daher polymiktisch. Nur kurzfristig treten insbesondere in der windgeschützten Rübeler Bucht leichte Temperaturgradienten auf. Das südlich gelegene Becken der Kleinen Müritz ist nur 5 m tief und ebenfalls ungeschichtet [6]. Durch ihre geringe Tiefe ist die Müritz in vielen Jahren relativ lange eisbedeckt.

Hydrologie und Einzugsgebiet

Wie die anderen Seen der Seenkette der mecklenburgischen Oberseen wird die Müritz von der Elde durchflossen, die im Südosten in den See einmündet und ihn im Norden verlässt (Reeck-Kanal). Weitere Zuflüsse kommen aus zwei anderen Seen sowie zwei kleineren Gräben. Darüber hinaus besteht wahrscheinlich ein erheblicher Grundwasserzu- und -abstrom, der jedoch nicht quantifiziert werden kann. Daher können weder die theoretische Austauschzeit noch Nährstofffrachten genauer berechnet werden, die theoretische Austauschzeit wird jedoch auf etwa 13 Jahre geschätzt (nach [2]).

Hydrologie und Einzugsgebiet der Müritz

Fläche des Einzugsgebiets	663km ²
Umgebungsarealfaktor*	7,0
Theoretische Austauschzeit**	ca. 13 Jahre
MHW – MNW	0,34 m ⁽¹⁾
Einwohnerdichte (nach [3])	63/km ²
Anteil Wald	nicht bekannt
Anteil Landwirtschaftl. Nutzfläche	
Anteil Wasserfläche	
Anteil sonst.	

* Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche

** nach [3]

Auch in der Müritz waren die hydrologischen Verhältnisse schon früh vom Menschen beeinflusst. Im 13. Jahrhundert wurde an der Elde ein Mühlenstau angelegt, durch den der Seespiegel der Müritz angehoben wurde. Der Bau der Elde-Havel-Wasserstraße in den 30er Jahren des 19. Jahrhunderts führte zu einer Seespiegelsenkung um fast 2 m. Heute ist die gesamte Kette der mecklenburgischen Oberseen staugeregelt und wird intensiv bewirtschaftet [3].

Im 663 km² großen Einzugsgebiet der Müritz (Umgebungsarealfaktor 7,0) leben ca. 41.500 Einwohner. Die Nutzung ist überwiegend landwirtschaftlich [3].

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Die Müritz ist ein potenziell mesotrophes Gewässer. Erste Hinweise auf eine deutliche Eutrophierung gab es jedoch schon Anfang des 20. Jahrhunderts, als in der Rübeler Bucht Sichttiefen von unter 1 m gemessen wurden. Abwasser aus Waren wurde über offene Kanäle der Müritz bereits vor der Jahrhundertwende zugeführt. Trotzdem war die Müritz vermutlich noch lange in weiten Bereichen ein makrophytendominierter Flachsee, während in Buchten und isolierteren Becken die Eutrophierungsfolgen schon wesentlich früher sichtbar wurde.

1928 wurde in Waren der erste Abschnitt der Abwassermischkanalisation in Betrieb genommen, die ungeklärtes Abwasser in den See einleitete. Damit begann die konzentrierte Abwasserbelastung des

Sees. Trotzdem wurden in den 30er und 40er Jahren in der Außenmüritz noch Sichttiefen zwischen 3 und 4 m gemessen, während in der Binnenmüritz bereits Schwefelwasserstoff in sedimentnahen Wasserschichten beobachtet wurde [2]. Das mangelhaft gereinigte Abwasser aus Röbel (6.000 Einwohner) führte in den 50er Jahren zu einer weiteren Erhöhung der Nährstofffrachten. Zu Beginn der 50er Jahre wurde bereits eine starke Trübung mit Sichttiefen nur noch um 1 m beobachtet. Die Mitte der 60er bis Mitte der 70er Jahre durchgeführte Industrialisierung der Landwirtschaft mit Komplexmelioration vieler Moor- und Niederungsflächen, intensivierter Düngung und industrieller Tierproduktion führte zu weiteren Nährstoffeinträgen. Sichttiefenmessungen zwischen 1966 und 1969 ergaben für die Außenmüritz mittlere Sichttiefen von ca. 2 m, für die Binnenmüritz etwas über 2 m. Die Gesamtposphorkonzentrationen lagen bei 0,07 mg P/l, N-Limitierung schien für die 70er Jahre typisch zu sein, besonders da in dieser Phase große Mengen an Stickstoff durch Denitrifikation verloren gingen. Die submersen Makrophyten waren in weiten Bereichen der Außenmüritz verschwunden [1]. Im Zuge der Entwicklung des Müritz-See-Parks wurden verschiedene Abwasserentlastungsmaßnahmen sowie Maßnahmen zur fischereilichen Bewirtschaftung durchgeführt, die zu einer ersten Entlastung führten [1].

Stoffhaushalt und Biologie in der Müritz

In jüngerer Zeit kam es – wenn auch zunächst sehr langsam – infolge der Strukturveränderungen in der Landwirtschaft und der weiteren Verbesserung der Abwasserreinigung (s.u.) in der Müritz zu einer deutlichen Verringerung der Trophie, insbesondere in der Außenmüritz, die jetzt als mesotroph eingestuft werden kann [2].

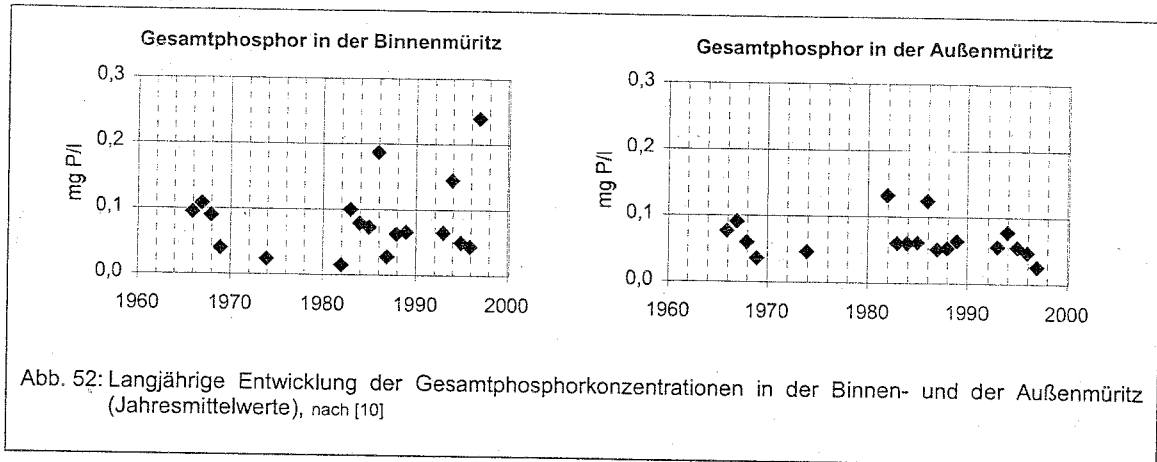
In der Außenmüritz scheint insgesamt ein Trend zum Rückgang der Phosphorkonzentrationen sichtbar (Abb. 52.). Da es jedoch auch hier in windstillen Phasen mit kurzfristiger Stagnation sehr schnell zu einem Sauerstoffschwund im Tiefenwasser kommt, könnte in

	Binnenmüritz	Außenmüritz
potenzielle Trophie nach LAWA	mesotroph	mesotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	mesotroph bis schwach eutroph (e1)	mesotroph
Alkalinität	2,3 mval/l*	2,1 mval/l
Nährstofffrachten	nicht bekannt	
MW Sichttiefe 1997 - 2000**	3,3 m	3,4 m
MW Chlorophyll 1997 - 2000**	6,9 µg/l	7,1 µg/l
MW Ges. P 1997 - 2000*	0,038 mg P/l	0,061 mg P/l
MW Ges. N 1997 - 2000*	1,34 mg N/l	1,27 mg N/l
Sedimentcharakteristik	Faulschlamm	
untere Makrophytengrenze***	>5 m	
Phytoplanktoncharakter	Diatomeen, Blaualgen	
Zooplanktoncharakter	überwiegend Copepoden	

* Mittelwert der Zirkulationswerte **Mittelwert der Vegetationsperioden ***nach [3]

diesen Phasen P-Rücklösung stattfinden, worauf die zeitweise starken Schwankungen der Gesamtposphorkonzentrationen deuten. Beim Gesamtstickstoff ist eine geringe, aber stetige Abnahme zu beobachten (Abb. 54). Zeitweilig scheint ein Wechsel zwischen N- und P-Limitierung des Phytoplanktonwachstums stattzufinden, da in manchen Jahren (1997) der anorganische Stickstoff in anderen der anorganische Phosphor völlig aufgezehrt war. Die Chlorophyllwerte liegen in der Außenmüritz in einem für polymiktische Seen vergleichsweise niedrigen Bereich.

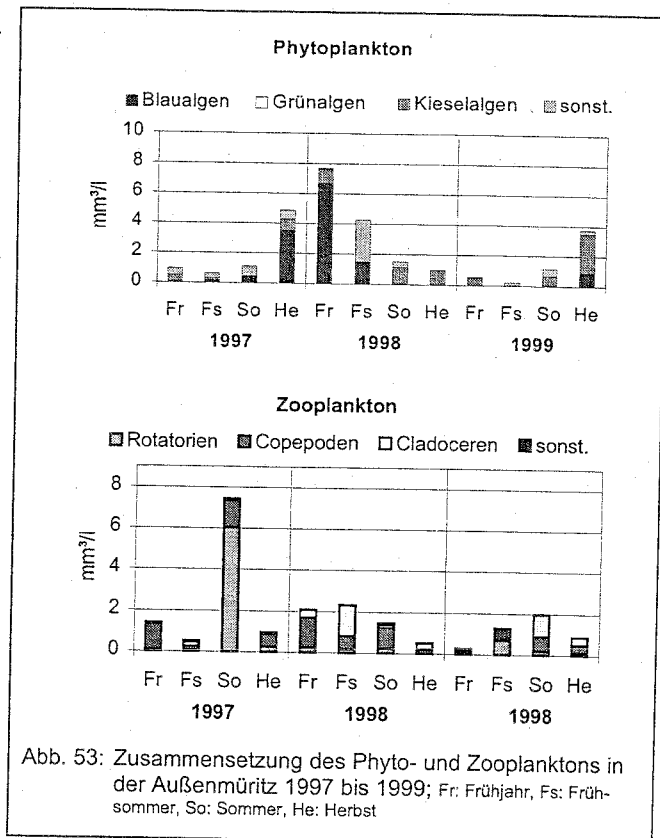
In der Binnenmüritz ist keine abnehmende Tendenz der Phosphorkonzentrationen im Epilimnion sichtbar. Der Sauerstoff war über Grund schon im Frühsommer fast völlig aufgezehrt. Im langjährigen Vergleich gibt es jedoch auch hier einige positive Anzeichen [2]. Eine gegenüber den 60er Jahren deutliche Verbesserung der Sichttiefen durch ein länger anhaltendes Klarwasserstadium zeigen die Verringerung der Primärproduktion, ein insgesamt geringeres hypolimnisches Sauerstoffdefizit und



höhere hypolimnische Nitratkonzentrationen die Verringerung der Zehrungsaktivität und damit verbunden eine geringere P-Rücklösung aus den Sedimenten an.

In den Buchten werden noch immer sehr hohe Nährstoffkonzentrationen und z.T. zehnfach höhere Chlorophyllkonzentrationen gemessen.

Bereits 1938 waren Diatomeen und Blaualgen die häufigsten Gruppen im Phytoplankton der Müritz. Auch in den 60er Jahren bildeten die Diatomeen ein Frühjahrs- und ein Herbstmaximum, während im Sommer fädige Blaualgen (*Planktothrix agardhii*, *Limnothrix redekei*, *Gloeotrichia echinulata*) dominierten. Ganzjährig kamen außerdem einzellige Phytoflagellaten vor. Die Phytoplanktonbiomassen lagen bereits in den 80er Jahren meist unter 4 mm³/l. Im Vergleich mit den Jahren 1997 bis 1999 scheint das jahreszeitliche Phytoplanktonmuster in jener Phase wesentlich beständiger. In den drei hier dargestellten Beobachtungsjahren war zwischen den drei Jahren keine Ähnlichkeit des jahreszeitlichen Musters beim Phytoplankton festzustellen (Abb. 53). Ein Hinweis auf die zeitweilige Stickstofflimitierung war in den 90er Jahre das Auftreten stickstofffixierender Blaualgen (*Nostoc* sp., *Anabaena* sp.) sowohl in der Binnen- als auch in der Außenmüritz.



Das Biovolumen des Phytoplanktons erreicht (außer in den Buchten) in den letzten Jahren kaum noch 5 mm³/l, während in den Buchten bis in den Herbst hinein Blaualgen mit Biovolumina bis über 45 mm³/l (Jahresmittelwert) dominieren. Auch das Zooplankton zeigt kein stabiles jahreszeitliches Muster. Zwar folgt auf das Frühjahrsmaximum des Phytoplanktons in der Regel mit wenigen Wochen Verzögerung eine Zunahme des Zooplanktons, die Zusammensetzung ist von Jahr zu Jahr aber sehr

unterschiedlich (Abb. 53). Häufig dominieren Copepoden, zeitweilig erreichen auch kleinere Cladoceeren (*Bosmina* spp.) größere Dichten.

Benthos und Fische

Zum Makrozoobenthos liegen keine neueren Untersuchungen vor, die den Zustand nach der Entlastung charakterisieren. In den 70er Jahren wurde in den geschützteren Uferbereichen der Außenmüritz mit Ausnahme der hocheutrophen Buchten, die verödet waren, eine reiche Benthosbesiedlung festgestellt, während in der Tiefenzone die Bodenzone nur noch dünn besiedelt war. In der Binnenmüritz war die Zone unterhalb von 17,5 m verödet, ab 15 m nur noch spärlich besiedelt [nach 2].

Neuere systematische Untersuchungen zur Fischfauna liegen ebenfalls nicht vor. Es wurden im Zuge der Fischerei jedoch 19 Fischarten ausgewiesen [3]. Die Müritz wurde bis in die 70er Jahre mit der Kleinen Maräne (*Coregonus albula*) bewirtschaftet, was zur Unterdrückung des Zooplanktons und einer entsprechenden Förderung des Algenwachstums führte. Mit der Sanierung der Abwassereinleitung wurde diese Bewirtschaftung aufgegeben und stattdessen der Zanderbesatz gefördert [1].

Ufer- und Unterwasservegetation

Die Müritz besitzt, insbesondere am flachen Ostufer, ausgedehnte, bis zu 100 m tiefe Schilfröhrichtbestände (*Phragmites australis*), die bis in eine Wassertiefe von 2 m vordringen. Stellenweise kommen Teichsimse (*Schoenoplectus lacustris*) und Schmalblättriger Rohrkolben (*Typha angustifolia*) vor. In einigen Bereichen ist das Röhricht durch Beweidung, Badebetrieb oder Boots Liegeplätze zerstört. In manchen Wintern werden durch Eispressungen Lücken ins Schilf gerissen, die erst im Verlauf von Jahren wieder zuwachsen. Das Röhricht scheint im Allgemeinen vital, da es Bereiche, in denen die Nutzung aufgegeben wird, zurückerobert [2].

Bei den Unterwasserpflanzen bildet das Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*) ausgedehnte Bestände insbesondere am Ostufer, wo es bis zu einer Wassertiefe von 3 m vordringt. Die für relativ nährstoffarme Gewässer typische Raue Armleuchteralge (*Chara aspera*) bildet zwischen 1 und 2 m Wassertiefe Grundrasen aus. Darüber hinaus kommen drei weitere Armleuchteralgen (*Chara contraria*, *Ch. tomentosa* und *Nitellopsis obtusa*) sowie in nährstoffreicheren Bereichen Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) vor. Aus historischen Belegen wird deutlich, dass die Characeenrasen früher wesentlich ausgedehnter waren [2].

In der Binnenmüritz findet sich das Spiegelnde Laichkraut (*P. lucens*), das Kammlaichkraut sowie das Durchwachsene Laichkraut (*P. perfoliatus*). In Tiefen bis 5 m kommt die Goldalge *Vaucheria dichotoma* sowie das Hornblatt, die Wasserpest (*Elodea canadensis*) und der Spreizende Hahnenfuß (*Ranunculus circinatus*) vor, auf Hartsubstraten wächst das Fieberquellmoos (*Fontinalis antipyretica*). Über Veränderungen der Bestände im Verlauf der Eutrophierung und der Nährstoffentlastung, gegenwärtige Flächen- oder Tiefenausdehnung liegen keine Untersuchungen vor.

Sediment

Die Sedimente der Binnenmüritz sind im Uferbereich sandig, unterhalb der Sprungschicht bestehen sie aus Faulschlamm. Es findet daher eine Rücklösung von Nährstoffen statt, die während der Zirkulation in den freien Wasserkörper eingemischt werden. Die Sedimente der Außenmüritz sind durch die ständige Durchmischung besser oxidiert, in windstillen Stagnationsphasen findet jedoch auch hier eine Rücklösung von Nährstoffen (Ammonium, Phosphat) statt, die bei erneuter Durchmischung der Primärproduktion zur Verfügung stehen.

Nutzungen und Maßnahmen

Die Müritz hatte einst als Wasserstraße für Mecklenburg eine große Bedeutung. Die Verbindungskanäle der Mecklenburgischen Oberseen wurde bereits Ende des 18. Jahrhunderts ausgebaut. Die Elde, die die Müritz durchfließt, wurde in den 30er Jahren des 19. Jahrhunderts durch die Elde-Havel-Wasserstraße mit der Havel verbunden, um eine Verbindung Hamburg-Berlin zu schaffen. Heute ist diese Wasserstraße für den Frachtverkehr heute bedeutungslos.

Wie die gesamte Oberseekette unterliegt die Müritz einer intensiven wasserwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Das gespeicherte Wasser wird zur Abgabe in die Müritz-Elde-Wasserstraße sowie die Müritz-Havel-Wasserstraße, für landwirtschaftliche Bewässerung sowie für Versorgung von Fischzuchtanlagen genutzt.

Die wirtschaftlich wichtigste Bedeutung der Müritz liegt heute im Tourismus. Als Kern des etwa 300 km² großen Müritz-Nationalparks ist der See mit seinen ausgedehnten relativ ungestörten Lebensräumen und einer Vielzahl seltener Tiere und Pflanzen für Naturliebhaber ein Anziehungspunkt. Die große Wasserfläche mit den guten Windverhältnissen ist für Wassersportler attraktiv.

Fischereilich ist die Müritz ebenfalls von Bedeutung. Die Intensivbewirtschaftung mit der zooplanktonfressenden Kleinen Maräne wurde wegen der ungünstigen Auswirkungen auf die Nahrungskette (s.o.) bereits in den 70er Jahren, die Karpfenintensivzucht und Forellenmast mit Netzkäfighaltung Anfang der 90er Jahre aufgegeben. Wirtschaftlich wichtig sind jetzt Blei, Zander und Aal [3].

Die entscheidenden Schritte in der Abwassersanierung begannen 1969 mit dem Bau der Kläranlage Waren und der Verregnung der anfallenden Abwässer. Die Umstellung der fischereilichen Bewirtschaftung (s.o.) und der Bau der Kläranlage Röbel (1980) brachten weitere Verbesserungen. 1995 wurde die Warener Kläranlage mit einer dritten Reinigungsstufe ausgestattet. Weitere Ortschaften wurden in den 90er Jahren an die zentrale Abwasserentsorgung angeschlossen oder erhielten moderne Klärwerke. Die dezentrale Abwasserentsorgung durch Kleinkläranlagen wurde ausgebaut. Noch nicht beseitigt sind die Regenwassereinleitungen der Stadt Waren [2].

Der Zusammenbruch der landwirtschaftlichen Großbetriebe nach der Wende sowie gezielte Wiedervernässungsprojekte verminderten die Nährstoffeinträge weiter. Derzeit wird eine Studie zur Sanierung des Eldeinzugsgebiets erarbeitet [6].

Zusammenfassung und Bewertung

Die Müritz ist in weiten Teilen ein polymiktischer Flachsee, der bereits seit über hundert Jahren unter Abwassereinleitungen zu leiden hatte. Die Belastung aus der Landwirtschaft, aus Fischmast und durch ungünstige fischereiliche Bewirtschaftung führten zum Höhepunkt der Nährstoffbelastung Ende der 60er Jahre zu Blaualgenblüten, Schwefelwasserstoff im Hypolimnion des geschichteten Seeteils (Binnenmüritz), einer Verarmung der Benthoszönose und vermutlich der Verdrängung der Characeen in weiten Bereichen des Seebodens. In der Außenmüritz blieben die Phytoplanktonbiomassen jedoch, vermutlich wegen der immer noch recht ausgedehnten Makrophytenbestände, relativ gering.

Die Abwassersanierung begann 1970, Verbesserungen waren zunächst jedoch nicht sichtbar. Zumindest seit Mitte der 90er Jahre ist jedoch eine deutliche Verbesserung der Sichttiefen, eine Verlängerung des Klarwasserstadiums und zumindest in der Außenmüritz eine Verringerung der Gesamtphosphorkonzentrationen zu beobachten. In der Binnenmüritz ist zwar keine eindeutige Verringerung

der Phosphorkonzentrationen zu beobachten. Es gibt jedoch Hinweise auf eine Verringerung der Primärproduktion und eine verminderte P-Rücklösung im Hypolimnion.

Zeitweilig ist der Stickstoff wachstumslimitierender Faktor. Der Wechsel zwischen Stickstoff- und Phosphorlimitierung, die starken Schwankungen bei den meisten Parametern und die von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlichen Phyto- und Zooplanktonsukzessionen deuten darauf hin, dass sich der See in einem instabilen Übergangszustand befindet.

