

Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Abschlussbericht

F&E Vorhaben FKZ 299 24 274

Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands

Teil 6

Berlin

von

Prof. Dr. Brigitte Nixdorf

Dipl.-Ing. Mike Hemm

Dipl.-Biol. Anja Hoffmann

Dipl.-Ing. Peggy Richter

Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Lehrstuhl Gewässerschutz

IM AUFTRAG

DES UMWELTBUNDESAMTES

Inhaltsverzeichnis

1	Beschreibungen der einzelnen Gewässer.....	4
1.1	Dämeritzsee	4
1.1.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	4
1.1.2	Topographie und Morphometrie.....	4
1.1.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	5
1.1.4	Flora und Fauna	6
1.1.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	6
1.2	Groß-Glienicker See	7
1.2.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	7
1.2.2	Topographie und Morphometrie.....	8
1.2.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	8
1.2.4	Flora und Fauna	9
1.2.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	10
1.3	Großer Müggelsee	12
1.3.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	12
1.3.2	Topographie und Morphometrie.....	13
1.3.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	13
1.3.4	Flora und Fauna	14
1.3.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	15
1.4	Großer Wannsee	16
1.4.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	16
1.4.2	Topographie und Morphometrie.....	16
1.4.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	17
1.4.4	Flora und Fauna	18
1.4.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	19
1.5	Seddinsee	20
1.5.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	20
1.5.2	Topographie und Morphometrie.....	20
1.5.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	21
1.5.4	Flora und Fauna	22
1.5.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	22
1.6	Tegeler See	23
1.6.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	23
1.6.2	Topographie und Morphometrie.....	24
1.6.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	24
1.6.4	Flora und Fauna	25
1.6.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	27
1.7	Zeuthener See.....	28
1.7.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie	28
1.7.2	Topographie und Morphometrie.....	28
1.7.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees	29
1.7.4	Flora und Fauna	30
1.7.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	31

2	Abbildungsverzeichnis	32
3	Tabellenverzeichnis	33
4	Literatur.....	34

1 Beschreibungen der einzelnen Gewässer

1.1 Dämeritzsee

1.1.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Dämeritzsee befindet sich sowohl im Bundesland Berlin als auch im Bundesland Brandenburg, westlich der Stadt Erkner. In den östlichen Seebereich mündet der Einlauf des Flakensees, in den südlichen Bereich der Einlauf der Spree. Im Westen befinden sich zwei Abläufe, einer führt zum Großen Müggelsee und einer in den Seddinsee (Havel).