Literatur

- [1] KLAPPER, H. (1991): Beschaffenheitsänderungen in ostdeutschen Seen im Gefolge von Sanierungsmaßnahmen. – Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 1991, Mondsee:185-189
- [2] MATHES, J. (ohne Jahr): Die Limnologie. – in: A. MÜLLER: Die Müritz – die Geschichte einer Landschaft und ihrer Bewohner rund um Deutschlands größten Binnensee. – Hrsg.: Landkreis Müritz, City Druck Hoffmann GmbH,
- [3] MÜLLER, A. (ohne Jahr): Die Müritz – die Geschichte einer Landschaft und ihrer Bewohner rund um Deutschlands größten Binnensee. – Hrsg.: Landkreis Müritz, City Druck Hoffmann GmbH,
- [4] NATIONALPARKAMT MECKLENBURG-VORPOMMERN (1992): Lebensraum See im Müritz-Nationalpark. – Broschüre des Nationalparkamts, Außenstelle Müritznationalpark, Speck bei Waren
- [5] SEENPROJEKT MECKLENBURG-VORPOMMERN (1994): Kurzgutachten Müritz (Seenummer 25001), Stand 1994 (unveröff.)
- [6] SEENPROJEKT MECKLENBURG-VORPOMMERN (1995): Kurzgutachten Müritz (Seenummer 25001), Stand 1995 (unveröff.)
- [7] UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN (2001): Gewässergütebericht, Gütezustand der Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern, 1990 bis 2000. – Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern (hrsg.) Eigenverlag

Binnenmüritz

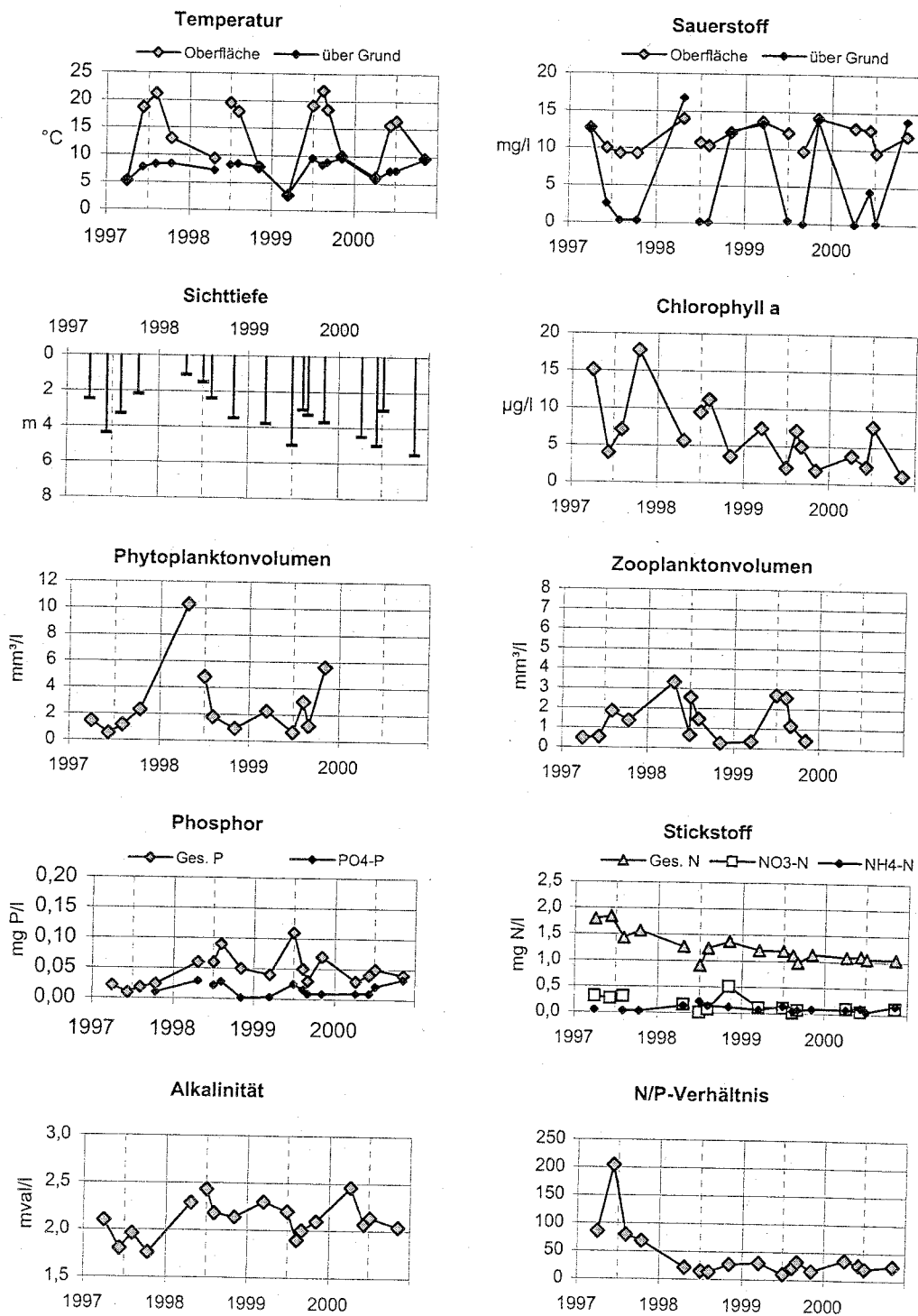


Abb. 54: Sichttiefe, Phyto- und Zooplanktonvolumen, Chlorophyll und Alkalinität sowie Phosphor und Stickstoff in der Binnenmüritz 1998 bis 2000

Außenmüritz

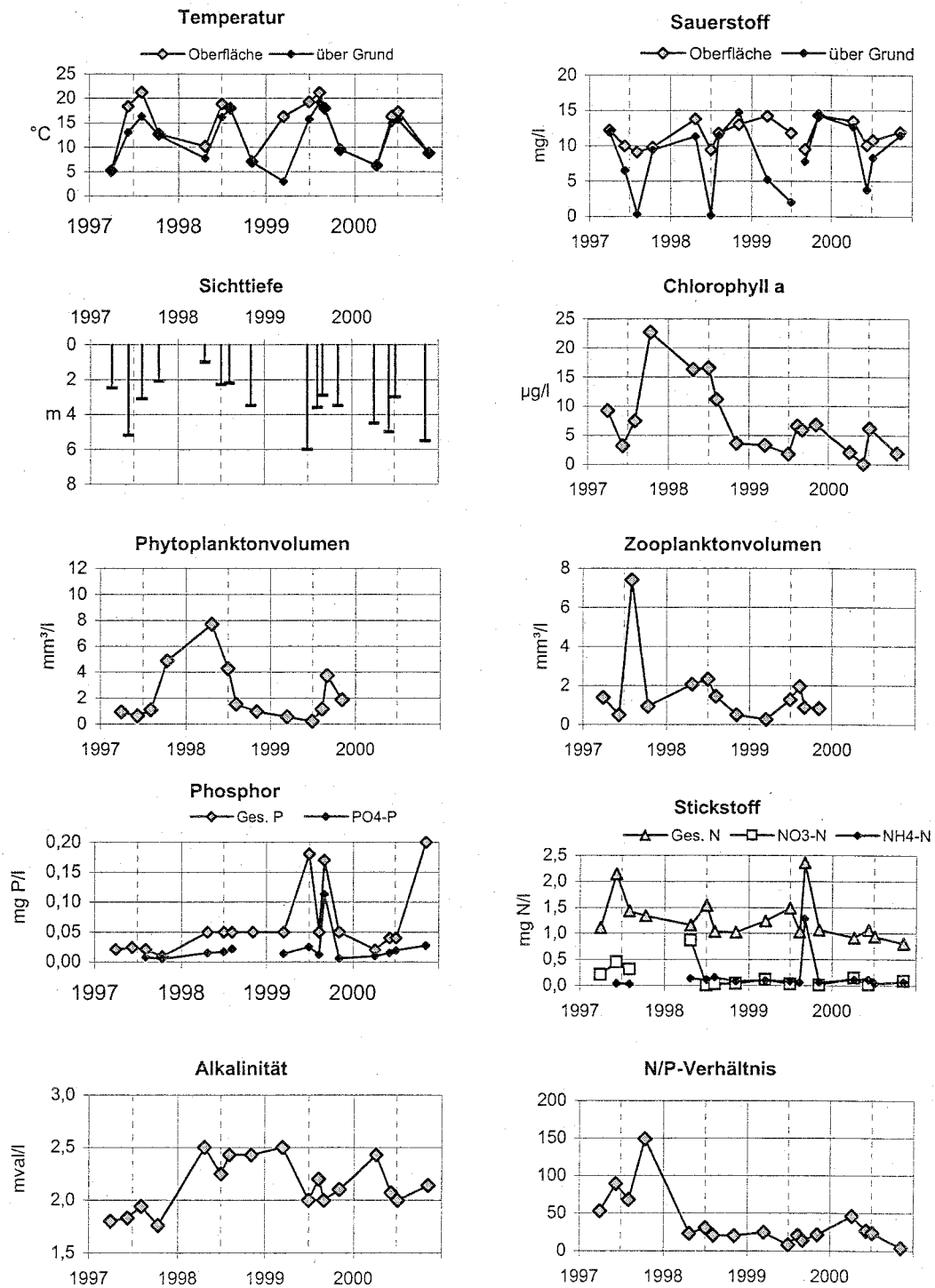


Abb. 55: Sichttiefe, Phyto- und Zooplanktonvolumen, Chlorophyll und Alkalinität sowie Phosphor und Stickstoff in der Außenmüritz 1998 bis 2000

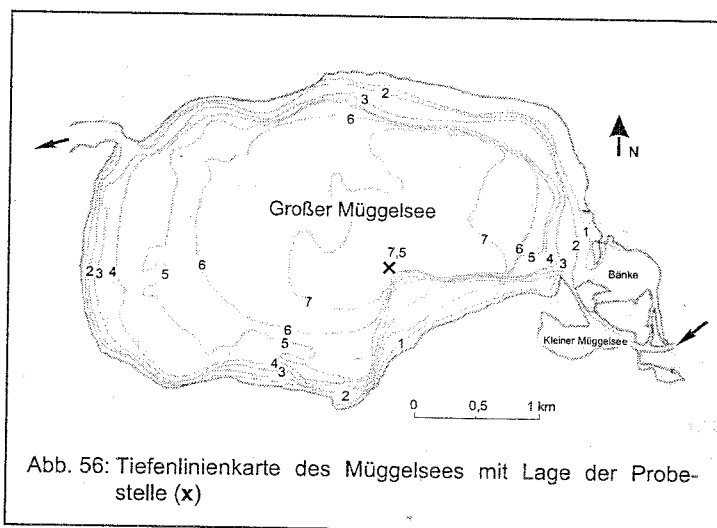
4.3.4. Müggelsee

Entstehung und Bedeutung

Der Große Müggelsee ist mit 7,2 km² Fläche und einem Volumen von ca. 36 Mio. m³ der größte See im Land Berlin. Das Seebecken des Müggelsees entstand durch Ausschürfung des weichen Talsandbodens durch einen in Ost-West-Richtung vorstoßenden Gletscher der letzten Eiszeit [7].

Der See hat für die Stadt Berlin sowohl als Naherholungsgebiet als auch für die Trinkwasserversorgung und als Fischereigewässer eine große Bedeutung.

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Großen Müggelsees

Höhe	32,4 m üNN
Seefläche	7,2 km ²
Seevolumen	35 Mio m ³
maximale Tiefe	7,5 m
mittlere Tiefe	4,85 m
Uferlänge	11,5 km
Uferentwicklung*	1,23
Mixistyp	polymiktisch

* Verhältnis des Seeumfangs zum Umfang eines flächengleichen Kreises

Der Müggelsee besitzt ein wannenförmiges Becken von nahezu buchtenloser ovaler Form. Lediglich im Südosten bildeten sich am früheren Einlauf der Spree durch deltaähnliche Ablagerungen die Buchten der Bänke und des Kleinen Müggelsees aus. Das einströmende Wasser der Spree wird im Müggelsee gut eingemischt, da der See wegen seiner großen Fläche und geringen Tiefe meist gut vom Wind durchmischt wird. Nur während kurzer Perioden mit geringen Windstärken und hoher Sonneneinstrahlung weist der See im Sommer für maximal ein bis zwei Wochen eine thermische Schichtung auf [7].

Hydrologie und Einzugsgebiet

Der Müggelsee ist eine seenartige Erweiterung der Spree. Er besitzt mit 6790 km² ein relativ großes Einzugsgebiet und wird stark durchflossen. Die theoretische Austauschzeit beträgt unter MQ-Bedingungen (Winter/Sommer) 67 bis 84 Tagen. Der einzige weitere Zufluss, das Fredersdorfer Mühlenfließ, trägt lediglich etwa 3 % zum Zufluss bei. Natürlicherweise würde dem See Grundwasser zuströmen, durch die Entnahme von Uferfiltrat ist die Strömungsrichtung jedoch umgekehrt, und Seewasser strömt aus dem Uferbereich des Sees ins Grundwasser ein [7].

Die heutigen hydrologischen Verhältnisse von Spree und Müggelsee sind durch vielfache menschliche Eingriffe kompliziert. Auch in Berlin an der Spree wurde, wie in anderen Gebieten Norddeutschlands, bereits im 13. Jahrhundert ein Mühlendamm errichtet, der den Wasserspiegel des Müggelsees bestimmte. Weitere Eingriffe betrafen die Verlegung des Spreeeinlaufs von der stark verschlammten „Bänke“ in den Kleinen Müggelsee, die Verbindung der Spree mit der Oder und der Dahme durch künstlich geschaffene Wasserwege (teilweise bereits seit Beginn des 20. Jahrhunderts) sowie die Überleitung von Oderwasser bei Niedrigwasser der Spree. Der Bau des Gosener Kanals 1936 reduzierte den Durchfluss durch den Müggelsee um ca. 50 % [1].

Hydrologie und Einzugsgebiet des Großen Müggelsees

Fläche des Einzugsgebiets	ca. 6.790 km ²
Umgebungsarealfaktor*	943
Theoretische Austauschzeit	67-84 Tage
MHW – MNW	ca. 0,3 m
Einwohnerdichte	105 Einw./km ²
Anteil Wald/Forst	39 %
Anteil Grünland	8 %
Anteil Acker	32,8 %
Anteil Siedlungsfläche	8,3 %

* Verhältnis der Einzugsgebietsfläche zur Seefläche

Der Abfluss der Spree, der seit den 50er Jahren durch Sumpfungswässer der oberhalb gelegenen Tagebaue stark bezuschusst wurde, wird durch die vorgenannten Verbindungen künstlich gesteuert. Ziel ist, einen möglichst konstanten Wasserstand in der Spree zu erhalten. Durch die schrittweise Aufgabe des Braunkohlebergbaus in der Lausitz seit Beginn der 90er Jahre haben sich die Abflussverhältnisse der Spree wiederum stark verändert: Neben den Sumpfungswässern fehlt jetzt auch der Anteil Spreewasser, der natürlicherweise infiltriert, um das Grundwasserdefizit in den ehemaligen Bergbaugebieten wieder auszugleichen. Mit dem Bau des Speichers Lohsa II, dessen Kapazität 2003 zur Verfügung steht, wird versucht einen ausreichenden Spreeabfluss zu erhalten. Trotzdem kann in Trockenphasen der Zufluss zum Müggelsee so gering sein, dass ein Rückströmen aus der Spree oberhalb des Müggelsees nicht ausgeschlossen werden kann.

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Der Stoffhaushalt des Müggelsees ist wegen der kurzen Austauschzeit weitgehend durch die Qualität des Spreewassers bestimmt. Ein nährstoffarmer See war er aufgrund seines großen Einzugsgebiets und seines Mischungsverhaltens vermutlich noch nie. Sein potenziell natürlicher Trophiezustand ist mesotroph.

Die langjährige Trophieentwicklung ist anhand der Makrophytenbesiedlung ([12] s.u.), des Schwebstoffgehalts [5] und der Planktonzusammensetzung [1, 3] belegt.

Erste Eutrophierungserscheinungen waren vermutlich schon um die Jahrhundertwende zu verzeichnen. Ein deutlicher Anstieg der

Stoffhaushalt und Biologie des Müggelsees

potenzielle Trophie nach LAWA	mesotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	nicht ermittelt
Alkalinität*	1,6 mval/l
Nährstofffracht 1976 – 1990**	7,2 g P/(m ² *a) 134 g N/(m ² *a)
Nährstofffracht 1991 – 2000***	3,5 g P/m ² 70 g N/m ²
MW Sichttiefe 1997 – 2000****	1,5 m
MW Chlorophyll 1997 – 2000****	41 µg/l
MW Ges. P 1997 – 2000*	0,105 mg P/l
MW Ges. N 1997 – 2000*	1,56 mg N/l
Sedimentcharakteristik	Faulschlamm
untere Makrophytengrenze****	1,5 m
Phytoplanktoncharakter	Fr: Diatomeen ab Mai Blaualgen
Zooplanktoncharakter	Fr.: Cladoceren So, He: Copepoden

* Jahresmittelwert ** nach [6]
*** MW der Vegetationsperiode] **** nach [12]

Nährstoffkonzentrationen, sichtbar an einer Zunahme der Schwebstoffe (Abb. 57), erfolgte jedoch erst in den 50er Jahren. In dieser Phase traten im Sommer bereits Blüten von *Microcystis* sp. und *Aphanizomenon flos-aquae* auf. Die Intensivierung der Landwirtschaft und die Einleitung von Abwasser verbunden mit der Einführung phosphathaltiger Waschmittel führten in den 60er Jahren auch im Müggelsee zu einer drastischen Eutrophierung. Die jährlichen Nährstofffrachten betrugen jetzt etwa 7,2 g P/m² und 134 g N/m². Die Sichttiefenverhältnisse verschlechterten sich dadurch derart, dass Anfang der 70er Jahre die Makrophyten innerhalb kurzer Zeit nahezu völlig verschwanden. Die Folge war eine weitere Erhöhung der Schwebstoffgehalte mit weiterer Verschlechterung der Sichttiefen durch Aufwirbelung von Sediment aus dem Uferbereich. Auch die Veränderung des Planktons im Verlauf der Eutrophierung ist durch weit zurück reichende Untersuchungen dokumentiert. Im Phytoplankton dominierten in der Eutrophierungsphase die Blaualgen *Limnithrix redekei* und *Planktothrix agardhii*. Beim Zooplankton verschob sich die Zusammensetzung deutlich zugunsten der Rädertiere, während Anfang des Jahrhunderts bis mindestens in die 30er Jahre Rädertiere nur in vergleichsweise geringer Dichte vorhanden waren [1].

Insgesamt war das jahreszeitliche Planktonmuster und damit verbunden das Muster der Hauptnährstoffe in der Eutrophierungsphase relativ konstant. Eine Frühjahrsblüte von Diatomeen zehrte Kieselsäure und anorganischen Stickstoff, der im Frühjahr besonders hoch war, und brachte die Gesamtphosphorkonzentrationen zum Absinken. Die fädige Blaualge *Limnithrix redekei* stellte in Mai und April zusätzlich einen Teil der Biomasse. Ende Mai brach die Population zusammen und es folgte ein kurzes, gering ausgeprägtes Klarwasserstadium mit Sichttiefen um 2 m, das meist (aber nicht immer) von einem Anstieg der Cladocerendichte im Mai/Juni begleitet war [1, 6]. Ab Juni herrschten bis weit in den Herbst hinein die fädigen Blaualgen *Limnithrix redekei* und *Planktothrix agardhii* vor, die ihr Maximum im August erreichten und dann häufig eine Wasserblüte bildeten. Das Zooplankton wurde jetzt von Copepoden beherrscht. Durch verringerte sommerliche Stickstofffrachten, die ansonsten überwiegend aus Nitrat bestanden, verminderte Nitrifikation und zunehmende Denitrifikation wurde das Nitrat im Sommer

fast gänzlich aufgezehrt [20], und Stickstoff geriet vermutlich ins Minimum [8]. Im Spätherbst gab es eine zweites, kleineres Diatomeenmaximum. Die Dichte des Zooplanktons nahm von Juli bis November stetig ab. Insgesamt machte die Zooplanktonbiomasse maximal 50 % der Plankton-

biomasse, meist aber nicht mehr als 30 % aus [6].

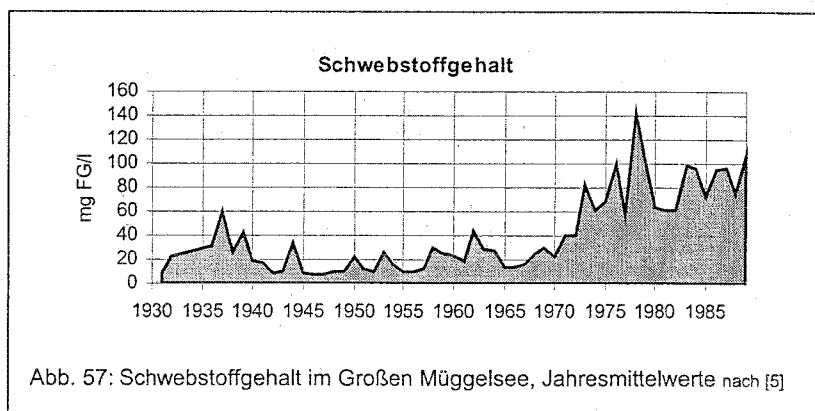


Abb. 57: Schwebstoffgehalt im Großen Müggelsee, Jahresmittelwerte nach [5]

In dieser Phase kam es während der kurzfristigen sommerlichen Schichtungsphasen, bei längerer Eisbedeckung auch schon im Frühjahr, zu intensiver Sauerstoff-, Nitrat- und Sulfatzehrung im Sediment, die mit intensiven Phosphorfreisetzungsprozessen verbunden war [18]. In den anschließenden Durchmischungsphasen stieg der Phosphorgehalt im gesamten Wasserkörper stark an. Phosphorkonzentrationen von bis zu 0,4 mg P/l wurden gemessen [14].

Seit Ende der 80er und verstärkt seit Beginn der 90er Jahre sanken die Stickstoff- und Phosphorfrachten der Spree drastisch auf etwa die Hälfte. Die Phosphorkonzentrationen im See zeigen jedoch vorerst keine entsprechende Abnahme, da vermehrt Phosphor aus dem Sediment freigesetzt wird. Durch die verringerten Nitratfrachten kommt es am Sediment schneller zur Desulfurikation, so dass die Bedingungen für eine Phosphorfreisetzung eher erreicht werden. Es wird vermutet, dass dieser Prozess noch einige Jahrzehnte anhalten kann [10].

Trotzdem kam es relativ rasch zu einer Verschiebung im Muster der Phytoplanktonentwicklung. Der Anteil der Blaualgen an der Phytoplanktonbiomasse nahm ab, das Artenspektrum bei den Blaualgen verschob sich in Richtung *Aphanizomenon/Microcystis* [6, 11]. Das Klarwasserstadium war mit Sichttiefen deutlich über 3 m wesentlich stärker ausgeprägt und dauerte länger an [12]. Durch die Blaualgen fand eine z.T. erhebliche Stickstofffixierung statt [8]. Das Zooplankton zeigte weniger deutliche Veränderungen [1].

In den flacheren Uferbereichen, insbesondere am Nordostufer, breiteten sich wieder Makrophyten aus (s.u.). Die weitere Ausbreitung der submersen Makrophyten und damit die erhoffte Entwicklung des Großen Müggelsees in Richtung eines makrophytendominierten Klarwassersees scheint allerdings durch Fraß von Wasservögeln und Fischen behindert zu sein. Derzeit ist noch immer das Phytoplankton die prägende biologische Komponente im Müggelsee [12].

Benthos und Fische

Das Benthos des Müggelsees setzt sich hauptsächlich aus *Chironomus plumosus* zusammen. Die Besiedlungsdichte, die seit 1928 dokumentiert ist, hat sich in den Eutrophierungsjahren etwa verdoppelt. Es kommen außerdem *Chaoborus* und Tubifiziden vor [4]. Veränderungen infolge der Nährstoffentlastung sind noch nicht dokumentiert. Bis in die 50er Jahre besaß der Müggelsee darüber hinaus eine artenreiche Molluskenfauna. Untersuchungen aus den 80er Jahren zeigen, dass durch die Eutrophierung des Müggelsees viele dieser Arten verschwunden sind [22].

Im Müggelsee wurden 21 Fischarten gefunden, darunter der seltene Steinbeisser [22]. Zahlenmäßig überwiegen Plötze, Blei, Barsch und Stint, während nach Biomasse Blei, Plötze und Zander dominieren. Wirtschaftlich von Bedeutung sind Aal und Zander. Die jährlichen Erträge lagen vor der Eutrophierungsphase bei 6 t/a (8 kg/ha), in den 70er Jahren bei 15 t/a (21 kg/ha) [1] und im Jahr 2001 bei 42 t/a (58 kg/ha).

Die Funktion der Fische im Nahrungsnetz des Müggelsees ist noch relativ wenig erforscht. Es wird jedoch angenommen, dass sich die Fische überwiegend von Benthostieren ernähren, so dass nicht unbedingt von einer negativen Auswirkung auf das Zooplankton ausgegangen werden kann [MEHNERT, IGB, mündl. Mitt.].

Ufer und Unterwasservegetation

Wegen seiner geringen Tiefe spielen die Unterwasserpflanzen für den Stoffhaushalt im Müggelsee potenziell eine große Rolle. Anhand der früheren Makrophytenbesiedlung konnte die fortschreitende Eutrophierung des Großen Müggelsees seit mindestens Anfang des Jahrhunderts gut dokumentiert werden [12]: Ende des 19. Jahrhunderts kamen noch drei Arten von Armlaucheralgen (Characeen), allerdings nie in ausgedehnten Beständen, vor. Einige der gefundenen Gefäßpflanzenarten wie das Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) und das Kammlauchkraut (*Potamogeton pectinatus*) wiesen schon damals auf den eutrophen Zustand des Sees hin. Etwa 30 % der Seebodenfläche war von Makrophyten besiedelt.

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts waren die Armleuchteralgen bereits verschwunden. Von etwa 1900 bis 1960 gab es jedoch noch eine reichhaltige Unterwasserflora, in der Laichkräuter dominierten. Sie besiedelten anfangs noch etwa ein Drittel des Seebodens bis zu einer Wassertiefe von 4 m. Das Fieber-Quellmoos (*Fontinalis antipyretica*), das früher die Zone von 3 bis 4 m Wassertiefe besiedelte, verschwand bereits in den 30er Jahren durch zunehmende Uferfiltratgewinnung und damit verringerten Grundwassereinstrom. Mit der Eutrophierung in den 60er Jahren setzte ein drastischer Rückgang der submersen Vegetation ein, Anfang der 70er Jahre waren die Makrophyten praktisch verschwunden. Die Nährstoffentlastung brachte eine Wiederausbreitung der submersen Makrophyten, bisher zu über 95 % Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*), mit sich. 1993 waren bereits ca. 3 ha, 1999 schon 22 ha besiedelt. Diese bisher wiederbesiedelte Fläche stellt allerdings nur 10 % der ursprünglich besiedelten Seebodenfläche dar. Die weitere Ausbreitung wird vermutlich durch Fraß von Wasservögeln und Fischen behindert [12].

Nur knapp ein Viertel der Ufer des Großen Müggelsees ist bebaut, weite Bereiche sind in ihrer Gestaltung noch relativ naturnah [6]. Der See besitzt ausgedehnte Röhrichtbestände, die in geschützten Bereichen bis zu einer Wassertiefe von 1,6 m vordringen [15]. Wie an den anderen Berliner Gewässern sind sie von einem Rückgang betroffen, der hier mit einer Rückgangsrate von insgesamt etwa 28 % der Fläche (1953 bis 1990, [9]) allerdings wesentlich weniger gravierend ist als an den anderen Berliner Gewässern, wo teilweise Rückgänge von über 90 % erfasst wurden [15]. Als Ursachen werden mechanische Belastung, Überdüngung und Verbiss durch Wasservögel und Bisam angesehen [17]. Anfang der 90er Jahre wurden Schutzmaßnahmen eingeleitet, die sowohl die Regulierung des Bootsverkehrs (s.u.) als auch den mechanischen Wellenschutz der Röhrichtbestände umfassten. Insgesamt wurden zwischen 1990 und 2000 knapp 3 km der Uferlinie mit Lahnungen oder Holzpalisaden geschützt. Anpflanzungen wurden nur punktuell durchgeführt. Insgesamt scheinen sich durch diese Maßnahmen die Bestände stabilisiert zu haben, in einigen Bereichen wurde sogar eine Ausdehnung der Bestände beobachtet [9].

Sediment

Die mittlere Mächtigkeit der organischen Sedimente beträgt im Müggelsee 6,1 m, in der Seemitte beträgt sie über 10 m, während im Uferbereich ein mehrere hundert Meter breiter Streifen frei von organischer Auflage ist [7]. Die schwarzen eisenhaltigen Sedimente des Müggelsees sind mit einem organischen Gehalt von 30 % vom Trockengewicht reich an organischer Substanz, die Gesamtposphorgehalte der oberen 15 cm liegen bei etwa 2,7 mg P/ g TG. Bereits ab April findet eine intensive Desulfurikation in den Sedimenten statt, die zu einer Phosphorfreisetzung führen kann [8, 18]. Während bis Ende der 80er Jahre übers Jahr gerechnet noch eine Nettofestlegung von Phosphor stattfand, wird jetzt eine Nettofreisetzung festgestellt, deren Ursache außer in der Verringerung der externen Phosphorfrachten in der Verringerung der Nitratfrachten und dem damit verbundenen früheren Einsetzen der Desulfurikation vermutet wird [10].

Nutzungen und Maßnahmen

Der Müggelsee unterliegt einer Vielzahl von unterschiedlichen Nutzungen. Bereits seit 1905 wird für die Trinkwasserversorgung Berlins an den Ufern des Sees Uferfiltrat gewonnen. Die Förderleistung wurde dabei ständig ausgebaut, reichte aber schließlich nicht mehr aus, so dass auch Oberflächenwasser aufbereitet wurde. Die Fördermenge betrug 1991 etwa 56,8 Mio m³ Uferfiltrat und 19 Mio. m³ Oberflächenwasser [22]. 1993 konnte wegen des rückläufigen Trinkwasserverbrauchs die Entnahme von Oberflächenwasser eingestellt werden. Im Jahr 2000 betrug die Rohwasserförderung des Wasserwerkes Friedrichshagen aus dem Grundwasser (Uferfiltrat) nur noch 37,8 Mio m³. Unter

extremen Witterungsbedingungen werden heute indirekt bis zu 25 % des Spreeabflusses zur Trinkwasserwasseraufbereitung genutzt.

Seit über 100 Jahren dient der Müggelsee als Forschungsobjekt. Das heutige Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei der Leibniz-Gesellschaft (IGB) wurde 1893 als Biologische und Fischerei-Versuchsanstalt gegründet und wechselte im Laufe seiner Geschichte des öfteren seinen Namen und seine Geldgeber [7]. Durch die langjährige Forschungsaktivität liegen zu Biologie und Stoffhaushalt des Sees gute Untersuchungsreihen vor.

Der Erholungsdruck auf den See ist groß. Es gab am Großen Müggelsee zwei Freibäder mit jährlich 100.000 bis 200.000 Besuchern, sowie am Kleinen Müggelsee ein weiteres Freibad [22]. Seit 2000 gibt es im Großen Müggelsee nur noch ein Freibad. Mit 300 bis 400 Sportbooten pro Tag war die Sportbootdichte bis zum Ende der 80er Jahre sehr hoch. Ab 1990 wurde ein Motorbootverbot erlassen, das verschiedentlich modifiziert wurde. Nach heutigem Stand dürfen Motorboote nur noch in einer Fahrrinne in der Seemitte den See auf kürzestem Weg durchqueren. Außerdem gibt es Geschwindigkeits- und Fahrzeitbeschränkungen. Der im Sommer rege Fahrgastschiffsverkehr ist von diesen Regelungen ausgenommen.

Der Müggelsee ist Bundeswasserstraße, verlor aber bereits mit dem Bau des Gosener Kanals in den 30er Jahren an Bedeutung für die Frachtschiffahrt und wird heute nur noch durch Sportboote und die Fahrgastschiffahrt genutzt.

Die fischereiliche Bewirtschaftung des Müggelsees erfolgt durch Berufsfischer die sich aus einer ehemaligen Genossenschaft heraus privatisiert haben. Darüber hinaus ist der Große Müggelsee ein beliebtes Angelgewässer. Anfang der 90er Jahre wurde für den Müggelsee ein umfassendes Sanierungskonzept erarbeitet [22, 23]. Dieses betraf zum einen die Sanierung der Abwassereinleitungen, zum anderen Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge aus der Landwirtschaft. Bezüglich der Abwassereinleitungen wurden die Modernisierung der in die Spree einleitenden Klärwerke, der Anschluss der seenahen Siedlungsgebiete an die zentrale Abwasserentsorgung und die Behandlung der Regenwassereinleitungen nahezu abgeschlossen.

Des weiteren wurde der Kleine Müggelsee im Jahr 1992 entschlammt, um als Sedimentationsbecken zu wirken.

Seeinterne Maßnahmen betrafen den Schutz des Röhrichts vor Wellenbelastung durch den Einbau von Lahnungen sowie stellenweise Nachpflanzungen (s.o.).

Um einen ausgewogenen Fischbestand zu fördern und der Massenentwicklung von Weißfischen entgegen zu wirken, wird deren intensive Befischung gefördert.

Zusammenfassung und Bewertung

Als seenartige Erweiterung der Spree ist der Große Müggelsee ein stark durchflossener polymiktischer Flachsee. Der Stoffhaushalt wird zum einen durch die Frachten der Spree, zum anderen durch Umsatzprozesse am Sediment bestimmt.

Hohe Phosphor- und Stickstofffrachten verursachten in den 60er Jahren eine Eutrophierung, die zu einer starken Abnahme der Sichttiefe mit kaum noch vorhandenem Klarwasserstadium und Blaualgendominanz von Mai bis Oktober führte. Die Unterwasservegetation verschwand fast völlig.

Die Halbierung der Frachten führte ab 1990 zu deutlichen Veränderungen im See, wenn auch die Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment durch die Verringerung der Nitratfrachten gefördert

wurde, so dass bisher keine entsprechende Verringerung der seeinternen Phosphorkonzentrationen zu beobachten ist. Im Phytoplankton werden die Blaualgen jetzt immer mehr zurückgedrängt, das Klarwasserstadium ist ausgeprägter und dauert länger an. Submerse Makrophyten besiedeln wieder eine wenn auch noch geringe Fläche des Seebodens. Die weitere Ausbreitung der Makrophyten wird derzeit durch Fraß von Wasservögeln und Fischen behindert. Ob der See ohne weitere Maßnahmen in den makrophytendominierten Klarwasserzustand eines mesotrophen Flachsees zurückkehren wird, muss abgewartet werden.

Literatur

- [1] ARNDT, H., M. KROCKER, B. NIXDORF UND A. KÖHLER (1993): Long-term annual and seasonal Changes of Meta- and Protozooplankton in Lake Müggelsee (Berlin): Effects of Eutrophication, Grazing Activities and the Impact of Predation. – Int. Rev. ges. Hydrobiol. 78(3): 379-402
- [2] BARTHELMES, D. (1959): Ein Fall von natürlichem Gelegerückgang. – Z. Fisch. N.F., 8:551-555
- [3] BARTHELMES, D. (1978): Langfristige biologische Veränderungen im Großen Müggelsee (Berlin), einige Kennzahlen des jetzigen Zustandes und bisherige fischereiliche Auswirkungen. – Z. Binnenfischerei der DDR 25: 251-275
- [4] BARTHELMES, D. (1991): Langzeitentwicklung der *Chironomus*-Besiedlung des Gr. Müggelsee (Berlin) und die Rolle der Fischbestände. – Abstract, Symposium Deutsche Gesellschaft für Limnologie, 1991, Mondsee, Österreich
- [5] BEHRENDT, H. (1991): Stellungnahme zur Sanierung des Großen Müggelsees. – Schriftliche Fassung zur Anhörung der bei der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin dargestellten Vorstellungen zur Sanierung des Großen Müggelsees. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin – Report 1991
- [6] BEHRENDT, H. & B. NIXDORF (1991): Müggelsee – Report 1991
- [7] DRIESCHER, E., H. BEHRENDT, G. SCHELLENBERGER & R. STELLMACHER (1993): Lake Müggelsee and its Environment – Natural Conditions and Anthropogenic Impacts. – Int. Rev. ges. Hydrobiol. 78 (3): 327-343
- [8] DUDEL, E.-G. & J.-G. KOHL (1992): The nitrogen budget of a shallow lake (Großer Müggelsee, Berlin). – Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 78:327-343
- [9] FIETZ, M., K. MUNIER & A. CLAUß (2001): Berliner Röhrichkartierung 2000, Abschlussbericht. – Gutachten erstellt im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Abt. I E 24
- [10] KLEEGERG, A., G.E. DUDEL (1997): Changes in extent of phosphorus release in a shallow lake (Lake Großer Müggelsee; Germany, Berlin) due to climatic factors and load. – Marine Geology 139:61-75
- [11] KÖHLER, J., H. BEHRENDT & S. HOEG (2000): Long-term response of phytoplankton to reduced nutrient load in the flushed Lake Müggelsee (Spree System, Germany). – Arch. Hydrobiol 148: 209-229
- [12] KÖRNER, S. (2001): Development of submerged macrophytes in shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany) before and after its switch to the phytoplankton-dominated state. – Arch. Hydrobiol. 152(3): 395-409

- [13] KOZERSKI, H.-P., & A. KLEEBERG (1998): The Sediments and Benthic Pelagic Exchange in the Shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany). – *Int. Rev. Hydrobiol.* 83 (1): 77-112
- [14] KOZERSKI, H.-P., J. GELBRECHT & R. STELLMACHER (1993): Seasonal and long-term variability of nutrients in Lake Müggelsee. – *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 78:423-437
- [15] KRAUß, M., H. KÜHL & A. V. LÜHRTE (2000): Berliner Röhrichschutzprogramm – Erfassung von Veränderungen der Berliner Röhrichtbestände und Beurteilung der Schutzmaßnahmen anhand von Luftbildern der Jahre 1990 und 1995 sowie früherer Befliegungen, Zwischenbericht. – Gutachten erstellt im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Abt. I E 24
- [16] KROKER, J., S. KÖRNER & A. NICKLISCH (2001): Zur Bedeutung des Periphytons für die Wiederbesiedlung eines eutrophen Flachsees mit submersen Makrophyten. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2000
- [17] KÜHL, H. (1990): Projektstudie zur Renaturierung des Litorals des Großen Müggelsees, Humboldtuniversität zu Berlin, FB Biologie, Institut für Ökologie
- [18] MOTHES, G., L. DOLLAN, I. HOFFMANN, H.-P. KOZERSKI & J. STEINMANN (1986): Der Phosphoraustausch zwischen Sediment und Pelagial im Großen Müggelsee. – *Acta Hydrophysica* Bd XXX H. 2-3: 91-137
- [19] NIXDORF, B. & H. ARNDT (1993): Seasonal Changes in the Plankton Dynamics of a Eutropic Lake Including the Microbial Web. – *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 78(3):403-410
- [20] RECHENBERG, B. (1991): Räumliche und zeitliche Dynamik der Nitrifikation in Flusseen. – *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 1991, Mondsee, Österreich*
- [21] RUMMEL, W. (1991): The management of water quantity and the nutrient budget of the waters in Berlin (East). – *Acta hydrochim. hydriobiol.* 19(6): 771-736
- [22] SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ (1993): Der Große Müggelsee und sein Einzugsgebiet - Nutzungen, Belastungen, Sanierungskonzepte. – *Bes. Mit. zum Gewässerkundl. Jahreber. für Berlin und Umland.* Berlin 1993
- [23] SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ (1993): Konzept zur Sanierung des Müggelsees. – *Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz des Landes Berlin, Ref. Öffentlichkeitsarbeit*

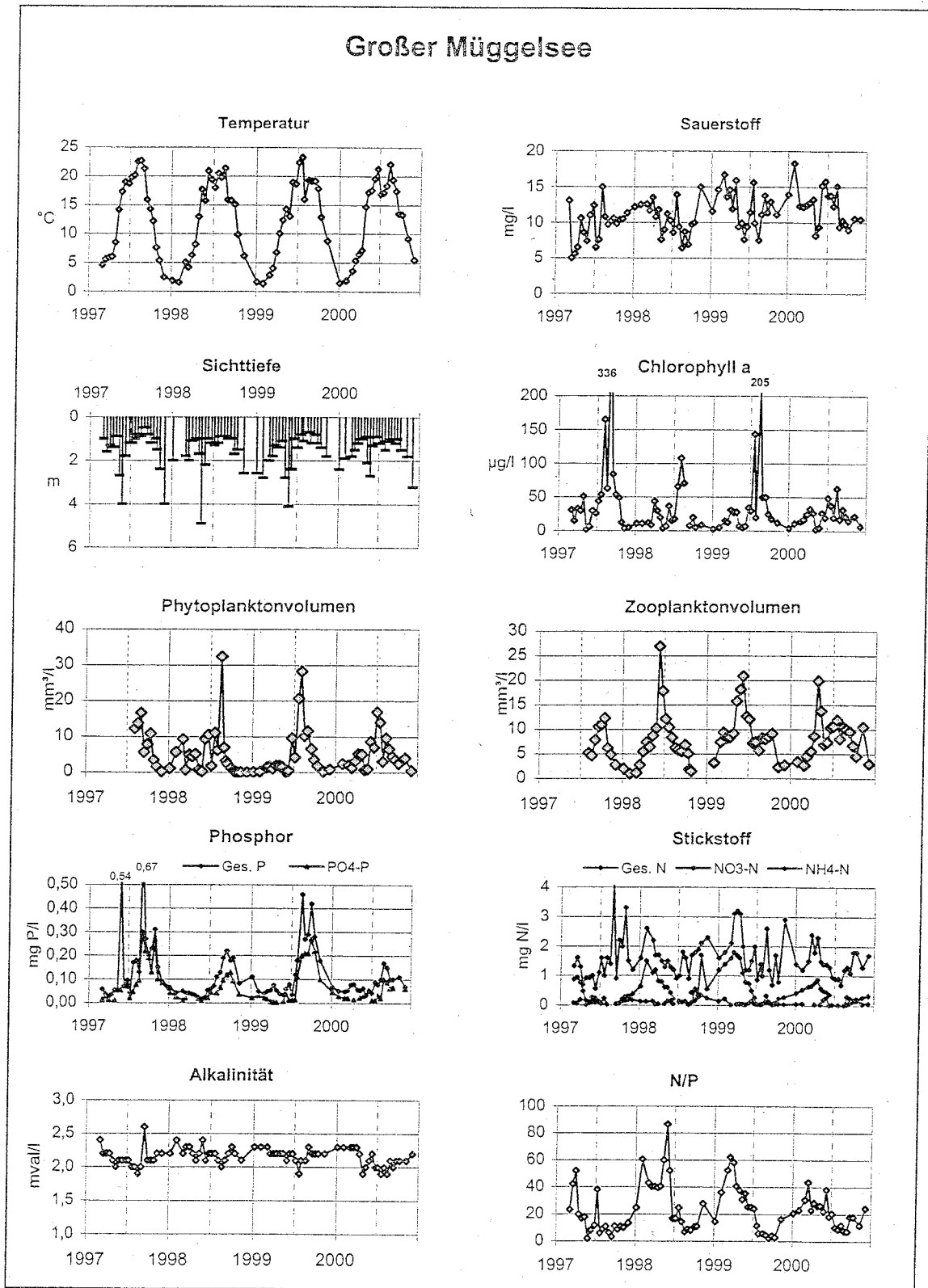


Abb. 58: Temperatur und Sauerstoff, Sichttiefe, Chlorophyll, Phyto- und Zooplanktonvolumen und Alkalinität sowie Phosphor und Stickstoff im Großen Müggelsee 1997 bis 2000

4.3.5. Steinhuder Meer

Entstehung und Bedeutung

Das Steinhuder Meer, mit fast 30 km² Seefläche der größte See Niedersachsens, liegt etwa 30 km nordwestlich von Hannover am Südrand des altpleistozänen nordwestdeutschen Flachlandes. Es entstand durch Thermokarst, d.h. durch das Abschmelzen von Eiskeilen im Permafrostboden und dem anschließenden Einsturz der darüber liegenden Erdmassen [1]. Da Niedersachsen als Altmoränengebiet nicht von der letzten Eiszeit erfasst wurde, ist es im Gegensatz zu den Jungmoränengebieten von Schleswig-Holstein, Mecklenburg, Brandenburg und Bayern ein seenarmes Land, so dass den wenigen Seen eine um so größere Bedeutung zukommt.

Deutliche Eutrophierungserscheinungen waren am Steinhuder Meer schon in den 60er Jahren zu beobachten, ab 1976 war der See ganzjährig von Blaualgen dominiert. Im Mai 1999 veränderten sich die chemischen und biologischen Verhältnisse jedoch schlagartig in Richtung eines makrophyten-dominierten Klarwassersees und scheinen sich seitdem stabilisiert zu haben [5, 6].

Morphometrie und Schichtungsverhalten

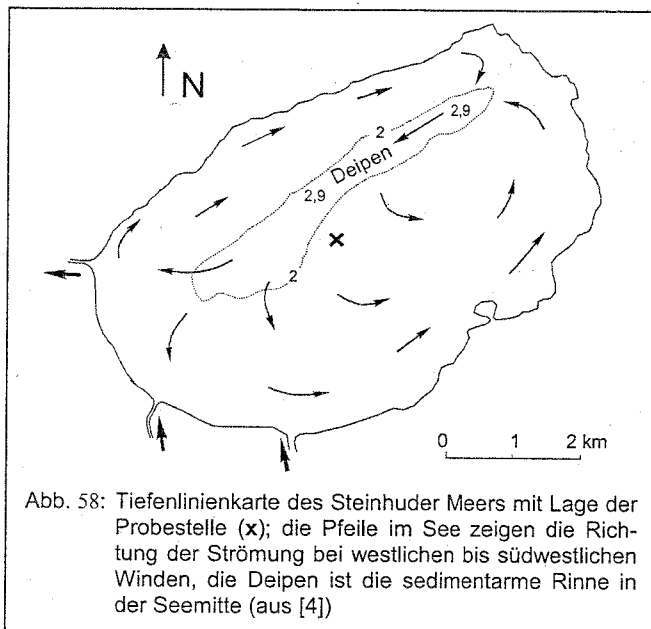


Abb. 58: Tiefenlinienkarte des Steinhuder Meers mit Lage der Probestelle (x); die Pfeile im See zeigen die Richtung der Strömung bei westlichen bis südwestlichen Winden, die Deipen ist die sedimentarme Rinne in der Seemitte (aus [4])

Morphometrie und Schichtungsverhalten des Steinhuder Meers

Höhe	37,9 m üNN
Seefläche	29,1 km ²
Seevolumen	42*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	2,9 m
mittlere Tiefe	1,35 m
Uferlänge	21,7 km
Uferentwicklung	1,13
Mixistyp	polymiktisch

Bei einer maximalen Tiefe von knapp 3 m und einer mittleren Tiefe von nur 1,35 m ist das Steinhuder Meer ein für seine Größe von knapp 30 km² extrem flacher polymiktischer See.

Durch die geringe Wassertiefe reichen die Wellen schon bei mäßigen Windstärken bis zum Grund und wirbeln dort das Sediment auf. Bei vorherrschenden Winden aus westlicher und südwestlicher Richtung wird das Wasser großflächig mit Richtung des Windes bewegt. Die ausgleichende Rückströmung läuft wegen der Flachheit des Sees nicht wie in tiefen Seen in der Tiefe, sondern in den sogenannten „Deipen“. In ihnen (s. Abb. 58) werden die höchsten Strömungsgeschwindigkeiten im See erreicht und der Untergrund bleibt frei von organischen Sedimenten. Diese mechanische Einwirkung von Wind, Wellen und Strömungen bestimmen im Steinhuder Meer wesentlich den Stoffumsatz [4].

Durch die im Verhältnis zum Seevolumen große Seefläche findet auch bezüglich der Wärme ein intensiver Energieaustausch mit der Atmosphäre statt. Große sowohl tagesperiodische als auch jahreszeitliche Temperaturschwankungen und eine für Norddeutschland langandauernde Eisbedeckung (durchschnittlich 40 Tage pro Jahr) sind die Folge [1].