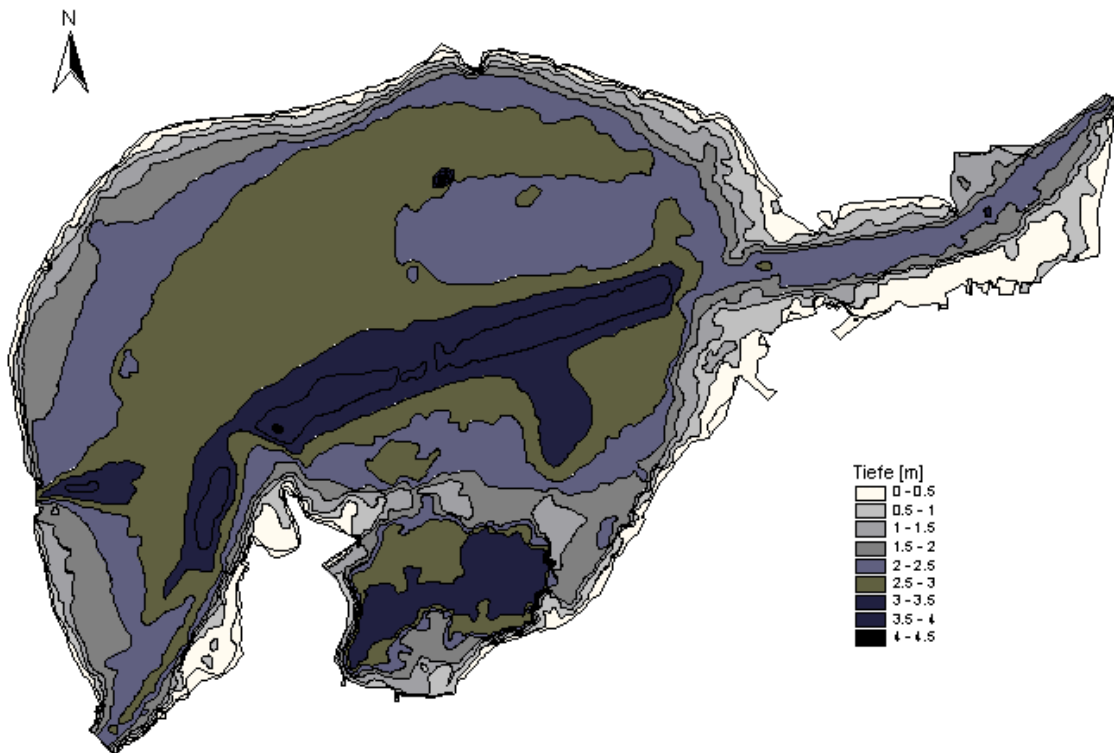


Abb. 1: Dämeritzsee (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.1.2 Topographie und Morphometrie

Der Dämeritzsee erstreckt sich in seiner größten Ausdehnung von Nordosten nach Südwesten und gehört mit einer maximalen Tiefe von 5,7 m zu den flachen Gewässern (Tab. 1). Der Osten des Sees ist sehr schmal und flach, während sich im südlichen und mittleren Hauptteil zwei Bereiche mit den maximalen Tiefen befinden (Abb. 1). Im Süden ragt in den See eine Landzunge hinein, durch welche dieser eine Sichelform beschreibt.

Tab. 1: Topographie und Morphometrie des Dämeritzsees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{max} [m]	B _{max} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
2,74	1,03	5,7	2,7	1766	918	1,8	0,9	2,0*	0,01

*gemessen

1.1.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Mit Leitfähigkeiten um 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ kann das Wasser des Dämeritzsees als gut mineralisiert bezeichnet werden (Tab. 2). Die pH-Werte dieses Gewässers bewegten sich im schwach alkalischen Bereich und erreichten im Untersuchungsjahr 2000 einen Vegetationsmittelwert von 8,2. Die Transparenz des Dämeritzsees war insgesamt recht niedrig und schwankte zwischen 1996 und 2000 im Vegetationsmittel in einem Bereich von 1 m bis 1,2 m (Abb. 2). Im selben Zeitraum wurde für Gesamtphosphor ein Minimalwert von ca. 91 $\mu\text{g}/\text{l}$ sowie ein Maximalwert von ca. 123 $\mu\text{g}/\text{l}$ bestimmt. Die Chlorophyll a-Konzentrationen schwankten im Vegetationsmittel zwischen ca. 22 $\mu\text{g}/\text{l}$ und ca. 43 $\mu\text{g}/\text{l}$, ohne dabei - ebenso wie Gesamtphosphor - einen ableitbaren Trend zu beschreiben. Entsprechend ergab die Klassifikation des Trophiezustandes seit 1996 einen hoch eutrophen (e2) bis schwach polytrophen (p1) Status (LAWA 1998). Aus der Morphometrie ist für den ungeschichteten Dämeritzsee als potentiell natürlicher Trophiezustand schwache Eutrophie (e1) abzuleiten.