Hydrologie und Einzugsgebiet

Das Steinhuder Meer wird überwiegend aus dem Grundwasser gespeist und besitzt darüber hinaus im Süden zwei Zuflüsse, im Westen einen Abfluss.

Das oberirdische Einzugsgebiet des Sees wurde im 20. Jahrhundert durch verschiedene wasserbauliche Maßnahmen mehrfach verkleinert und beträgt heute noch etwa 80 km² [1].

Eine Nährstoffbilanzierung konnte auf Grund der fehlenden Daten zum Einfluss des Grundwassers bisher nicht erfolgen.

Hydrologie und Einzugsgebiet des Steinhuder Meers

Fläche des Einzugsgebiets	80 km ²
Umgebungsfaktor	1,8
Theoretische Austauschzeit	2,3 Jahre
MHW – MNW	
Einwohnerdichte	
Anteil Wald	
Anteil landwirtschaftl. Nutzfläche	
Anteil Wasserfläche	
Anteil sonst.	

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Das Steinhuder Meer ist ein mäßig kalkreiches Gewässer (45 - 50 mg Ca/l) von mittlerer Pufferung (ca. 1,4 mval/l).

Sein Stoffumsatz ist geprägt durch die im Vergleich zur Fläche sehr geringe Tiefe und die Windexponiertheit. Die Aufwirbelung von Sediment führt hier besonders schnell zu einer Rezirkulierung von Nährstoffen und zu einer Trübung des Wassers, die das Wachstum der stabilisierenden Makrophyten hemmt. Der potenzielle Trophiezustand nach LAWA wäre dem gemäß schwach eutroph (Trophiestufe e1).

Einen makrophytenfreien, planktondominierten Zustand hat das Steinhuder Meer wahrscheinlich schon früher durchlaufen. In einer paläolimnologischen Untersuchung wurde anhand fossiler Cladocerenreste rekonstruiert, dass das Steinhuder Meer bereits im Mittelalter eine derartige Eutrophierungsphase durchmachte. Ob diese Überdüngung anthropogen verursacht war, lässt sich nicht mehr feststellen [2].

Der See muss sich jedoch in der Folge wieder erholt haben, denn bis Anfang der 1960er Jahre war der Seeboden, besonders des weniger windexponierten westlichen Seeteils, in weiten Bereichen von submersen Makrophyten (Tausendblatt, *Myriophyllum spicatum*, Wasserpest,

Stoffhaushalt und Biologie des Steinhuder Meeres

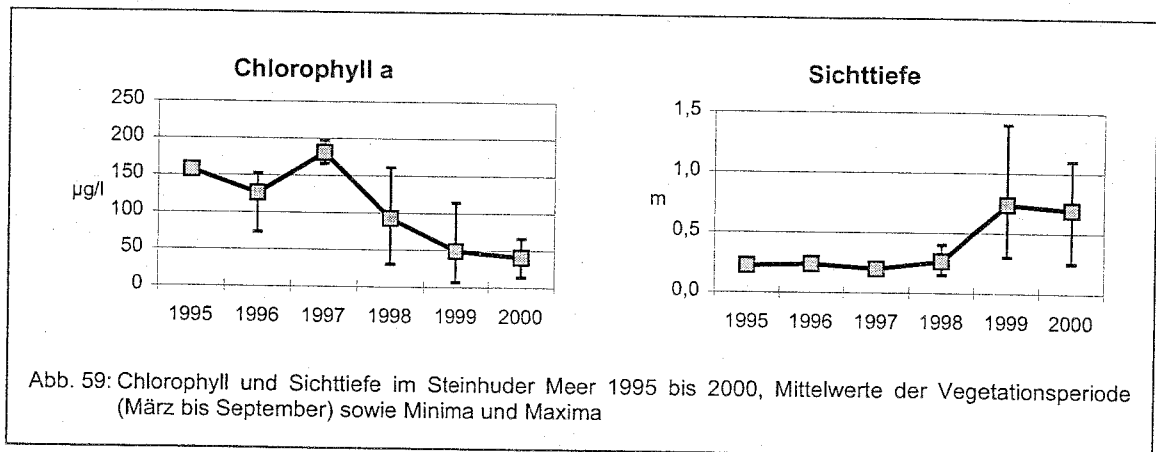
potenzielle Trophie nach LAWA	schwach eutroph (e1)
aktuelle Trophie nach LAWA	
Alkalinität** 1995 – 1998 1999 – 2000	1,4 mval/l 1,1 mval/l
Nährstofffrachten	nicht bekannt
MW Sichttiefe* 1995 – 1998 1999 – 2000	0,19 m 0,72 m
MW Chlorophyll* 1995 – 1998 1999 – 2000	155 µg/l 63 µg/l
MW Ges.P** 1995 – 1998 1999 – 2000	0,114 mg P/l 0,056 mg P/l
MW Ges. N** 1995 – 1998 1999 – 2000	3,3 mg N/l 1,6 mg N/l
Sedimentcharakteristik	organische Treibmudde
untere Makrophytengrenze bis 1999 seit 1999	makrophytenfrei bis 1,4 m
Phytoplanktoncharakter bis Mai 1999 ab Mai 1999	Oscillatoria spp. Grünalgen
Zooplanktoncharakter bis Mai 1999 ab Mai 1999	kleine Cladoceren große Cladoceren

* Mittelwert der Vegetationsperiode

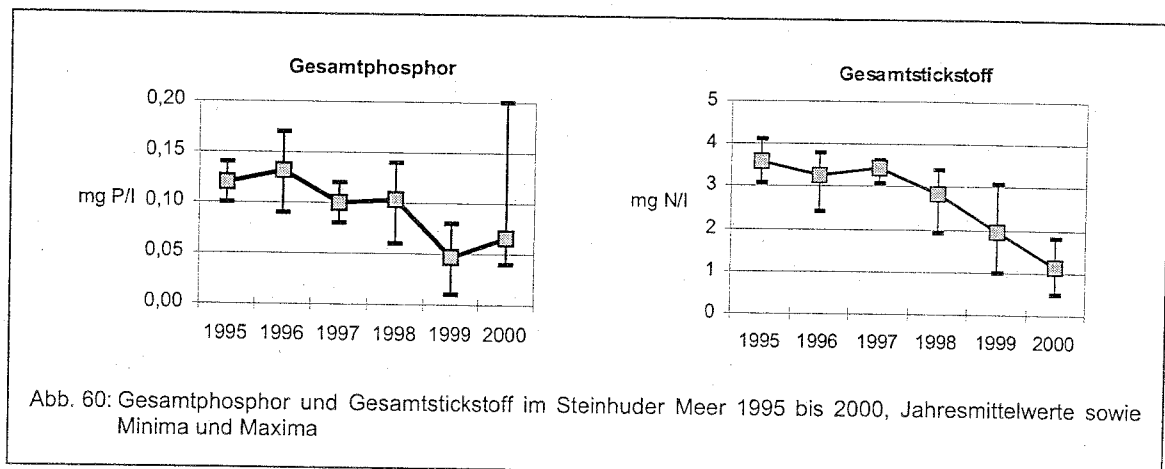
** Jahresmittelwert

Elodea canadensis) und Schwimmblattpflanzen (Laichkräuter *Potamogeton* spp., Wasserknöterich, *Polygonum amphibium*) bewachsen [6].

Durch diffuse Einträge fand in den 60er Jahren eine sehr rasche Eutrophierung statt. Von 1966 bis 1972 wurden die mechanisch-biologisch gereinigten Abwässer einer Zentralkläranlage in den See geleitet.



Die submersen Makrophyten verschwanden durch erhöhte Planktontrübung, die Schwimmblattpflanzen wurden stark dezimiert. Seit 1976 waren ganzjährig fädige Blaualgen dominant. Das System war von einem makrophytendominierten, relativ klaren Flachsee mit gedämpften Stoffumsätzen in einen planktondominierten Zustand mit trübem Wasser und raschen Stoffumsätzen übergegangen, wie es auch an vielen anderen Flachseen beobachtet wurde. Im Steinhuder Meer war der planktondominierte Zustand durch die hohe Sedimentdynamik besonders stabil. Dadurch konnte der vorhandene Phosphor optimal ausgenutzt werden und der planktondominierte Zustand blieb trotz deutlicher Reduzierung der Nährstofffrachten mehrere Jahrzehnte stabil, bis erst kürzlich eine spontane Rückentwicklung in den makrophytendominierten Klarwasserzustand anfang.



In der planktondominierten Phase waren anfangs Grünalgen und Kieselalgen aspektbestimmend. Ab 1976 wurde das Phytoplankton ganzjährig von *Limnithrix redekei* und *Planktothrix agardhii* dominiert [8]. Bei Gesamtphosphorkonzentrationen von durchschnittlich über 0,1 mg P/l wurden im Mittel

Chlorophyllkonzentrationen von über 150 µg/l erreicht, das ist die effektivste Ausnutzung aller hier dargestellten Seen. Durch diese intensive Primärproduktion fiel eine große Menge zehrungsfähiger Substanz an, die unter H₂S- und Sulfidbildung abgebaut wurde. Da diese Blaualgen schlecht fressbar sind und darüber hinaus ein Weißfischbestand, der sich wegen des Fehlens von Benthostieren vom Zooplankton ernähren musste, das Zooplankton gering hielt bzw. kleine Formen begünstigte, war dieser Zustand sehr stabil. Das Zooplankton, überwiegend zwei Arten der kleinwüchsigen *Bosmina*, blieb ohne Einfluss auf das Phytoplanktonwachstum [7].

Dieser Zustand beherrschte den See trotz deutlicher Reduzierung der Nährstofffrachten für mehrere Jahrzehnte. Erst im Zusammenwirken mit der günstigen Witterung wurde der Zustand des Sees seit Mai 1999 wieder in Richtung des makrophytendominierten Klarwassersees getrieben, ein Zustand der sich 2000 und 2001 zu stabilisieren schien [6, 7].

Im Mai 1999 brach die Blaualgenzönose plötzlich zusammen. Die mittlere Chlorophyllkonzentration betrug in der folgenden Phase nur noch ca. 30 µg/l, die Sichttiefe stieg auf durchschnittlich 0,85 m. Die verbesserten Sauerstoffverhältnisse waren an den gestiegenen Sulfatkonzentrationen abzulesen, die sich vermutlich nicht nur durch fehlende Desulfurikation wegen des stark verringerten Biomasseaufkommens, sondern vor allem durch Oxidation der in der früheren Phase gebildeten reduzierten Schwefelverbindungen verdreifachten. Ein drastischer Abfall der Alkalinität, der durch die Säureproduktion bei der Sulfurikation zustande kam, zeigte die Bedeutung dieses Prozesses. Die Gesamtposphorkonzentrationen, die sich trotz jahrzehntelanger Verringerung der Frachten bis etwa 1998 kaum verändert hatten, zeigten plötzlich, ebenso wie die Gesamtstickstoffkonzentrationen, einen deutlichen Abfall. Die Gesamtposphorkonzentrationen lagen bei etwa 0,05 mg P/l, die Gesamtstickstoffkonzentrationen bei 1,6 mg N/l, die Konzentrationen beider Nährstoffe hatten sich also halbiert.

Von Mai bis Juli 1999 herrschte eine Klarwasserphase mit Sichttiefen bis zum Grund. In dieser Phase trat *Daphnia cucullata*, die in der planktondominierten Phase nur noch in Einzelexemplaren gefunden wurde, in Dichten von maximal 1000 Individuen/l auf und war offenbar in der Lage das Wachstum des Phytoplanktons, das jetzt aus Grünalgen (*Scenedesmus*, *Pediastrum*) bestand, effektiv zu kontrollieren. Innerhalb kürzester Zeit etablierten sich auf dem Untergrund festsitzende Fadenalgen (überwiegend *Spirogyra*). Innerhalb weniger Wochen tauchten in allen Seeteilen höhere Unterwasser- und Schwimmblattpflanzen auf - allerdings zunächst überwiegend freischwimmend und nur in kleineren Beständen - darunter Laichkräuter (*Potamogeton* spp.), Tausendblatt (*Myriophyllum* sp.) und Wasserschlauch (*Utricularia* sp.). Größere von *Elodea nuttallii* dominierte Bestände erschienen erst im Spätsommer 2001. Diese Verhältnisse scheinen sich im folgenden Jahr weiter stabilisiert zu haben.

Als Ursache für den Zusammenbruch der Blaualgenzönose wird eine Kombination von beginnender Nährstofflimitierung dieser Gruppe und Lichtschädigung angesehen. Die Gesamtposphorkonzentrationen waren etwa seit 1996 in einen Bereich abgesunken, der für diese Blaualgen limitierend werden kann. Durch sehr sonnige, strahlungsreiche Perioden im April und Mai 1999 verschlechterten sich vermutlich die Lichtbedingungen dieser schwachlichtangepassten Gruppe so sehr, dass die Population zusammenbrach [6,7]. Eine nachfolgende Massentwicklung von Daphnien sorgte für eine langanhaltende Klarwasserphase, die wahrscheinlich die Rückkehr der Oscillatoriaceen verhinderte [7].

Makrozoobenthos und Fische

Zoobenthos trat im Steinhuder Meer während der Phase der Planktondominanz überwiegend in den geschützten Buchten auf, während die Bereiche offenen Wassers kaum besiedelt waren. Die Besiedlungsdichten schwankten aus unbekannten Gründen sehr stark, was sich auf die Fangerträge der Fische auswirkte [6].

In der Eutrophierungsphase war der Bestand an Weißfischen (überwiegend Brassen und Kaulbarsche) sehr hoch. Der Ernährungszustand dieser Benthos-fressenden Arten war so schlecht, dass sie wirtschaftlich nicht genutzt werden konnten. Mageninhaltsanalysen ergaben, dass diese Tiere auf Zooplankton als Nahrungsquellen auswichen, so dass große Zooplanktonformen nicht zur Dominanz gelangen konnten. Stark rückläufige Fangquoten zeigten an, dass die Abnahme der Fischdichte zum Aufkommen der größeren Zooplanktonarten und damit zur gesamten Veränderung der Lebensgemeinschaft beigetragen hat. Während die jährlichen Fangquoten in den letzten 20 Jahren der Eutrophierungsphase bei etwa 17 kg/ha lagen, waren diese bereits 1996/97 unter 6 kg/ha gesunken und erreichten 1998/99 das Minimum von 1,7 kg/ha. Die zunehmende Population der Kormorane könnte ebenfalls zur Dezimierung der Weißfische und damit zur Stabilisierung des gegenwärtigen Zustands beigetragen haben [6].

Ufer- und Unterwasservegetation

Die Ufer des Steinhuder Meers sind in weiten Bereichen (rund 40 %) durch intensive Erholungsnutzung, Verbauung, Steganlagen, Deiche und künstliche Aufspülung von Badestränden zerstört. Relativ ungestörte Uferzonen gibt es noch am Nordostufer (NSG) mit einem z.T. ausgedehnten Röhrichtgürtel aus Schilf (*Phragmites australis*) und Binsen (*Schoenoplectus lacustris*) und am Westufer mit einer z.T. ebenfalls recht ausgedehnten Verlandungsvegetation, die in einen schmalen Erlenbruch übergeht. Am Südwestufer reicht Erlenbruchwald bis an die Wasserlinie. In den übrigen Bereichen sind nur Reste von Ufervegetation, oft zerschnitten von Schneisen, Stegen und Fahrrinnen, vorhanden [1].

Die Unterwasservegetation des Steinhuder Meers war schon Anfang der 60er Jahre fast völlig verschwunden. Wie in anderen Seen hatte die Zunahme von Aufwuchs- und Planktonalgen das Unterwasser-Lichtklima so stark verschlechtert, dass die Unterwasserpflanzen der Konkurrenz durch das Plankton weichen mussten, ein Prozess, der in fast allen stärker eutrophierten Seen zu beobachten ist, sich aber natürlich um so gravierender für den Stoffumsatz eines Sees auswirkt, je flacher dieser ist. Im Steinhuder Meer waren die Folgen besonders drastisch. Nachdem die Stabilisierung der Sedimente durch die Makrophyten fehlte, wurden die Sedimente vermehrt resuspendiert und die Nährstoffe wurden effektiver für die planktische Bioproduktion ausgenutzt.

Auf die im Mai 1999 einsetzende Klarheit des Wassers reagierten die Makrophyten erstaunlich schnell. Nach den Fadenalgen (*Spirogyra* sp.) tauchten in verschiedenen Bereichen des Sees Submerse und Schwimmblattpflanzen auf (*Potamogeton* sp., *Myriophyllum* sp., *Utricularia* sp.), die seit über 30 Jahren nicht mehr im Steinhuder See aufgetreten waren (s. auch Kapitel Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers). Da Makrophyten einen wesentlich geringeren Umsatz haben als Phytoplankton und darüber hinaus die Sedimentation beschleunigen und das Sediment stabilisieren, werden Nährstoffe durch sie länger festgelegt, wodurch der Gesamtumsatz des Systems verringert wird [6].

Sediment

Wie bereits erwähnt, werden bei Wind die oberen Schichten der Sedimente im Steinhuder Meer wegen dessen Windexposition und geringer Tiefe durch Wellenbewegungen leicht erodiert und im Wasserkörper suspendiert. Diese „Treibmudde“ wird mit den windinduzierten Strömungen (Abb. 58) verfrachtet und hauptsächlich in wind- und wellengeschützten Bereichen abgelagert. Das sind natürlicherweise die bei den vorherrschenden Windrichtungen geschützten Seeteile am West- und Südwestufer, unnatürlicherweise künstlich geschaffene Ruhezonon, wie z.B. größere Steganlagen oder Bootshäfen.

Im Gegensatz zu tiefen Seen mit einem Sedimentaufbau von übereinander gelagerten Schichten erfolgt die Ablagerung im Steinhuder Meer in dachziegelartig überlappenden, nebeneinander gelagerten Schichten. Die Verlandung erfolgt daher nicht von unten nach oben, sondern fortschreitend in Hauptwindrichtung von West/Südwest nach Ost.

Durch die ständige Umwälzung sind die Treibmudden sehr locker und stark wasserhaltig mit einem hohen Anteil organischer Substanz. Der Nährstoff- und Kalkgehalt ist relativ gering (Phosphor: 0,16 % der Trockensubstanz), da zum einen durch die bisher herrschenden reduzierenden Verhältnisse kaum Phosphor festgelegt wurde, zum anderen durch die Umwälzung die Nährstoffe und der biogen ausgefällte Kalk ständig wieder in den Kreislauf eingebracht wurden. Der unter der Treibmudde abgelagerte Schlamm ist breiartig und wird nur bei Sturm aufgewirbelt [4].

Dass der Prozess der Treibmuddenbildung in der Geschichte des Steinhuder Meers stets eine Rolle gespielt hat, zeigten Untersuchungen im heutigen und ehemaligen Seebecken, in denen die Mudde-schichten unter den Verlandungstorfen verschiedenen Epochen zugewiesen werden konnten und bis 8000 v. Chr., also bis zur Entstehung des Sees, zurück reichten [3].

Zum wasserseitigen Rand werden diese Mudden zunehmend weicher, so dass die aufgelagerten Verlandungstorfe den Charakter von bis zu 40 m breiten Schwingrasen tragen [1, 2].

Nutzungen und Maßnahmen

Als größter See des seenarmen Niedersachsen hat das Steinhuder Meer eine große Bedeutung sowohl für den Naturschutz als auch für die Freizeit- und Erholungsnutzung. Mehr als 20 Segelvereine mit mehr als 7500 zugelassenen Sportbooten (Stand 1985) sind am Steinhuder Meer ansässig, Verbrennungsmotore sind jedoch mit Ausnahme des gewerbsmäßigen Ausflugsverkehrs, der Berufsfischerei und der Wasserschutzpolizei nicht zugelassen. Das Ostufer ist einschließlich einer wasserseitigen Schutzzone Naturschutzgebiet, an das Westufer grenzen die NSG "Hagenburger Moor" und "Meerbruchwiesen" [1].

Die Fischereinutzung ist aufgeteilt unter drei Pächtern mit unterschiedlichen Rechten. Ein Haupterwerbsbetrieb mit mehreren Beschäftigten darf im gesamten See mit Netzen und Reusen fischen. Die etwa 20 im „Fischerverein“ zusammengeschlossenen „Korbfischer“ fangen mit Reusen nur an festgelegten Stellen. Der Landessportfischereiverband besitzt die Angelrechte, die nur vom Ufer aus oder in einer festgelegten ufernahen Zone ausgeübt werden dürfen [1].

Die Kläranlage des Abwasserverbandes Steinhuder Meer-Süd wurde 1966 in Betrieb genommen. Aufgrund der Auswirkungen auf die Seewasserqualität wurde 1972 der Ablauf aus dem Steinhuder Meer herausgenommen und in das Einzugsgebiet der Leine umgeleitet. Seit 1978 werden keine geklärten Abwässer mehr in den See geleitet [6].

Die Verschlammung kann in baulich veränderten, strömungs- und wellenberuhigten Bereichen des Südostufers bis zu 25 cm pro Jahr betragen. Da dies die Nutzung beeinträchtigt, wird lokal in bestimmten Bereichen regelmäßig Schlamm beseitigt [4].

Zusammenfassende Bewertung

Das Steinhuder Meer ist ein polymiktischer Flachsee, der durch seine extrem geringe Wassertiefe Besonderheiten aufweist. Schon vor der anthropogenen Eutrophierung im 20. Jahrhundert waren seine Sedimente durch Wind und Wellen einer starken Dynamik ausgesetzt. Bis dahin fand jedoch am windgeschützten, makrophytenbewachsenen Westteil des Sees eine Konsolidierung der Sedimente statt, so dass sich die Trübung des Sees durch die Treibmudden vermutlich in Grenzen gehalten hat.

Die diffuse Belastung führte bereits Anfang 60er Jahre zu einer Eutrophierung und zum Übergang in den planktondominierten, makrophytenfreien Zustand. Da sich dieser Zustand durch die vermehrte Aufwirbelung des Sediments im Steinhuder Meer noch zusätzlich verstärkte, blieb er über Jahrzehnte stabil. Im Mai 1999 begann mit der plötzlichen Umstrukturierung der Planktonzönose, der Ausbildung eines Klarwasserstadiums, dem Wiederauftauchen von submersen Makrophyten, der drastischen Verringerung der Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen und der Oxidation der stark reduzierten Sedimente ein Umschlagen in den makrophytendominierten Zustand.

Ob der neue makrophytendominierte Zustand des Steinhuder Meers stabil ist, muss sich in den nächsten Jahren erweisen. Da die Makrophyten durch die starken Erosionsprozesse nicht den gesamten See besiedeln können, ist ein stabiler Klarwasserzustand schwerer zu erreichen als in einem tieferen See.

Die Ufer des Steinhuder Meers sind in weiten Bereichen durch Freizeitnutzung stark geschädigt.

Literatur

- [1] LAWA (1985): Seen in der Bundesrepublik Deutschland. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1985, München
- [2] MÜLLER, H. (1968): Zur Entstehung und Entwicklung des Steinhuder Meeres. – GWF Wasser-Abwasser 109(20): 538-541
- [3] MÜLLER, H. (1969): Diskordanzen und Umlagerungserscheinungen in holozänen Sedimenten flacher Seen Nordwestdeutschlands. – Mitt. Internat. Verein. Limnol. 17:211-218
- [4] NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM (ohne Jahr): Steinhuder Meer, Schlamm, Verschlammung, Entschlammung – Zusammenhänge, Ursachen, Problemlösungen, Hannover
- [5] POLTZ, J. (1978): Untersuchungen an Sedimenten in niedersächsischen Flachseen – I. Die Sedimente des Steinhuder Meeres. – Arch. Hydrobiol. 82(1/4): 1-19
- [6] POLTZ, J. (2000): Das Steinhuder Meer im Sommer 1999: "... so klar wie noch nie". – Oberirdische Gewässer 9/2000: 17-33, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
- [7] POLTZ, J. & H.-H. SCHUSTER (2001): Wer hat heimlich das Steinhuder Meer saniert? – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001

- [8] SCHUSTER, H.-H. & A. SCHMIDT (1999): Ursachen für die Dominanz fädiger Cyanobakterien im Steinhuder Meer. – Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) 1999 (Rostock), Tutzing 2000: 825-829
- [9] SCHUSTER, H.-H. & W. WEIDEMANN (1999): Eine Untersuchung zur Entwicklungsdynamik des Zooplanktons im Steinhuder Meer – ein eutropher norddeutscher Flachsee mit ganzjähriger Dominanz von Cyanobakterien. – Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) 1999 (Rostock), Tutzing 2000: 820-824

Steinhuder Meer

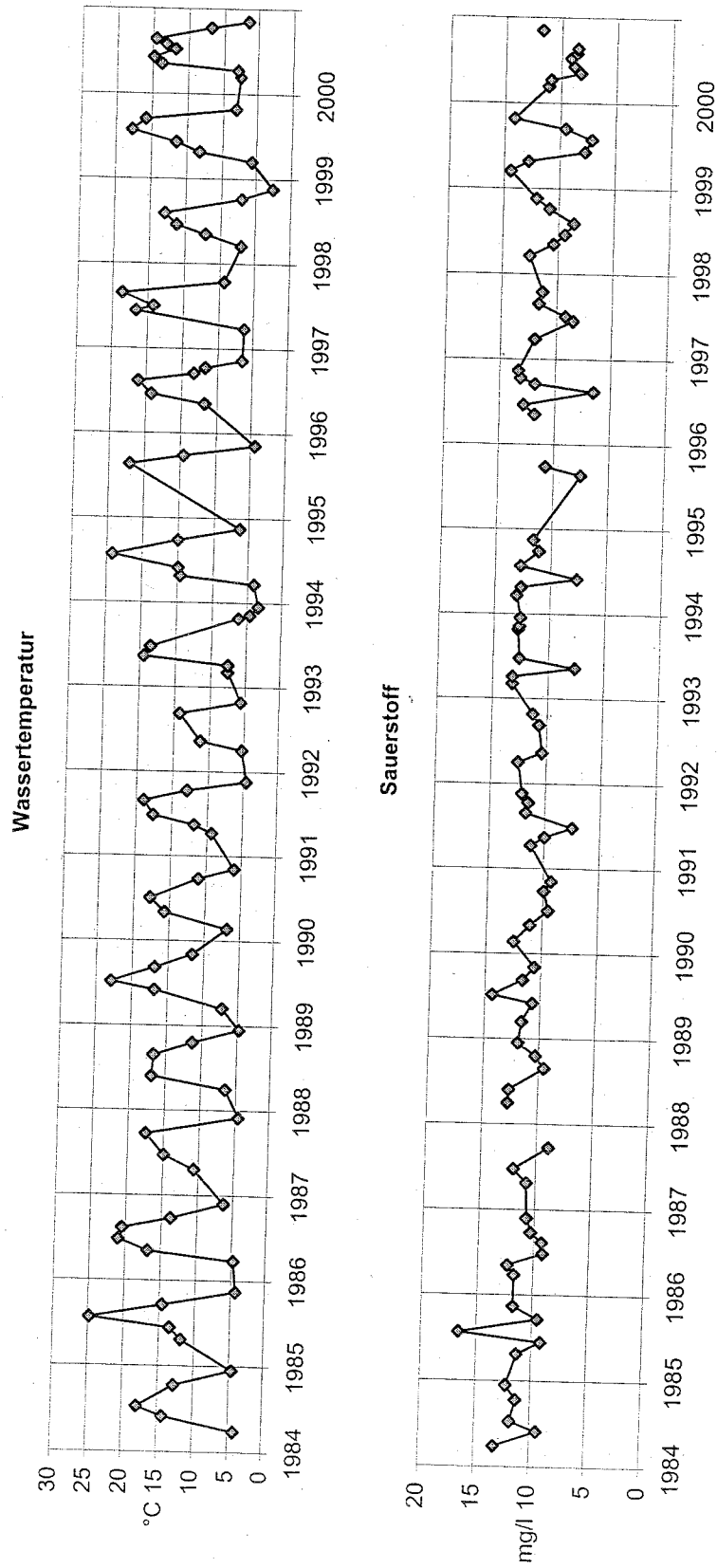


Abb. 62: Wassertemperatur und Sauerstoffkonzentration im Steinhuder Meer 1984 bis 2000

Steinhuder Meer

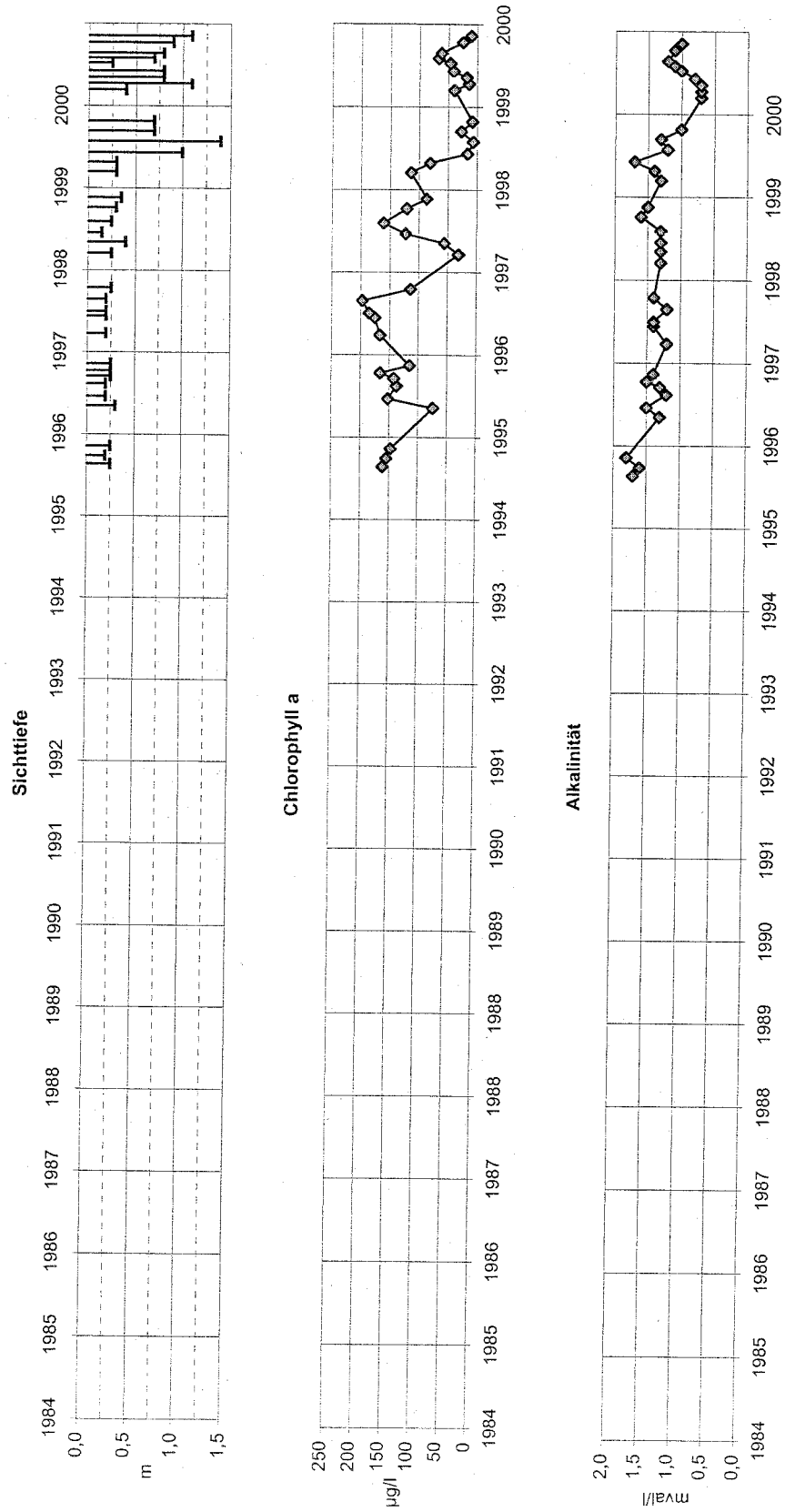


Abb. 63: Sichttiefe, Chlorophyll und Alkalinität im Steinhuder Meer 1995 bis 2000

Steinhuder Meer

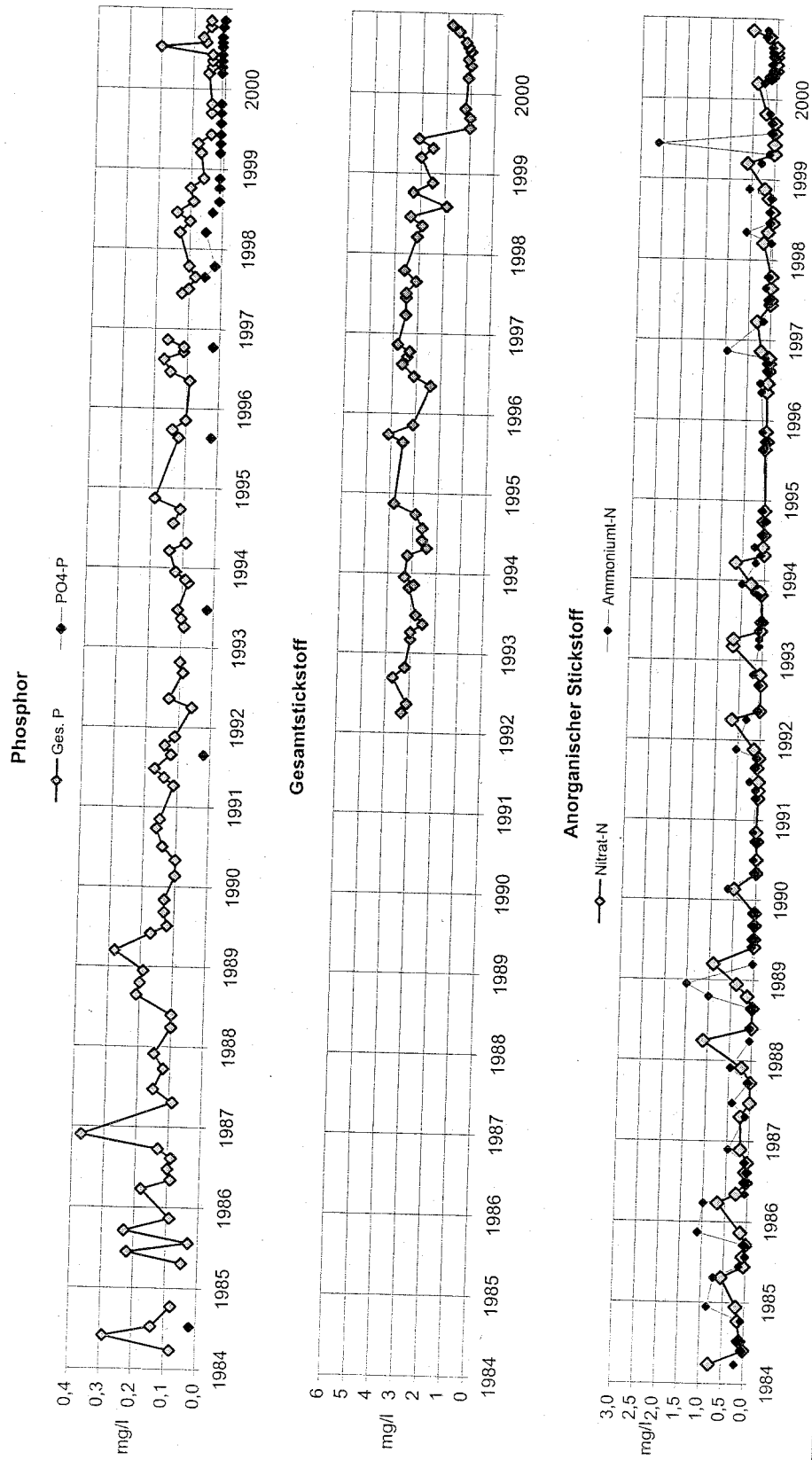


Abb. 64: Phosphor und Stickstoff im Steinhuder Meer 1984 bis 2000

4.4. Abgrabungsseen

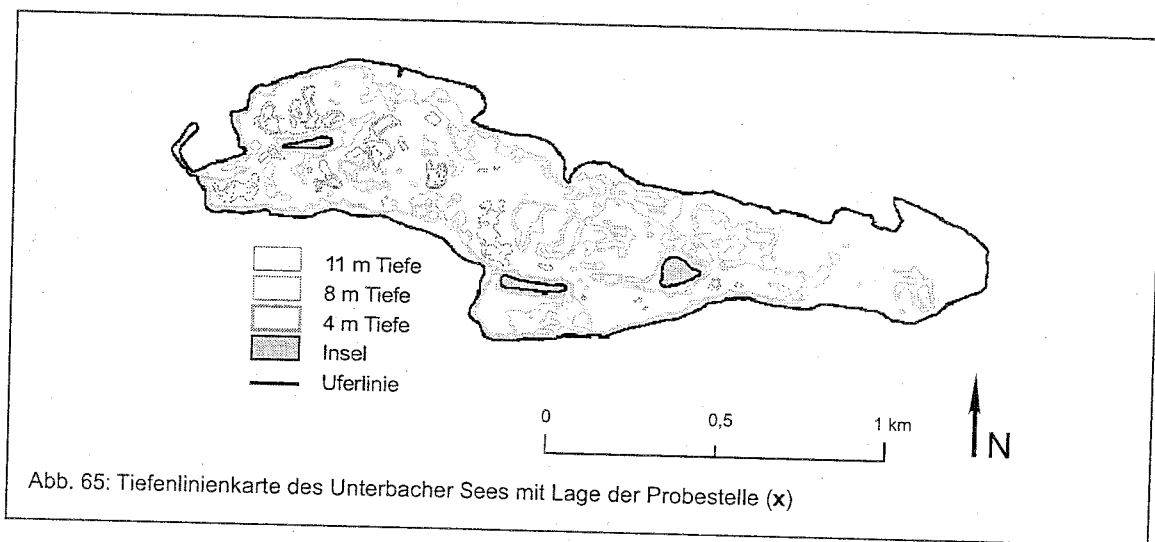
Der Unterbacher See ist der einzige künstliche See in dieser Zusammenstellung. Kiesseen wie der Unterbacher See sind im Anfangsstadium ihrer Entwicklung oft nährstoffarm, eutrophieren dann aber häufig, oft in Zusammenhang mit extremer Freizeitnutzung. Ist nährstoffreiches Grundwasser die Ursache der Eutrophierung, kann durch zunehmende Ablagerung organischen Sediments eine Abdichtung des Gewässergrundes stattfinden, was nach einiger Zeit wieder zu einer Verringerung der Trophie führen kann.

4.4.1. Unterbacher See

Entstehung und Bedeutung

Der Unterbacher See liegt südlich von Düsseldorf in der rechtsrheinischen Niederungsterrasse, in der der Rhein im ausgehenden Pleistozän bis zu 30 m mächtige Sand- und Kiesschichten ablagerte. Der See entstand bei Auskiesungsarbeiten in den Jahren 1926 bis 1973. Er besitzt keine oberirdischen Zuflüsse und wird nur durch Niederschläge und Grundwasser gespeist. Durch die Nähe zum Ballungsgebiet Düsseldorf und eine günstige Verkehrsanbindung ist der Unterbacher See für die Erholungsnutzung von Bedeutung [1].

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Der Unterbacher See ist mit einer Seefläche unter 1 km² der kleinste der hier behandelten Seen. Der östliche Seebereich weist Tiefen bis 6 m, der westliche bis 13 m auf. Es gibt vier bewaldete Inseln. Die Ufer des Sees sind steil, der Seeboden besitzt eine für Baggerseen charakteristische unebene Oberfläche mit Mulden, in denen sich Feinsediment bevorzugt ablagert [1].

Mit seiner in Ost-West-Richtung langgestreckten Form ist der Unterbacher See meist gut durchmisch. Während der Sommermonate kommt es

Morphometrie und Schichtungsverhalten des Unterbacher Sees

Höhe	39,85 mÜNN
Seefläche	0,836 km ²
Seevolumen	4,1*10 ⁶ m ³
maximale Tiefe	13,4 m
mittlere Tiefe	4,9 m
Uferlänge	7,4 km
Uferentwicklung*	1,82
Mischungstyp	polymiktisch

* Verhältnis Seeeumfang zum Umfang eines flächengleichen Kreises

zeitweilig unterhalb von 5 m zu einem Temperaturabfall, der jedoch meist nicht lange anhält. Die Temperaturschwankungen sind wegen der geringen Wassertiefe recht groß. Im Sommer erreicht das Oberflächenwasser Temperaturen bis 25 °C, im Winter ist der See häufig eisbedeckt [3 - 5].

Hydrologie und Einzugsgebiet

Der Unterbacher See ist rein Grundwasser gespeist. Da er mit seiner Längsachse quer zur Grundwasserfließrichtung liegt, wird er vom Grundwasser, das im Nordwesten einströmt, stark durchflossen. Die Grundwasserfließgeschwindigkeit im Gebiet wird auf etwa 1,3 m/d geschätzt [1].

Die Größe seines Einzugsgebiets und die Menge des Grundwasserzustroms sind jedoch nicht bekannt, so dass weder Austauschzeit noch Umgebungsarealfaktor oder Nährstofffrachten zu berechnen sind. Es ist anzunehmen, dass beim Unterbacher See wie bei den meisten Baggerseen der Einfluss des Grundwassers im Laufe der Entwicklung abgenommen hat (s.u.).

Der See ist Teil eines etwa 200 ha umfassenden Naherholungsgebiets mit Wald und Freiflächen. Landwirtschaftliche Nutzflächen gibt es seit Anfang der 80er Jahre in unmittelbarer Umgebung des Sees nicht mehr [1].

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Der Stoffhaushalt im Unterbacher See ist von submersen Makrophyten bestimmt, die einen großen Teil des Seebodens bedecken. Die Dichte der Unterwasservegetation nimmt zum flacheren Ostteil hin zu. Plankton ist insgesamt von untergeordneter Bedeutung [1, 2].

Die Entwicklung des Sees zeigte 1989/1990 einen Wendepunkt, der mit einer drastischen Verringerung der Nährstoffkonzentrationen und einer Umstrukturierung der Plankton- und Makrophytengemeinschaft verbunden war.

In den 80er Jahren bestand die Unterwasservegetation überwiegend aus Ährigem Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und Quirl-Tausendblatt (*M. verticillatum*) und drang bis zu einer Wassertiefe von maximal 5,5 m vor. Sie bedeckte damit bereits damals einen großen Teil des Seebodens (genaue Kartierungen liegen für diesen Zeitraum allerdings nicht vor). Die Gesamtposphorkonzentrationen im Freiwasser lagen zwischen 0,05 und 0,2 mg P/l und zeigten starke Schwankungen (Abb. 65). Das Phytoplankton wurde im wesentlichen von Kieselalgen dominiert. Im Zooplankton herrschten Daphnien, calanoide Copepoden und die Larven der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* vor. Wegen Behinderung des Wassersports wurde ein Großteil der Unterwasserpflanzen einmal jährlich gemäht und dabei zwischen 200 und 300 t Biomasse entfernt [1].

Stoffhaushalt und Biologie des Unterbacher Sees

potenzielle Trophie nach LAWA ^(****)	mesotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	mesotroph
Alkalinität*	n.g.
Nährstofffrachten	nicht bekannt
MW Sichttiefe 1997 – 2000**	3,7 m
MW Chlorophyll 1997 – 2000**	4,9 µg/l
MW Ges. P 1997 – 2000*	0,041 mg P/l
MW anorg. N 1997 – 2000*	0,32 mg N/l
Sedimentcharakteristik	überw. sandig
untere Makrophytengrenze	6,5 m (vereinzelt bis 7,8 m)
Phytoplanktoncharakter	Diatomeen, Chrysophyceen
Zooplanktoncharakter	Cladoceren, Dreissena-Larven

Möglicherweise hängt die Ursache für die verringerten Phosphorkonzentrationen mit einem abnehmenden Grundwassereinstrom zusammen. Das Absinken der Leitfähigkeit, die im Unterbacher See im wesentlichen durch die Bikarbonatkonzentrationen bestimmt wird, und der Calciumkonzentrationen

seit Ende der 70er Jahre [1] deutet auf einen solchen verringerten Grundwassereinstrom hin, der wahrscheinlich durch fortschreitende Abdichtung der Gewässersohle mit im See gebildetem organischen Sediment verursacht wird, wie es von vielen Baggerseen bekannt ist. Die Entfernung von Nährstoffen in Form von Pflanzenbiomasse hat vermutlich zusätzlich zur Verringerung der Nährstoffkonzentrationen beigetragen.

Anfang der 90er Jahre veränderte sich daraufhin die Phytoplanktonzönose, Goldalgen und Dinoflagellaten traten vermehrt in den Vordergrund und es kam vorübergehend zu einer Erhöhung der Chlorophyllkonzentrationen. Bei den Makrophyten wurde das vorher dominante Quirl-Tausendblatt (*Myriophyllum verticillatum*) in weiten Bereichen durch das haarblättrige Laichkraut (*Potamogeton trichoides*) verdrängt [3], ab 1998 wurde diese Art wiederum in einigen Seeabschnitten durch die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) abgelöst [4]. Inzwischen scheint sich der Zustand stabilisiert zu haben.

Eine Kartierung der Unterwasservegetation ergab für den Unterbacher See inzwischen eine Vegetationsgrenze von 7,8 m Wassertiefe (dichter Bewuchs bis 6,5 m). Dabei besiedelte das Zwerglaichkraut (*Potamogeton pusillus*) den oberen Bereich bis etwa 1 m, die seltene gegensätzliche Armleuchteralge (*Chara contraria*) den Bereich bis etwa 4 m und die ebenfalls seltene Stern-Armleuchteralge (*Nitellopsis obtusa*) den unteren Bereich bis ca. 8 m Wassertiefe. Insgesamt wurden zwölf Arten gefunden, von denen sieben in der Roten Liste NRW aufgeführt sind, eine (die Armleuchteralge *Tolypella glomerata*) ist sogar deutschlandweit vom Aussterben bedroht [2].