Tab. 2: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme $\text{TP}_{\text{Früh}}$: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Chl a [$\mu\text{g}/\text{l}$]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [$\mu\text{g}/\text{l}$]	$\text{TP}_{\text{Früh}}$ [$\mu\text{g}/\text{l}$]
8,2	705	36,74	1,1	1,39	113,8	112,3

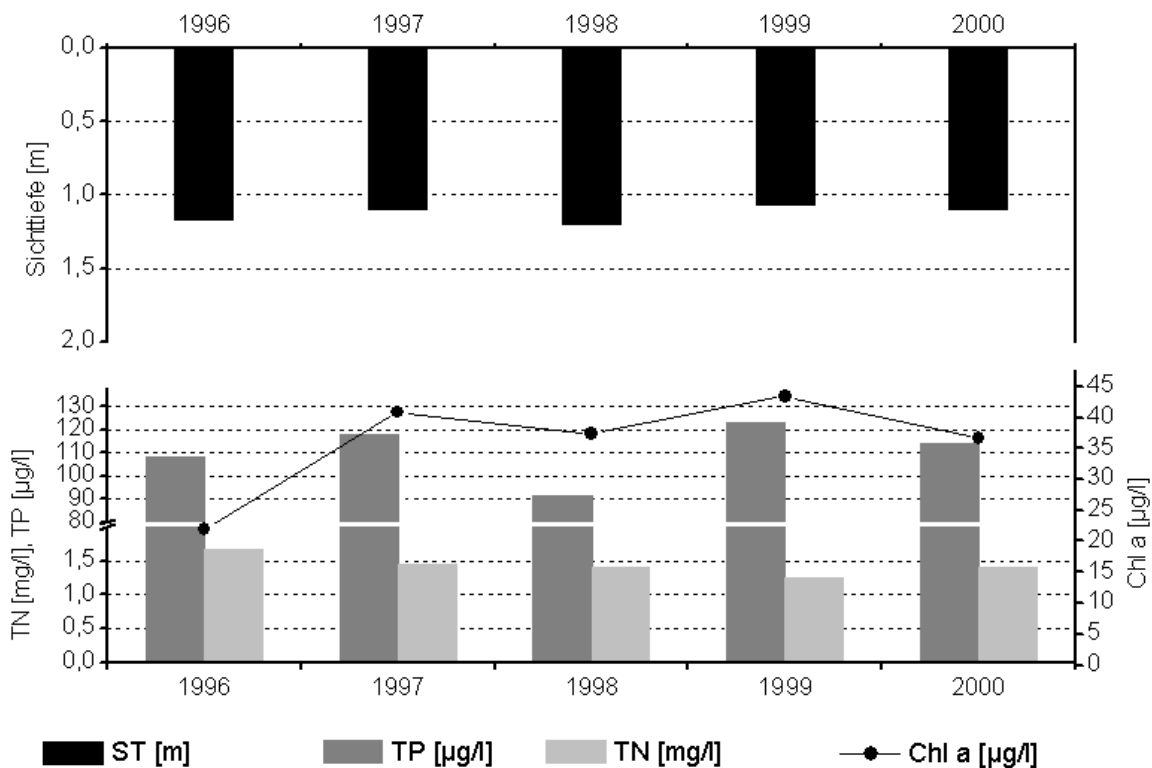


Abb. 2: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Dämeritzsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.1.4 Flora und Fauna