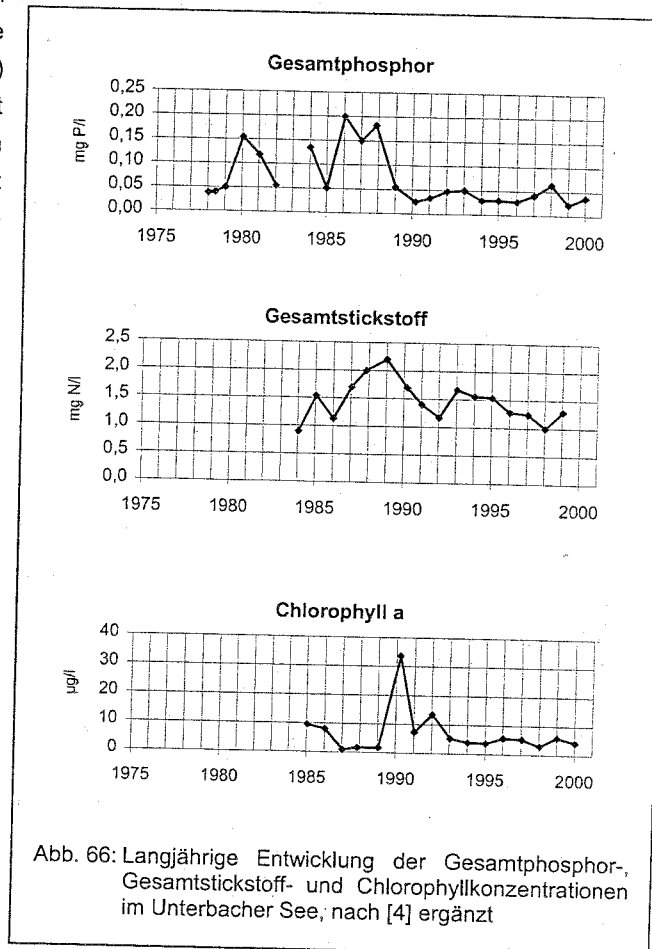


Abb. 66: Langjährige Entwicklung der Gesamtphosphor-, Gesamtstickstoff- und Chlorophyllkonzentrationen im Unterbacher See, nach [4] ergänzt

Die Sauerstoffverhältnisse im See sind durch die gute Durchmischung und den Wachstumsrhythmus der Makrophyten geprägt. Im Sommer, wenn die Wasserpflanzen bis zur Oberfläche hoch wachsen, kann die Sättigung hier über 130 % steigen. Über Grund entsteht bei leichtem Temperaturabfall teilweise ein leichtes Sauerstoffdefizit, die Sauerstoffsättigung fällt jedoch kaum unter 60 % [3 - 5].

Benthos und Fische

Das Benthos bestand in den 80er Jahren überwiegend aus Tubifiziden, daneben kommen *Chironomus* sp. sowie *Corethra* sp. vor. In den Makrophytenbeständen war die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) sehr häufig. Neuere Untersuchungen liegen nicht vor [1].

Der Unterbacher See gilt, vermutlich wegen seiner ausgedehnten Makrophytenbestände, als guter Hechtsee. Verschiedene andere wirtschaftlich bedeutende Fischarten wie Zander, Forelle, Karpfen und Schleie werden eingesetzt [1, 6].

Ufer- und Unterwasservegetation

Die Ufer dieses Baggersees sind einerseits von ihrer Steilheit, andererseits von intensiver Freizeitnutzung geprägt. Etwa die Hälfte der Uferlinie wird von Strandbädern, Campingplätzen und Wassersportanlagen belegt, der Rest ist frei zugänglich und wird intensiv zum Angeln genutzt [6]. Ein Röhrichtgürtel hat sich kaum ausbilden können, das Ostufer und die Inseln sind mit Weiden und Erlen bestanden. Im Westteil wachsen zusätzlich Birken, Weiden und Pappeln [1].

Die Unterwasservegetation, das prägende Element des Sees, ist bereits oben beschrieben.

Sediment

Das Sediment, das für die 80er Jahre noch als überwiegend sandig mit Feindetritus lediglich in den abbaubedingten Mulden beschrieben wird [1], scheint nach Aussagen von örtlichen Tauchern inzwischen großflächig eine organische Auflage aufzuweisen (mündl. Mitt. Wolf, Zweckverband Unterbacher See). Eine Untersuchung der Sedimente im Ost- und Westteil ergab für den Ostteil sandige Konsistenz mit geringem organischen Gehalt (3 % vom Trockengewicht), für den Westteil schluffiges Sediment mit höherem organischen Anteil (13,4 % vom TG) [5].

Nutzungen und Maßnahmen

Der Unterbacher See wird durch den 1956 gegründeten Zweckverband „Unterbacher See“, in dem die Städte Düsseldorf, Hilden, Erkrath und der Kreis Mettmann vertreten sind, bewirtschaftet.

Der See wird intensiv freizeitlich genutzt. So wurden schon in den 80er Jahren etwa 780.000 Besucher pro Jahr gezählt. Neben zwei Campingplätzen und sechs Grillplätzen gibt es zwei Badestrände, diverse Bootsverleihe, einen Hafen mit ca. 350 Liegeplätzen und eine Segelschule sowie eine Surfschule. Motorboote sind nicht zulässig [6].

Der See gilt als gutes Hechtgewässer, Besatz erfolgt mit Hecht, Zander Forelle, Karpfen und Schleie, die Jahresfangmenge beträgt etwa 25 kg/ha (Stand 1985, 1).

Um die Bade-, Angel- und Sportbootnutzung im Unterbacher See zu gewährleisten, wird einmal jährlich eine Mahd der Unterwasserpflanzen mit einem speziellen Gerät („Seekuh“) durchgeführt. Hierbei werden etwa 200 bis 300 t Frischgewicht an Pflanzenbiomasse entnommen [mündl. Mitt. Wolf, Zweckverband Unterbacher See]. Durch diese Entnahme von Biomasse, die im Herbst erfolgt, werden mehrere Hundert Kilogramm Phosphor aus dem See entfernt, eine Maßnahme, die langfristig vermutlich zur Abnahme der Phosphorkonzentrationen und Stabilisierung des Seeökosystems auf einem geringerem Nährstoffniveau beiträgt.

Zusammenfassung und Bewertung

Der Unterbacher See ist ein etwa 75 Jahre alter polymiktischer Auskiesungssee, der nach seiner Entstehung stark vom Grundwasser durchströmt wurde. Der Stoffumsatz im See wird von submersen Makrophyten (teilweise seltenen Arten) dominiert, Plankton spielt eine untergeordnete Rolle, Röhricht ist kaum vorhanden. Der See ist einer intensiven Erholungsnutzung unterworfen.

Ende der 80er Jahre sanken die Phosphorkonzentrationen im Freiwassers plötzlich ab, die Lebensgemeinschaften der Unterwasserpflanzen strukturierten sich in Richtung nährstoffärmere Verhältnisse zeigende Arten um, die eine noch größere Fläche des Seebodens besiedelten. Der aktuelle Trophiezustand des Unterbacher Sees nach LAWA [7] ist mesotroph und entspricht seinem Referenzzustand.

Literatur

- [1] LAWA (1985): Seen in der Bundesrepublik Deutschland. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 1985, München
- [2] VAN DE WEYER, K. (2001): Erfassung der aquatischen Makrophyten (Wasserpflanzen) in Nassabgrabungen und Talsperren – Ergebnisse der Tauchuntersuchung in NRW (Auszug Unterbacher See). – Studie im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (unveröff.)
- [3] LANDESHAUPTSTADT DÜSSELDORF, Chemisch-biologische Laboratorien: Untersuchungsergebnisse des Unterbacher Sees 1997 (unveröff.)
- [4] LANDESHAUPTSTADT DÜSSELDORF, Chemisch-biologische Laboratorien: Untersuchungsergebnisse des Unterbacher Sees 1998 (unveröff.)
- [5] LANDESHAUPTSTADT DÜSSELDORF, Chemisch-biologische Laboratorien: Untersuchungsergebnisse des Unterbacher Sees 2001 (unveröff.)
- [6] ZWECKVERBAND UNTERBACHER SEE (ohne Jahr): Der kleine Urlaub zwischendurch. – Broschüre des Zweckverbandes Unterbacher See

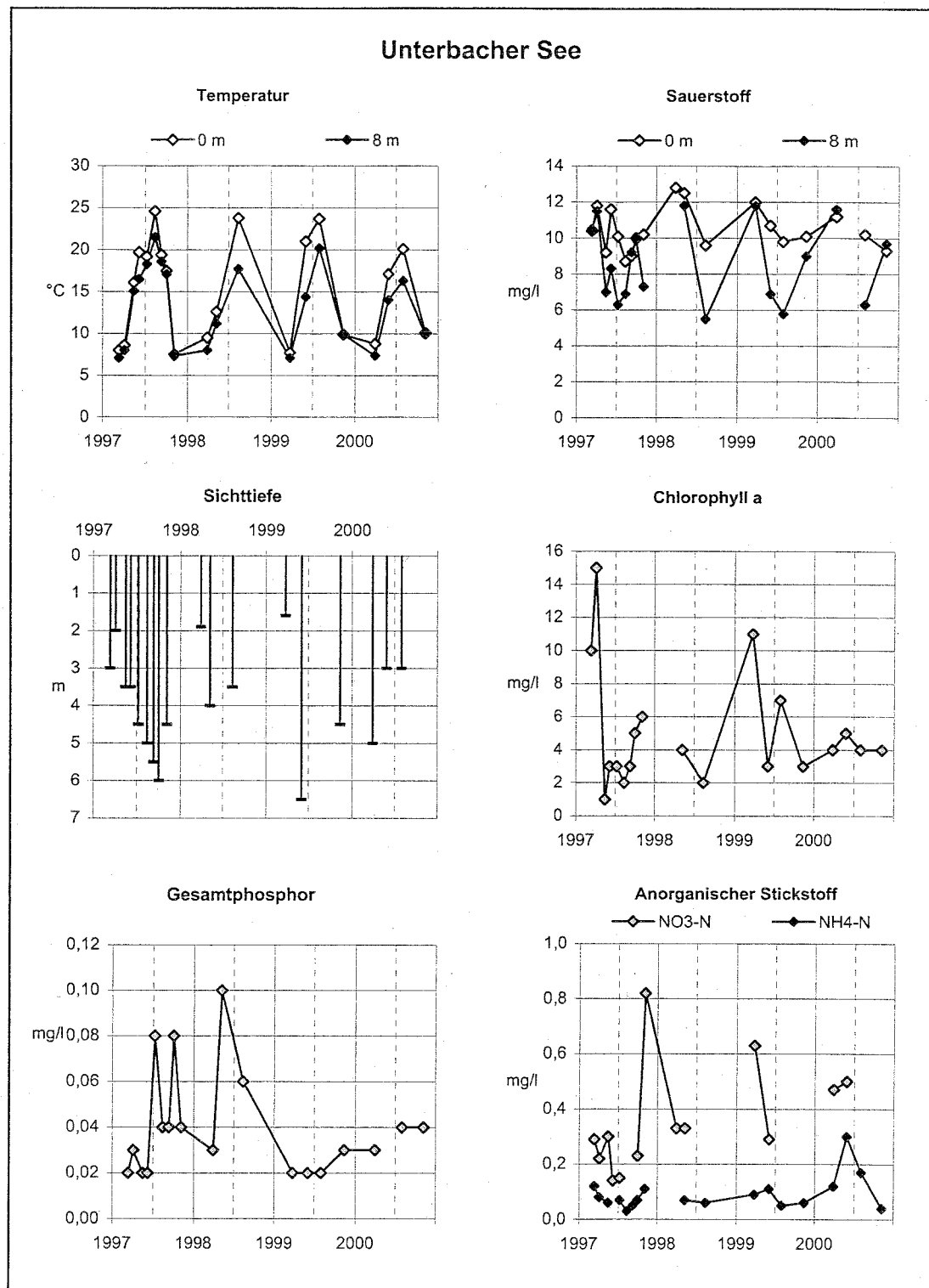


Abb. 67: Temperatur, Sauerstoff, Sichttiefe, Chlorophyll, Gesamtphosphor und anorganischer Stickstoff im Unterbacher See 1997 bis 2000

4.5. Vulkanseen

Vulkanseen wie der Laacher See stellen in Deutschland eine Besonderheit dar. Die einfache Beckenform, das umfangreiche Hypolimnion und die geringe Wasseraustauschrate sowie der Zustrom von kohlensäurehaltigem, mineralstoffreichem Wasser sind charakteristisch.

4.5.1. Laacher See

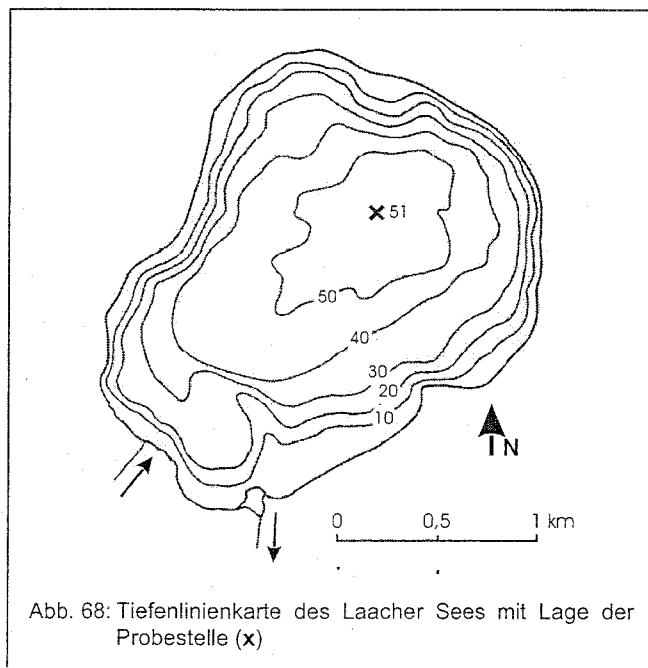
Entstehung und Bedeutung

Der Laacher See, ein Vulkansee, gehört zu den einmaligen Naturdenkmälern Deutschlands. Im Gegensatz zu den echten Maaren ist er eine Caldera, eine durch Einsturz einer Magmakammer entstandene Vertiefung [8]. Während der älteste der Vulkanseen der Eifel vor mehr als 2 Mio. Jahren entstand, ist der Laacher See mit 11.000 Jahren der zweitjüngste dieser Seen. Die Vulkanasche des Ausbruchs, der zu seiner Entstehung geführt hat, der so genannte Laacher Tuff, wird in Sedimenten älterer Seen von der Schweiz bis Skandinavien zur Datierung dieser Sedimente genutzt [12].

Die Eifelmaare haben Naturwissenschaftler schon früh als Forschungsobjekte fasziniert [17]. THIENEMANN entwickelte 1914/15 durch seine Untersuchungen an den Maaren seine Seentypenlehre, die in den gemäßigten Breiten noch heute Gültigkeit hat [15, 16]. Auch in der Folge waren die Maare immer wieder Studienobjekt limnologischer Untersuchungen.

Anfang der 70er Jahre wurde eine deutliche Eutrophierung des Laacher Sees beobachtet. Sanierungsmaßnahmen wurden von 1972 bis 1976 durchgeführt und umfassten den Bau einer Ringleitung für das Kloster und den anliegenden Campingplatz. Der Nährstoffeintrag wurde durch diese Maßnahmen zwar erheblich gesenkt, eine Verringerung der Trophie konnte bisher jedoch nicht beobachtet werden.

Morphometrie und Schichtungsverhalten



Morphometrie und Schichtungsverhalten des Laacher Sees

Höhe	247,7 mÜNN
Seefläche	3,31 km²
Seevolumen	103·10 ⁶ m³
maximale Tiefe	51 m
mittlere Tiefe	31,1 m
Uferlänge	7,06 km
Uferentwicklung*	1,1
Mixistyp	monomiktisch
Schichtungsdauer**	April – Dez.
Epilimniontiefe***	ca. 8 m

* Verhältnis Seenumfang zum Umfang eines flächengleichen Kreises

** nach [12]

*** Mitte des Metalimnions nach [12]

Der Laacher See ist ein vergleichsweise kleiner See. Seine Fläche wurde durch wiederholte Seespiegelsenkungen (s. u.) um ca. 30 % auf heute 3,3 km² verringert [13]. Mit einem Uferentwicklungskoeffizienten von nur 1,1 besitzt sein kaum gegliedertes Becken eine annähernd kreisförmige Oberfläche. Die im Vergleich zur Fläche große Maximaltiefe (51 m) und die steilen Ufer (mittlere Tiefe 31 m) führen zur Ausbildung einer langanhaltenden stabilen sommerlichen Schichtung. Mit einem im Vergleich zum Epilimnion großen Hypolimnion sind die Voraussetzungen für einen ausgeglichenen Sauerstoffhaushalt sehr gut. Der potenziell natürliche Zustand ist oligotroph.

In der Regel friert der Laacher See nicht zu und wird vollständig durchmischt. Nach strengen Wintern mit anhaltender Eisbedeckung kann die Frühjahrszirkulation unvollständig sein, so dass der untere Bereich des Seebeckens nicht durchmischt wird. Im folgenden Sommer kommt es dann zum Sauerstoffschwund im Tiefenwasser [12].

Hydrologie und Einzugsgebiet

Morphologie und Hydrologie des Laacher Sees wurden schon im Mittelalter massiv vom Menschen verändert. So wurde Mitte des 12. Jahrhunderts vom Abt des Klosters Maria Laach durch Bau eines Stollens durch den Kraterrand ein Abfluss für den früher abflusslosen See geschaffen, der das Kloster vor Hochwasser schützen und Land gewinnen sollte. Der Seespiegel wurde dadurch ca. 10 m gesenkt, die Seefläche verringerte sich entsprechend. Nach Einsturz des Stollens wurde im Jahre 1844 ein neuer Stollen gebaut, der den Seespiegel um weitere 5 m absinken ließ [8].

Hydrologie und Einzugsgebiet des Laacher Sees

Fläche des Einzugsgebiets	12,2 km ²
Umgebungsarealfaktor*	2,7
Theoretische Austauschzeit	21 Jahre
MHW – MNW	nicht bekannt
Einwohnerdichte	
Anteil Wald	36 %
Anteil Landwirtschaftl. Nutzfläche	26 %
Anteil Wasserfläche	27 %
Anteil Siedlungsfläche	2,5 %
Anteil sonst.	8,5 %

* Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche

Der Laacher See besitzt nur einen kleinen oberirdischen Zufluss im Südwesten, den Bellerbach, seine Austauschzeit wird durch den Grundwasserzustrom bestimmt. Ein großer Teil des einströmenden Grundwassers stammt aus unterseeischen Quellen, die vor allem am Ostufer des Sees zu finden sind.

Das Verhältnis Einzugsgebiets- zur Seefläche hat sich durch die zweimalige Seespiegelsenkung zwar von 1,5 auf 2,7 vergrößert [12], mit nur 8,9 km² (ohne Seefläche) ist das Einzugsgebiet aber immer noch sehr klein. Etwa 36 % des Einzugsgebietes werden als Wald- und Forst, 26 % landwirtschaftlich genutzt, 2,5 % sind urbanisiert. Die theoretische Austauschzeit ist mit ca. 21 Jahren hoch.

Stoffhaushalt und Lebensgemeinschaften des Freiwassers

Durch die unterseeischen Quellen, die durch ihre Passage des Lavagesteins stark mineralstoff- und kohlenensäurehaltig sind, besitzt der Laacher See relativ hohe Konzentrationen an Calcium, Magnesium, Kalium, Natrium und Hydrogenkarbonat [1]. Sowohl die elektrische Leitfähigkeit (670 µS/cm) als auch die Alkalinität (6,5 mmol/l) sind daher sehr hoch.

Auch am Laacher See wurden durch paläolimnologische Untersuchungen Schwankungen des Trophiegrads in den verschiedenen Klimaphasen der Nacheiszeit festgestellt. Eine frühe anthropoge-

Stoffhaushalt und Biologie im Laacher See

potenzielle Trophie nach LAWA	oligotroph
aktuelle Trophie nach LAWA	nicht ermittelt
Alkalinität*	ca. 6,5 mmol/l
Nährstofffracht	nicht bekannt
MW Sichttiefe 1990 – 2000**	2,9 m
MW Chlorophyll 1990 – 2000**	--
MW Ges. P 1990 – 2000*	0,031 mg P/l
MW Ges. N 1990 – 2000**	0,56 mg N/l
Sedimentcharakteristik	
untere Makrophytengrenze	
Phytoplanktoncharakter	Blaualgen
Zooplanktoncharakter	

* 1980er Jahre: nach [12]

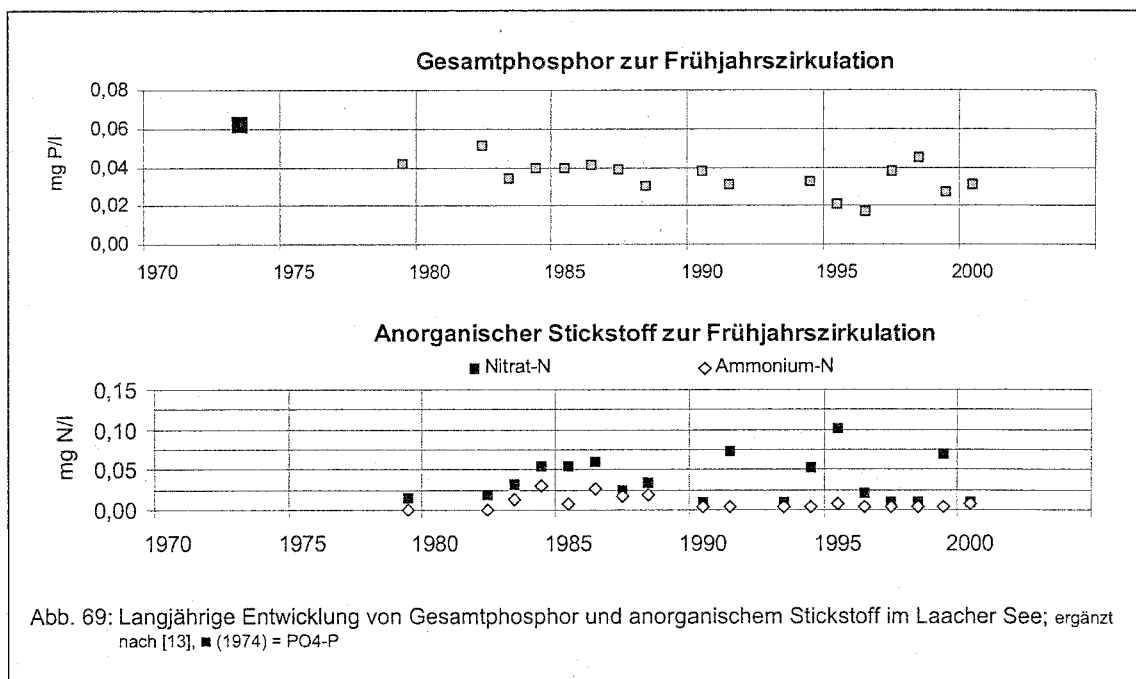
** Mittelwert der Zirkulationswerte

des Phytoplanktons Sauerstoffmaxima oder -minima auf, wie es für mesotrophe und schwach eutrophe Seen typisch ist [13]. Das Phytoplankton, das Anfang des Jahrhunderts von Desmidiaceen beherrscht war [15], wurde jetzt von der Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) dominiert. In dieser Eutrophierungsphase war vermutlich nicht Phosphor sondern Stickstoff der limitierende Faktor für das Phytoplanktonwachstum [12].

ne Eutrophierung wurde bereits durch Abholzungen in der Bronze- und Eisenzeit und während der Römerzeit sowie durch die künstliche Seespiegelsenkung im 12. Jahrhundert bewirkt [1].

Trotzdem konnte der See 1911 noch als oligotroph eingestuft werden [15]. Der Sauerstoffhaushalt des Sees war damals ausgeglichen, das Hypolimnion war mit über 80 % Sättigung auch zum Ende der Sommerstagnation gut mit Sauerstoff versorgt.