Das Phytoplanktonbild wurde in den Jahren 1999 und 2000 vor allem von centrischen Diatomeen unterschiedlicher Größenklassen (insgesamt 5 – 30 µm) beherrscht, die nicht nur im Winter und Frühjahr, sondern bis in den Sommer dominierten. Cyanobakterien traten jeweils ab August bis November/Dezember verstärkt durch *Planktothrix agardhii* in Erscheinung, diese Art bildete im September maximale Anteile am Gesamtbiovolumen von 62 % (im Jahr 1999) bzw. 53 % (im Jahr 2000). Neben den centrischen Diatomeen und Cyanobakterien war die ebenfalls centrische Diatomeenart *Aulacoseira granulata* zeitweilig dominant, so im September und November 1999 sowie im Juli und Oktober 2000. Chlorophyceen (nicht näher bestimmt) waren im gesamten Jahresverlauf stärker vertreten, wenngleich ihre Anteile am Gesamtbiovolumen nur in den Wintermonaten November bzw. Dezember 15 % überschritten. Als subdominante Vertreter des Phytoplanktons (Biovolumenanteile zwischen 5 % und 15 %) sind weiterhin *Cryptomonas* sp. (Cryptophyceae), *Fragilaria crotonensis*, *F. ulna* var. *acus* (Diatomeae), *Aphanizomenon flos-aquae*, *Pseudanabaena* sp. (Cyanobakterien) und die Chlorophyceenart *Pediastrum boryanum* zu nennen. *Anabaena sprioides* erreichte kurzzeitig im Juni 2000 einen Gesamtbiovolumenanteil von 27 %. In Hinsicht auf das Gesamt-Biovolumen des Phytoplanktons zeichneten sich jeweils zwei Peaks im Mai (10,5 mm³/l) und August 1999 (13,1 mm³/l) bzw. Mai und Juli 2000 (je 16,9 mm³/l) ab. Im Mai beider Jahre lag der Anteil centrischer Diatomeen bei 84,8 % bzw. 85,4 %, dabei waren im Jahr 1999 Größenklassen von insgesamt 5 – 20 µm vertreten, im Jahr 2000 überwog dagegen die Größenklasse 15 – 25 µm. Im August 1999 waren centrische Diatomeen aller unterschiedenen Größenklassen und *Planktothrix agardhii* die stärksten Biovolumenbildner und im Juli 2000 war *Aulacoseira granulata* mit einem Anteil von 45,3 % die dominante Art, daneben steuerten vor allem auch andere centrische Diatomeen zum Gesamtbiovolumen bei (Nixdorf & Mischke 2002).

1.1.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Dämeritzsee ist verhältnismäßig ruhig. Er wird von Wassersportlern zum Segeln und Surfen genutzt und von der Berufsschiffahrt befahren.

1.2 Groß-Glienicker See

1.2.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Groß-Glienicker See liegt im Südwesten Berlins. Durch seine Längsachse verlief die Grenze zur ehemaligen DDR und verläuft heute die Ländergrenze von Berlin und Brandenburg. Der Groß-Glienicker See ging aus einer subglazialen Rinne hervor, die sich während der Weichselkaltzeit bildete. Das Gewässer kennzeichnet ein kleines Einzugsgebiet und ein geringer Wasserzufluss aus dem Umland. Oft wurde der einzige natürliche oberirdische Zufluss im Norden des Sees trocken angetroffen. Das 16 km² große Einzugsgebiet besteht hauptsächlich aus Siedlungsfläche, landwirtschaftlicher Nutzfläche und Wald (Wolter 1994).