Eine verstärkte Eutrophierung trat aber vermutlich bereits in den 50er Jahren auf [5]. Ab 1973 wurde ein deutlicher Sauerstoffschwund im Hypolimnion beobachtet, im Metalimnion traten je nach Wachstumsphase



1979 war mit der Sanierung des Campingplatzes die Abwasserfernhaltung im wesentlichen abgeschlossen. Damit konnte die externe Phosphor- und Stickstoffbelastung des Laacher Sees drastisch reduziert werden. Die Berechnung der heutigen Nährstofffrachten ist wegen der jetzt überwiegend diffusen Einträge (Landwirtschaft) schwierig und wurde bisher nicht durchgeführt.

Die Entlastung zeigte jedoch im See nicht den erhofften Erfolg. Die Gesamtphosphorkonzentrationen im See gingen zwar zunächst gegenüber Anfang der 70er Jahre (hier liegen nur Phosphatmessungen vor) deutlich zurück, und höhere Ammoniumkonzentrationen wurden kaum noch gemessen, seit Mitte der 80er Jahre konnte jedoch keine eindeutige Verringerung mehr festgestellt werden (Abb. 68). Weder Zusammensetzung noch Biomasse des Phytoplanktons veränderten sich positiv. Es konnte im Gegenteil phasenweise eine Abnahme der Ausprägung und Dauer des Klarwasserstadiums beobachtet werden [13]. Noch immer besteht das Phytoplankton ganzjährig fast vollständig aus *Planktothrix rubescens*, die sich im Sommer im Metalimnion einschichtet [2]. Das Zooplankton wird von cyclopoiden Copepoden beherrscht, während größere Zooplanktonformen, die das Phytoplanktonwachstum kontrollieren könnten, kaum höhere Dichten erreichen [9].

Im Laufe der Eutrophierung und anschließenden Nährstoffentlastung scheint ein Wechsel des limitierenden Nährstoffs stattgefunden zu haben: in der Hocheutrophierungsphase (ca. 1970 bis 1980) war vermutlich überwiegend Stickstoff der limitierende Nährstoff, während zur Zeit ein ständiger Wechsel zwischen N- und P-Limitierung gegeben scheint [5].

Allerdings scheint sich seit etwa 1981 das hypolimnische Sauerstoffdefizit zu verringern. Die Sättigung lag in den 90er Jahren am Ende des Sommers meist bei ca. 20 %. Nur nach unvollständiger Frühjahrskirkulation tritt nun im darauf folgenden Sommer ein deutlicher Sauerstoffschwund mit Schwefelwasserstoffbildung auf [13]. Die Ammoniumkonzentrationen haben ebenfalls abgenommen (Abb. 68).

Wie in vielen anderen Seen (z.B. Ammersee) wird der zunehmende Einfluss der Landwirtschaft jedoch an den steigenden Nitratkonzentrationen deutlich (Abb. 6).

Benthos und Fische

Das Benthos des Laacher Sees ist durch die Eutrophierung in weiten Teilen verarmt, zeigt in Relikten jedoch noch die für den ursprünglich oligotrophen See typische Besiedlung. Insgesamt wurde mit 75 Taxa eine große Artenzahl höherer Benthostiere bestimmt. Die Artenzahl der Mollusken und Ostracoden war ebenfalls hoch [13].

Bereits 1866 wurden durch Jesuiten Bodenseefelchen (*Coregonus lavaretus*) eingesetzt, die sich in der Folge zu einer eigenen Ausprägung differenzierten. Seit 1903 erfolgt eine systematische Bewirtschaftung der Felchenbestände [6], 1939 wurde mit der Errichtung einer Bebrütungsanlage eine intensive Hege und Befischung des Bestandes eingeleitet. Noch heute ist das Felchen die wichtigste Fischart im Laacher See. Die Bestandsdichte wurde für 1987 auf 420 kg/ha geschätzt. Bei einer Besatzdichte von 11.000 Stück/ha und Jahr war das Wachstum jedoch schlecht [4].

Der intensive Besatz mit den zooplanktivoren Felchen gilt neben den Einträgen aus der Landwirtschaft als wichtigster Grund für die stockende Verringerung der Primärproduktion im Laacher Sees nach Abschluss der Abwasserfernhaltung [3].

Ufer- und Unterwasservegetation

Durch die in geologischen Zeiträumen betrachtet erst kürzlich erfolgten Seespiegelsenkungen ist das Ufer des Laacher Sees noch instabil. Der erosionsbedingte Aufbau einer neuen Seeterrasse ist noch nicht abgeschlossen, ein Vorgang, der besonders am Nordostufer an immer wieder unterspülten Bäumen sichtbar wird. Die Ufer des Sees bestehen überwiegend aus nacktem Lavagestein. Nur im flacheren, südlichen und südwestlichen Bereich sind größere Schilfbestände (*Phragmites australis*), die jedoch nur bis etwa 0,5 m Wassertiefe vordringen, zu finden. Die häufigste röhrichtbildende Art ist

die Teichbinse (*Schoenoplectus lacustris*). Darüber hinaus verhindert die intensive Badenutzung die Ausbildung ausgedehnter Bestände [8].

Mit 39 Arten besitzt der Laacher See die vielfältigste Unterwasservegetation aller hier dargestellten Seen (Stand 1985). Die Nährstoffreichtum zeigenden Arten wie *Potamogeton pectinatus* und *Myriophyllum verticillatum* konzentrieren sich an den nährstoffbelasteten Ufern im Süden und Norden des Sees, während im Westen und Osten eher die ursprüngliche, oligotrophe Verhältnisse anzeigende Vegetation mit neun Arten von Armleuchteralgen zu finden ist. Die untere Verbreitungsgrenze liegt bei 6 m Wassertiefe. Die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) ist in allen Uferbereichen in der submersen Form ohne Blütenbildung verbreitet [8].

In der Eutrophierungsphase kam es zu Massenentwicklungen von Fadenalgen, die zum Rückgang verschiedener emerser Makrophyten führte. Nachdem die Abwasserfernhaltung 1979 weitestgehend abgeschlossen war, trat jedoch keine Massenentwicklung von Fadenalgen mehr auf [13].

Der größte Teil des Sees ist von einem Erlenbruchwald umgeben [8].

Sediment

Die Sedimente des Sees sind ebenfalls gut untersucht. Die rezenten Sedimente besitzen eine horizontale Zonierung mit einem klastischen Ufergürtel, einem Kalkgürtel bis etwa 20-30m Wassertiefe und einem zentralen Gytja- bzw. Diatomeen-Gytja-Gebiet.

Aus paläolimnologischen Untersuchungen wurde die eutrophierende Wirkung der Seespiegelsenkungen, besonders der im 12. Jahrhundert, deutlich [1, 11].

Nutzungen und Maßnahmen

Das Gebiet des Laacher Sees und die umgebenden Höhenzüge sind Naturschutzgebiet. Der See ist als Rastplatz für Zugvögel von Bedeutung [8].

Der Laacher See und das Kloster Maria Laach sind ein beliebtes Ausflugsziel, das durch die nahe vorbeiführende Autobahn auch aus dem Kölner Raum leicht zu erreichen ist. Etwa 2 Mio. Besucher werden jährlich gezählt, die teilweise zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Ufervegetation führen. Seit 1981 ist das Baden nur noch in ausgewiesenen Bereichen erlaubt, einige Uferbereiche sind zusätzlich abgezaunt. Die Anzahl der Ruder- und Segelboote sowie Surfbretter ist auf täglich 50 beschränkt, Angeln ist nur noch vom Boot aus erlaubt. Im südlichen Uferbereich gibt es ein Totalreservat [10].

Die Sanierung der Abwassereinleitungen erfolgte weitgehend bereits 1972 bis 1976 und wurde 1989 mit dem Bau einer Ringleitung abgeschlossen. Da sich trotzdem kaum eine Verbesserung der Eutrophierungserscheinungen ergeben hat, wird vom Landesamt die Sanierung der diffusen Quellen aus der Landwirtschaft gefordert, die u.a. über Wirtschaftsdünger aus der Rindermast und Silosickersaft jetzt den Haupteintragspfad an Nährstoffen darstellt [6].

Da darüber hinaus Biomanipulationsexperimente im Laacher See gezeigt haben, dass der Überbesatz mit Felchen sich negativ auf die Nahrungskette auswirkt, wird dringend empfohlen, den Felchenbestand entsprechend zu regulieren [6].

Zusammenfassung und Bewertung

Morphometrie, Hydrologie und Nahrungsketten des Laacher Sees wurden schon früh massiv vom Menschen beeinflusst. Trotzdem konnte der See, der durch seine Seebeckengestalt und sein kleines Einzugsgebiet günstige Voraussetzungen für eine geringe Produktivität besitzt, noch Anfang des 20. Jahrhunderts als oligotroph gelten.

Fortgesetzte Abwassereinleitung bei geringer Wasseraustauschzeit führte jedoch schließlich zur Eutrophierung mit Sauerstoffschwund im Hypolimnion mit Schwefelwasserstoffbildung, verringerten Sichttiefen mit verkürzter Dauer des Klarwasserstadiums sowie Dominanz der Burgunderblutalge und Massenentwicklungen von Fadenalgen im Uferbereich. Obwohl die Einträge aus Abwasser seit etwa drei Jahrzehnten eingestellt sind, scheint der produktive Zustand des Sees instabil zu bleiben. Als Ursachen werden neben den Einträgen aus der Landwirtschaft die Störung der Nahrungskette durch intensive Fischbewirtschaftung sowie möglicherweise eine Phosphorrücklösung aus dem Sediment angesehen. Die Beeinträchtigung der Uferzonen durch Besucherströme wirkt sich ebenfalls negativ aus.

Literatur

- [1] BAHRIG, B. (1984): Sedimentation und Diagenese im Laacher Seebecken. – 255 S. Diss. Geowissenschaften Abt., Univ. Bochum
- [2] ECKARTZ-NOLDEN, G. (1992): The phytoplankton of Lake Laacher See: Species composition and seasonal periodicity. - in: Scharf, B.W. und S. Björk (eds.) Limnology of Eifel maar lakes. – Ergebnisse der Limnologie 38:143-160
- [3] ECKARTZ-NOLDEN, G. & M. NOLDEN (1992): Food web control: An enclosure experiment. - in: Scharf, B.W. und S. Björk (eds.) Limnology of Eifel maar lakes. – Ergebnisse der Limnologie 38:329-348
- [4] KISCHNICK, P. (1992): Fish: the coregonids of Lake Laacher See. - in: Scharf, B.W. und S. Björk (eds.) Limnology of Eifel maar lakes. – Ergebnisse der Limnologie 38:273-294
- [5] LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2001): Kurzgutachten Laacher See (unveröffentlicht)
- [6] LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996): Ausführungen zum Bewirtschaftungsplan Laacher See (unveröffentlicht)
- [7] MELZER, A., (1992): Submersed Macrophytes. - in: Scharf, B.W. und S. Björk (eds.) Limnology of Eifel maar lakes. – Ergebnisse der Limnologie 38:223-237
- [8] MEYER, W. (1976): Das Vulkangebiet des Laacher Sees. – Rheinische Landschaften – Schriftenreihe für Naturschutz und Landschaftspflege 9: 2-31
- [9] NOLDEN, M. (1992): The crustacean zooplankton of Lake Laacher See: Species composition and seasonal periodicity. - in: Scharf, B.W. und S. Björk (eds.) Limnology of Eifel maar lakes. – Ergebnisse der Limnologie 38:161-169

- [10] SCHARF, B.W. & H. BERNHARDT, T. EHLSCHIED & B. LÜSSE (1992): Restoration. – in: Scharf, B.W. und S. Björk (eds.) Limnology of Eifel maar lakes. – Ergebnisse der Limnologie 38:307-327
- [11] SCHARF, B.W. & T. EHLSCHIED (1992): Summary of paleolimnological investigations with special reference to Late Quaternary trophic variation. – in: Scharf, B.W. und S. Björk (eds.) Limnology of Eifel maar lakes. – Ergebnisse der Limnologie 38:307-327
- [12] SCHARF, B.W. & M. OEHMS (1992): Physical and chemical characteristics. – in: Scharf, B.W. und S. Björk (eds.) Limnology of Eifel maar lakes. – Ergebnisse der Limnologie 38:63-83
- [13] SCHARF, B.W. (ohne Jahr): Limnologische Beschreibung, Nutzung und Unterhaltung von Eifelmaaren. – Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz
- [14] THIENEMANN, A. (1911): Die Felchenkolonie des Laacher Sees. –Sber. Naturhist. Ver. preuß. Rheinl. Westf. 1910 (E): 85-90, Bonn
- [15] THIENEMANN, A. (1914/15): Physikalische und chemische Untersuchungen an Eifelmaaren. – Verh. Naturhist. Ver. preuß. Rheinl. Westf. 70: 249-302 und 71 273-389
- [16] THIENEMANN, A. (1926): Die Bedeutung des Laacher Sees für die Tierkunde und Seenkunde. – Verh.. Naturhist. Ver. preuß. Rheinl. Westf. 83: 42-49, Bonn
- [17] ZACHARIAS, O. (1889): Bericht über eine zoologische Exkursion an die Kraterseen der Eifel. – Biol. Zentralbl. 9: 56-64, 76-80, 107-113, Leipzig

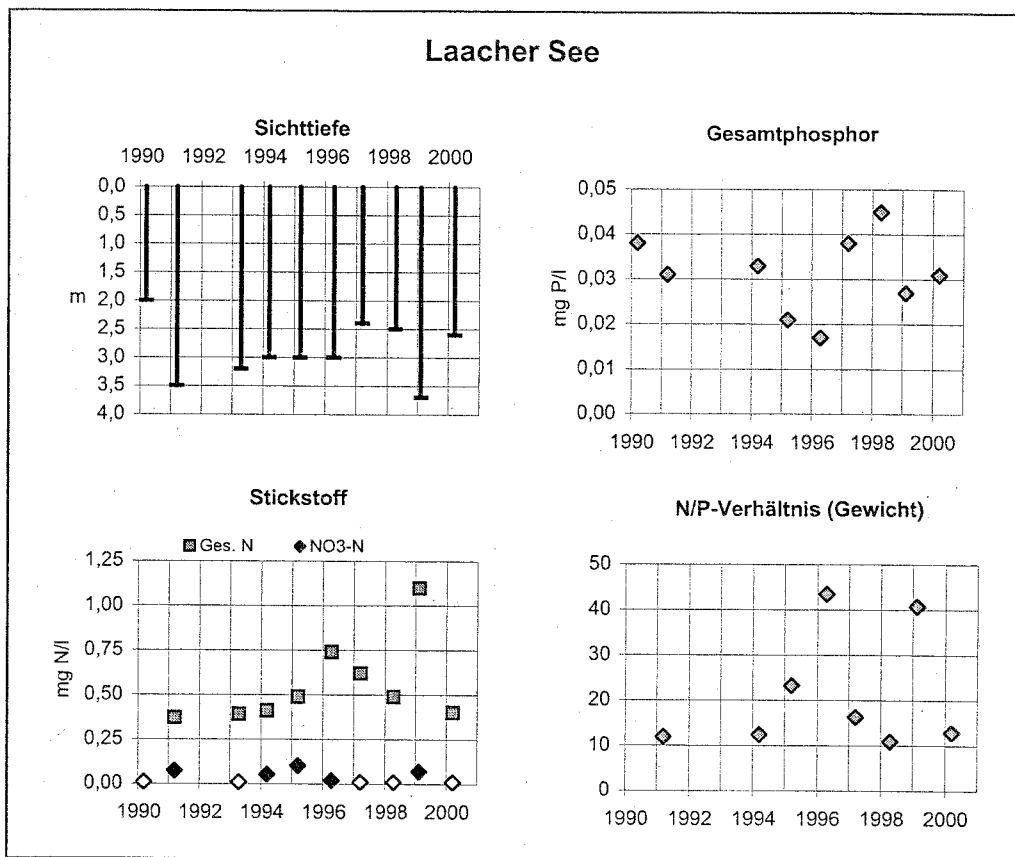
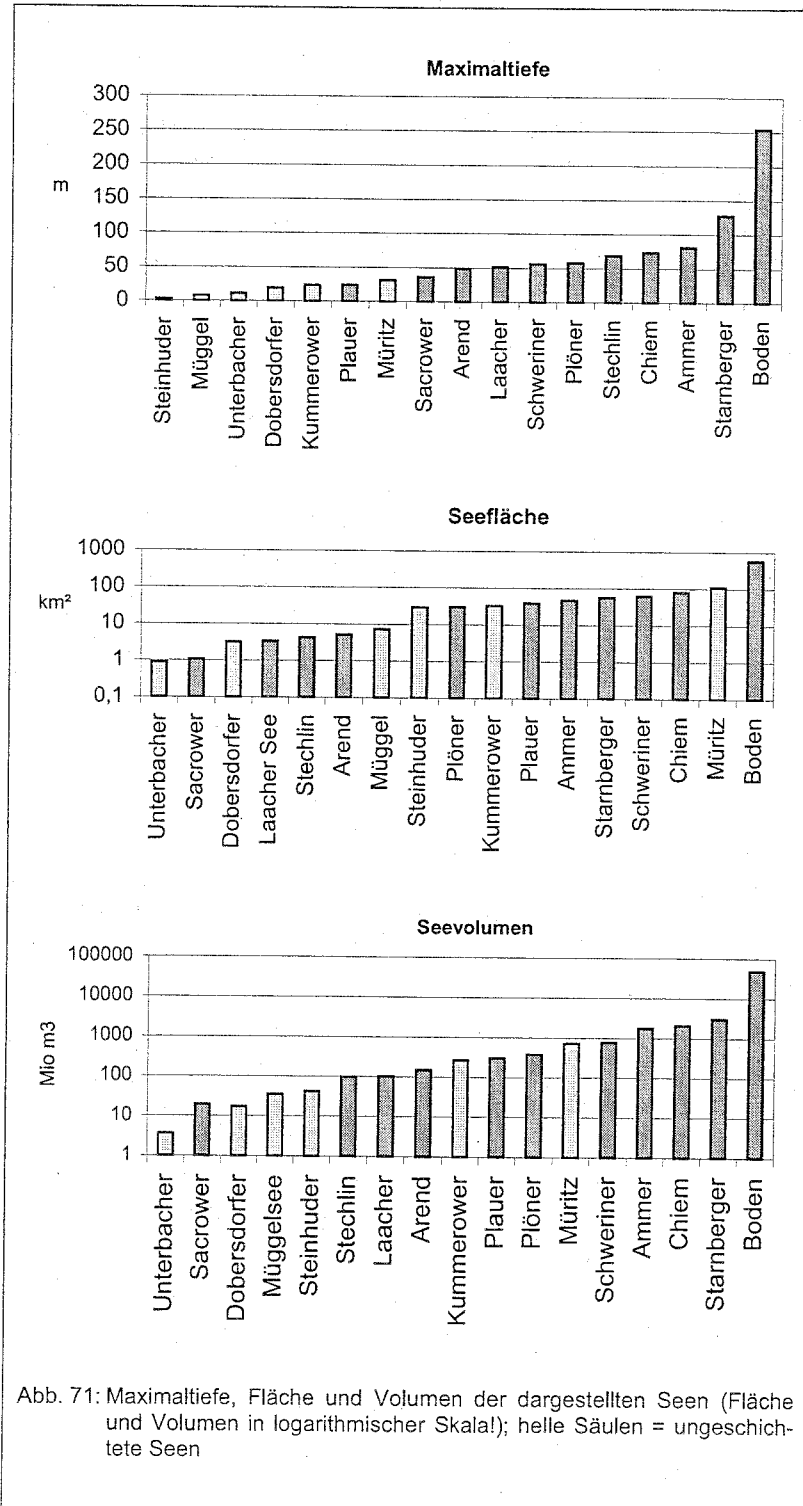


Abb. 70: Sichttiefe, Gesamtphosphor, Gesamt- und Nitrat-Stickstoff sowie N/P-Verhältnisse (Gewicht) im Laacher See zur Frühjahrszirkulation 1990 bis 2000

5. Vergleichende Betrachtung

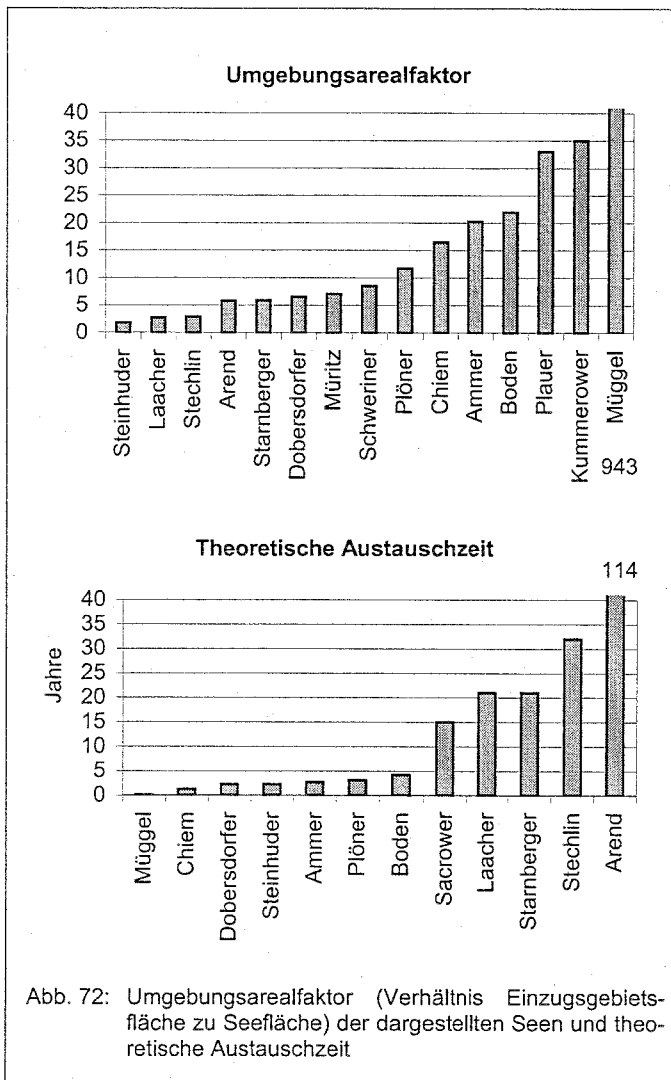
5.1. Vergleich aller Seen

5.1.1. Morphometrie und Hydrologie



Die morphometrischen Verhältnisse der in diesem Bericht beschriebenen Seen sind in Abb. 71 dargestellt (logarithmische Darstellung bei Seefläche und -volumen!). Die geringste maximale Tiefe hat mit 2,9 m das Steinhuder Meer, das andererseits zu den flächenmäßig zehn größten natürlichen Seen Deutschlands gehört. Die vier Voralpenseen besitzen sowohl die größte Maximaltiefe als auch das größte Volumen. Die vier beschriebenen Mecklenburgischen Seen sind zwar flacher, wegen ihrer großen Seefläche haben aber auch sie ein großes Seevolumen. Von den dargestellten Seen sind sechs Seen polymiktisch, elf weisen eine stabile sommerliche Schichtung auf. Von diesen elf sind wiederum drei, der Starnberger See, der Laacher See und der Bodensee, monomiktisch, da sie im Winter nur sehr selten zufrieren.

Die theoretische Austauschzeit ist eine Größe, deren Bestimmung insbesondere bei grundwassergespeisten Seen nicht immer einfach ist. Sie liegt daher für viele Seen nicht vor. Eine hohe



theoretische Austauschzeit ist einerseits eine günstige Voraussetzung für einen potenziell nährstoffarmen Zustand, andererseits aber auch eine ungünstige Voraussetzung für eine Reoligotrophierung wenn der See bereits eutrophiert ist. Der Arendsee hat mit 114 Jahren eine sehr hohe Austauschzeit, entsprechend war eine Auswirkung der langjährigen Abwasserfernhaltung bisher kaum zu beobachten. Relativ langsam werden auch der Stechlinsee (32 Jahre), der Starnberger See und der Laacher See (beide 21 Jahre) und sowie der Sacrower See (12-15 Jahre) ausgetauscht. Der Müggelsee als seenartige Erweiterung der Spree wird dagegen fast neunmal pro Jahr ausgetauscht.

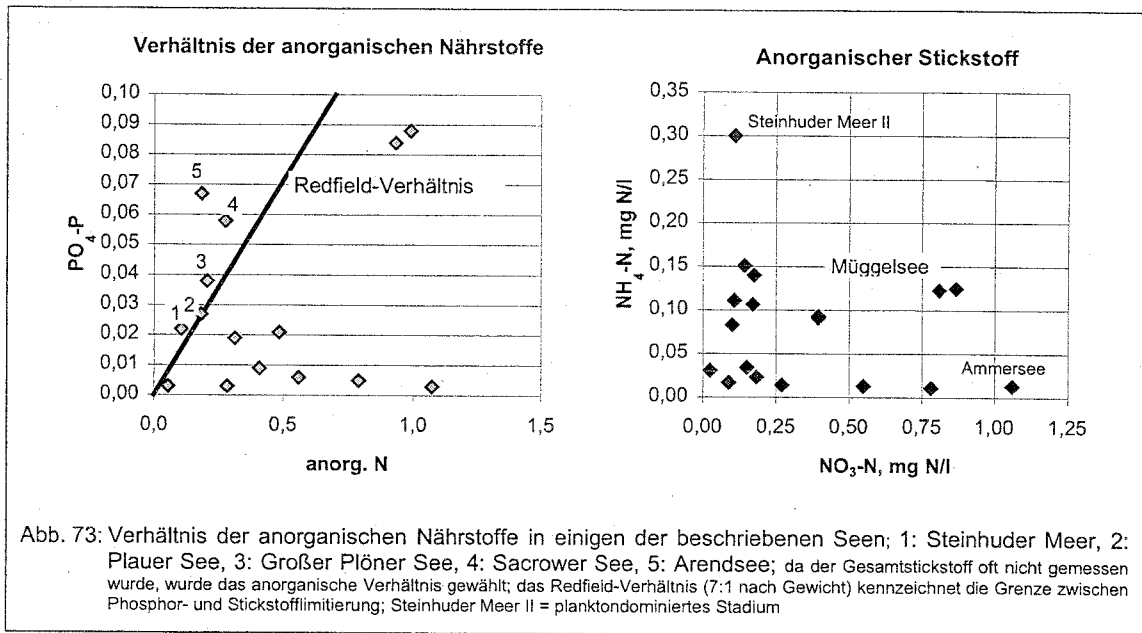
Einer geringen Austauschzeit entspricht meist ein großer Umgebungsfaktor (Verhältnis der Fläche des Einzugsgebiets zur Seefläche). So ist durch das große Einzugsgebiet der Spree der Umgebungsfaktor des Müggelsees mit fast 1000 sehr hoch. Der Müggelsee wäre daher vermutlich auch ohne menschlichen Einfluss kein nährstoffarmer See. Geringe Umgebungsfaktoren

haben die überwiegend grundwassergespeisten Seen wie das Steinhuder Meer, der Laacher See und der Stechlinsee.

5.1.2. Nährstoffverhältnisse

Trotz umfassender Maßnahmen im Bereich Abwasserentsorgung ist die Eutrophierung der Seen noch immer ein Problem. Von den hier beschriebenen Seen haben nur zwei ihren potenziellen Trophiezustand (nach LAWA) bewahren (Stechlinsee) oder wiedergewinnen können (Steinhuder Meer). Dabei ist zu berücksichtigen, dass das Klassifizierungsschema nach LAWA für den potenziellen Trophiezustand bereits eine gewisse „unvermeidbare“ anthropogene Eutrophierung erlaubt.

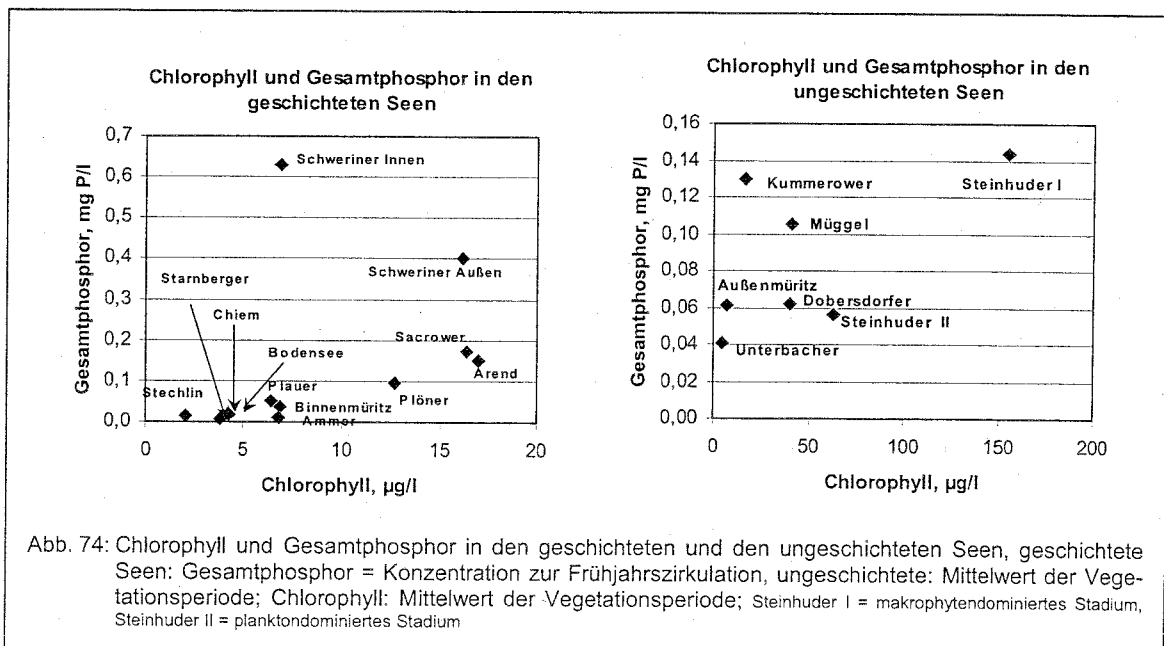
Nach wie vor ist in den meisten Seen Deutschlands der Phosphor der wachstumslimitierende Faktor. Immer häufiger kommt es jedoch vor allem in Seen mit sommerlicher Schichtung, aber auch in Flachseen mit sommerlicher Denitrifikation wie dem Müggelsee zu einer Stickstofflimitierung, die teilweise zum Auftreten von stickstofffixierenden Blaualgen führt. Seen mit zumindest zeitweiliger Stickstofflimitierung sind der Arendsee, der Sacrower See, der Große Plöner See und der Plauer See. Beim



Müggelsee und beim Steinhuder Meer kam es während der Eutrophierungsphase durch Denitrifikation zeitweise zu Stickstoffmangel.

In einigen Seen ist das Wachstum weder durch Phosphor noch durch Stickstoff limitiert (Schweriner See, Kummerower See).

Einen Wechsel gab es in den letzten Jahrzehnten auch in der Zusammensetzung der anorganischen Stickstofffraktionen. Durch verbesserte Klärwerkstechnik (Nitrifikation) hat der Anteil des Ammoniums abgenommen. Der höhere Anteil des Nitrats liegt zusätzlich im Stickstoffeintrag aus der Landwirtschaft begründet, der darüber hinaus in einigen Seen in einer Zunahme der Stickstoffkonzentrationen bei gleichzeitiger Verringerung der Abwasserbelastung und der Phosphorkonzentrationen deutlich wird (z.B. Ammersee).



Eine Einschätzung der Umsetzung der Nährstoffe in Phytoplanktonbiomasse soll im Folgenden trotz unterschiedlicher Probenahmeraster und -methodik durch den Vergleich der Gesamtphosphorkonzentrationen mit den mittleren Chlorophyllkonzentrationen der Vegetationsperiode (hier: März bis Oktober) vorgenommen werden.

Wie zu erwarten lagen die Chlorophyllkonzentrationen in den geschichteten See deutlich geringer als die in den ungeschichteten Seen.

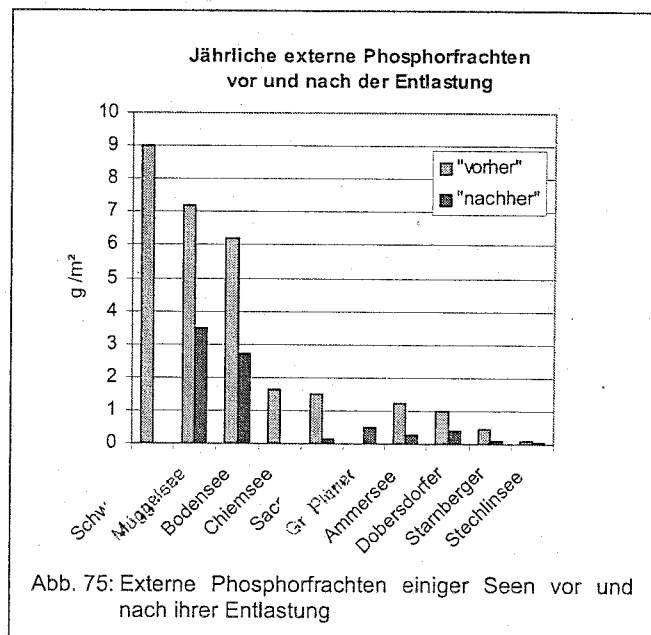
Der Ammersee wies dabei im Verhältnis zu seinen Gesamtphosphorwerten hohe Chlorophyllkonzentrationen auf.

Die im Vergleich zu den extrem hohen Gesamtphosphorkonzentrationen relativ geringen Chlorophyllwerte im Schweriner Innen- und auch im Außensee lassen sich durch die geringen Stickstoffkonzentrationen erklären, die meist nur zwischen 1 und 1,5 mg N/l lagen. Wenn hier eine Nährstofflimitierung vorlag, wurde sie stets durch Stickstoff bewirkt, da das N/P-Verhältnis immer unter 7 und meist sogar unter 4 lag.

Bei den ungeschichteten Seen wurde der Phosphor wesentlich effektiver umgesetzt. Sehr hohe Chlorophyllwerte erreichte das stets gut durchmischte Steinhuder Meer in seiner planktondominierten Phase. Die Chlorophyllkonzentrationen der Mecklenburger Seen sind wie bei den geschichteten Seen relativ zum Gesamtphosphor gering. Auffällig niedrige Chlorophyllwerte hat auch der makrophyten-dominierte Unterbacher See.

Einen Eindruck zur Entlastung der Seen, die in den letzten Jahrzehnten stattgefunden hat, gibt Abb. 74. Zwar liegen nicht für alle dargestellten Seen Frachtberechnungen für beide Zeiträume vor, trotzdem wird deutlich, dass in den meisten Fällen eine Reduzierung der Frachten von über 50 % erreicht werden konnte. Die Phosphorfrachten des Starnberger Sees wurden um über 80 %, die des Dobersdorfer Sees um über 60 % reduziert.

Von der Zerstörung weiter Bereiche der Ufer sind fast alle Seen betroffen. Einzig der Stechlinsee weist in weiten Bereichen intakte Uferzonen mit ungestörter Vegetation auf.



5.2. Regionaler Vergleich

Die vier hier beschriebenen Alpen- und Voralpenseen – Bodensee, Ammersee, Chiemsee und Starnberger See – können alle als Beispiel für eine gelungene "Reoligotrophierung" durch Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet angesehen werden. Diese tiefen und großen Seen waren wie viele andere deutsche Gewässer in den 60er und 70er Jahren – überwiegend durch Einleitung von Abwasser – mehr oder weniger stark eutrophiert. Durch den Bau von Ringkanalisationen und den Ausbau von Kläranlagen im Einzugsgebiet konnten die Nährstoffkonzentrationen in diesen Seen

wieder auf ein Maß reduziert werden, das eine deutliche Verbesserung im Sauerstoffhaushalt und eine Verringerung der Bioproduktion zur Folge hatte. Die Veränderung der Organismengemeinschaften und der Umsatzprozesse im See, die im Verlauf dieser Reoligotrophierung durchaus nicht immer den vorhergesagten entsprachen, sind besonders für den Bodensee und den Ammersee gut dokumentiert.

Die Voralpenseen, traditionell beliebte Erholungsgebiete in relativ dicht besiedelten Gegenden, sind einem starken Besucherandrang ausgesetzt. Die Ufer der Seen sind dadurch einer besonderen Belastung unterworfen. Viele der Voralpenseen sind daher zwar inzwischen bezüglich der Trophie auf dem Wege der Besserung, die Zerstörung der Ufer durch Verbau und Vernichtung der Röhrichtbestände scheint jedoch schwer aufzuhalten. Vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz wurden etwa 160 Seen bezüglich des Ufer-, Röhricht und Nutzungszustands kartiert und Konzepte zum Uferschutz entworfen. In vielen Bereichen ist eine Nutzungseinschränkung jedoch schwierig.

Die geschichteten Seen Norddeutschlands sind ein weniger einheitlicher Typ. Die grundwassergespeisten Seen Stechlinsee und Arendsee stehen an unterschiedlichen Enden der Eutrophierungsskala. Die großen geschichteten mecklenburgischen Seen – Plauer See und Schweriner See – sind ebenso wie der Große Plöner See von großen, landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten geprägt und damit auch nach der Abwasserfernhaltung noch stark eutrophiert. An den mecklenburgischen Seen fand die Abwasserentlastung erst vor vergleichsweise kurzer Zeit statt.

Von den ungeschichteten Seen Norddeutschlands sind potenziell oder tatsächlich makrophyten-dominierte Flachseen der Müggelsee und das Steinhuder Meer. Auch für den Stoffhaushalt des Dobersdorfer Sees mit seiner mittleren Tiefe von 5,5 m und die in weiten Bereichen sehr flache Müritz könnten die Makrophyten vermutlich eine wichtige Rolle spielen. Das Steinhuder Meer bietet ein Beispiel dafür, wie ein früher eutrophierter See trotz Nährstoffentlastung jahrelang im planktondominierten Zustand verharret, dann jedoch plötzlich in den makrophytendominierten Klarwasserzustand zurückkehrt. Der Müggelsee zeigt ähnlich Tendenzen, Rücklösungsprozesse aus den Sedimenten und Hemmung des Makrophytenwachstums durch Fraß behindern aber die Entwicklung. Die schnelle Austauschzeit ist ein weiterer ungünstiger Faktor.

Ein weiterer ungeschichteter See ist der Kummerower See. Wegen der vergleichsweise hohen mittleren Tiefe von über 8 m spielen die Makrophyten in diesem See jedoch vermutlich auch potenziell nur eine untergeordnete Rolle. Es ist daher vorstellbar, dass er besonders schwer in einen Klarwasserzustand zurück zu entwickeln ist.

Der Kiessee Unterbacher See zeigt von den polymiktischen Seen die größte Ausdehnung der Makrophyten und bei Gesamtposphorkonzentrationen von über 0,04 mg P/l noch eine verhältnismäßig hohe mittlere Sichttiefe von 3,7 m.

6. Stand der Seenrestaurierung in Deutschland

Da viele Seen auch nach umfassender Verringerung der Nährstofffrachten durch Rückkoppelungsmechanismen in einem eutrophen Zustand verharren, wird häufig versucht, die „Reoligotrophierung“ durch seeinterne Restaurierungsmaßnahmen zu beschleunigen. Die Methoden, die für verschiedene Seetypen entwickelt wurde, sind bereits mehrfach umfassend dargestellt worden [z. B. 4, 6, 7] und sollen hier nicht weiter ausgeführt werden. Bei den am häufigsten angewendeten Methoden wird versucht, Phosphor aus dem Freiwasser zu entfernen und die Rücklösung aus dem Sediment zu beeinflussen (Calcitfällung, Sedimentbehandlung mit Aluminium- oder Eisensalzen und/oder Nitrat,

Tiefenwasserbelüftung), die Nahrungsketten zu verändern, so dass die Phytoplanktonbiomasse verringert wird (Biomaniipulation) oder nährstoffreichen Schlamm zu entfernen und dabei das Gewässer zu vertiefen. Entscheidungshilfen für die Auswahl der geeigneten Methode sind verschiedentlich entwickelt worden (z. B. [5]).

Vor einer seeinternen Restaurierungsmaßnahme müssen folgende Fragen beantwortet werden:

- Wie ist die relative Bedeutung von externen und internen Nährstoffquellen?

Es ist inzwischen allgemein anerkannt, dass vor der Durchführung seeinterner Maßnahmen die externen Nährstoffquellen weitestgehend ausgeschaltet werden müssen.

- Durch welchen Faktor wird das Wachstum des Phytoplanktons limitiert?

Während vor der Eutrophierung fast immer Phosphor der limitierende Nährstoff war, wurde in der Hocheutrophierungsphase in vielen Seen der Stickstoff bzw. häufig auch das Licht zum wachstumsbegrenzenden Faktor. Mit der Verringerung der Phosphorfrachten aus dem Abwasser scheinen viele Seen zu einer Phosphorlimitierung zurückzukehren.

- Wie ist die Struktur der Nahrungsketten?

In vielen Seen wird die Bedeutung einer ausgewogenen Fischzönose und einer angepassten fischereilichen Bewirtschaftung immer deutlicher. Andererseits haben sich die Hoffnungen, die in die Biomaniipulation (Beeinflussung der Nahrungskette durch Reduzierung zooplanktonfressender Fischarten und Förderung des Raubfischbesatzes) gesetzt wurden, oft erst unterhalb eines gewissen Phosphorschwellenwertes erfüllt [1]. Im Enclosure-Experiment setzten sich durch die Förderung des Zooplanktons teilweise sogar schwer fressbare Algenarten durch, so dass das Gegenteil des erwünschten Effektes eintrat [8]. Insgesamt scheint die Biomaniipulation als alleinige Maßnahme der Seenrestaurierung bisher in kaum einem See erfolgreich.

- Ist es mit der ausgewählten Methode möglich, einen bestimmten Schwellenwert zu unterschreiten, damit eine sichtbare Verbesserung eintritt?

So scheint die Calcitfällung überwiegend im meso- bis schwach eutrophen Bereich effektiv zu sein [3], die Biomaniipulation zeigt ebenfalls in Seen mit höheren Phosphorkonzentrationen keine Wirkung [8], und eine Limitierung des Phytoplanktonwachstum setzte in Berliner Seen erst bei Unterschreitung einer Phosphorkonzentration von ca. 0,03 bis 0,06 mg P/l ein [2].

Der Erfolg von verschiedenen an deutschen Seen durchgeführten Restaurierungsmethoden wird gegenwärtig in einem BMBF-Projekt des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) ausgewertet. Die Beurteilung der einzelnen Methoden war schwierig, da zum einen oft der Zustand vor der Sanierung nicht ausreichend dokumentiert war, zum anderen mehrere Methoden gleichzeitig angewendet wurden. Insgesamt scheint sich abzuzeichnen, dass eindeutige Restaurierungserfolge durch seeinterne Maßnahmen eher selten sind [mündl. Mitt. SCHAUSER, IGB].

Literatur

- [1] BENNDORF, J. & U. MIERSCH (1991): Phosphorus loading and efficiency of biomaniipulation. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 24:2482-2488
- [2] CHORUS, I. (1996): Seensanierung in Berlin – Beispiele. – Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 1995 (Berlin): 177-181

- [3] DITTRICH, M., A. SCHREIBER & R. KOSCHEL (1996): Theoretische Betrachtungen zur indizierten hypolimnischen Kalzitfällung. -DGL Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Tagungsbericht zur Jahrestagung 1996 in Schwedt, S.221-225
- [4] EISELTOVA, M. (ed) (1994): Restoration of lake ecosystems – a holistic approach, IWRB Publication32
- [5] HUPFER, M., J. GELBRECHT, B. SCHARF & CH. STEINBERG (1997): Konzeptionelle Ansätze zur Steuerung des Phosphat-Haushaltes von Seen durch interne Maßnahmen. -Wasser & Boden 49(12):8-13
- [6] JAEGER, D. & R. KOSCHEL (1995): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. -Limnologie aktuell, 8, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart - Jena - New York
- [7] KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz Gustav Fischer Verlag Jena 1992
- [8] LEMMA, B., J. BENNDORF & R. KOSCHEL (1997): Highlights on the response of some plankton communities to planktivory: Enclosure experiments in three lakes, Germany. - Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 1996 (Schwedt): 362-366
- [9] MATHES, J., G. VENEBRÜGGE & I. KORCZYNSKI (1999): Grundlagen für eine Sanierungs- und Restaurierungskonzept der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. – Landesamt für Umweltschutz, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern (LUNG)

7. Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die beschriebenen Seen spiegeln beispielhaft generelle Trends in der Seenentwicklung in Deutschland wider. Nur noch wenige deutsche Seen haben ihren ursprünglichen nährstoffarmen Zustand bewahren können. In den alten Bundesländern zeigte sich in den 50er bis 70er Jahren eine zunehmende Eutrophierung durch Landwirtschaft und Abwassereinleitung. Seit etwa Ende der 60er bis Mitte der 70er Jahre war durch Abwasserfernhaltung ein Rückgang der Nährstoffzufuhr zu verzeichnen, wodurch der anteilmäßige Einfluss der Landwirtschaft an der Eutrophierung an Gewicht gewann. Die tiefen Voralpenseen reagierten relativ schnell mit einer deutlichen Verringerung des Trophieniveaus, das flache, polymiktische und zudem durch intensive Landwirtschaft im Einzugsgebiet geprägte Steinhuder Meer zeigte erst ab 1999 eine Abnahme der Algendichte.

In den neuen Bundesländern wurden Anfang der 90er Jahre durch abwassertechnische Sanierungen die Nährstoffeinträge verringert. Die relativ flachen mecklenburgischen Seen besitzen große, meist durch landwirtschaftliche Nutzung geprägte Einzugsgebiete, so dass eine Reaktion auf verringerte Nährstoffeinträge allein aus punktförmigen Einleitungen in naher Zukunft nicht zu erwarten ist. Eine Ausnahme bildet die Müritz, bei der durch den geringeren Anteil der Landwirtschaft im Einzugsgebiet und die bessere Ausgangslage (schwach eutroph) die Abwasserfernhaltemaßnahmen bereits einen positiven Effekt zeigen.

Zukünftige Maßnahmen zur Verringerung der Seeneutrophierung müssen vor allem die Reduzierung des diffusen Nährstoffeintrags aus der Landwirtschaft betreffen. Bei einigen Seetypen wird dabei aber nur durch zusätzliche seeinterne Restaurierungsmaßnahmen eine raschere Verringerung des Trophieniveaus möglich sein. Solche seeinternen Maßnahmen (Tiefenwasserbelüftung, Sedimentbehandlung, Calcitfällung, u.a.) sind jedoch nur sinnvoll, nachdem die Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet drastisch reduziert wurden.

An fast allen der hier dargestellten Seen - eine Ausnahme bildet lediglich der Stechlinsee - sind weite Bereiche der Ufer, überwiegend durch Verbau und Erholungsnutzung, zerstört. Hier besteht über die Eutrophierungsbekämpfung hinaus ein Bedarf, durchsetzbare Konzepte von umweltverträglicher Ufernutzung zu entwickeln.

Anhang

Luftbilder der Seen

Datensammlung 1981-2000