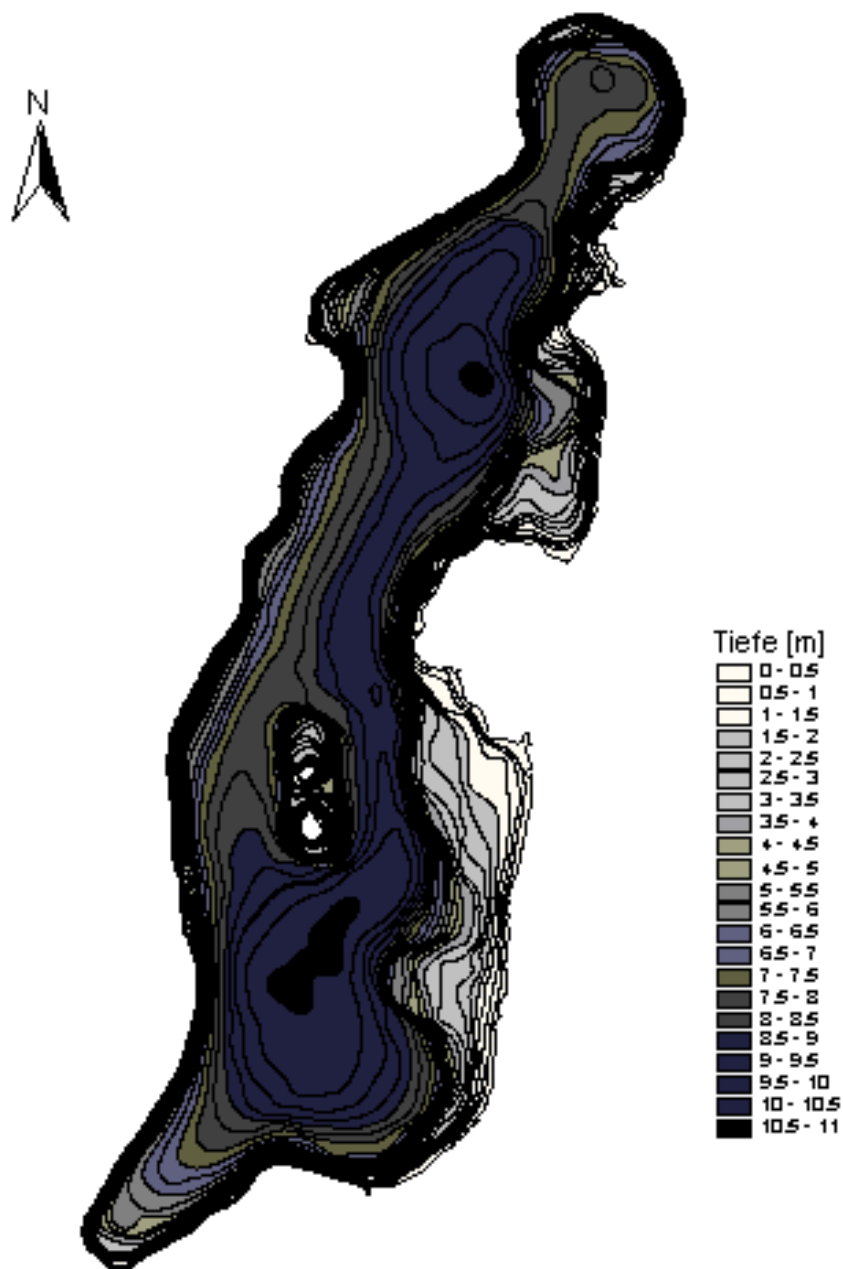


Abb. 3: Groß-Glienicker See (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.2.2 Topographie und Morphometrie

Die größte Ausdehnung des Sees verläuft von Norden nach Süden (Abb. 3). In der Mitte befindet sich eine Insel, an welche sich in nördlicher und südlicher Richtung die Bereiche mit der maximalen Tiefe von 11,3 m anschließen. Aufgrund seines Längen/Breitenverhältnisses von 1:4 gehört der See zu den sehr schmalen Gewässern (Tab. 3).

Tab. 3: Topographie und Morphometrie des Groß-Glienicker Sees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{max} [m]	B _{max} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
4,53	0,67	11,3	6,8	1512	504	1,9	1,9	2,0*	7,0

*gemessen

1.2.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Bei dem Groß-Glienicker See handelt es sich um einen dimiktischen See, dessen thermische Schichtung auch 1993 trotz der hypolimnischen Belüftung und damit verbundener Zwangszirkulation im Hypolimnion während des ganzen Sommers stabil blieb. Im Zuge der Zwangszirkulation verlagerte sich das Metalimnion jedoch nicht in tiefere Schichten, so dass die Grenze zwischen Meta- und Hypolimnion nicht wie in den Jahren zuvor bei 6 m Tiefe sondern bei 3,5 m Tiefe lag. 1993 wurde das Hypolimnion durch die Belüftungsmaßnahme nicht mehr anaerob, durch die weiterhin starken O₂-Zehrungsprozesse sank der O₂-Gehalt jedoch während des Sommers auf 4 mg/l. Im Epilimnion traten während der Produktionsmaxima der Algen immer noch Sauerstoffübersättigungen von bis zu 130 % auf.

Tab. 4: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,4	568	8,0	0,5	0,96	31,43	25,0

Die Bruttoprimärproduktion nahm im Vergleich zu 1990 um 61 % ab, die mittlere Tagesproduktionsrate ergab im Jahr 1993 4,3 g O₂/(m² d). Durch die Therapiemaßnahmen (siehe Kap. 1.2.5) wurde die Gesamtposphorkonzentration (TP) um 94 % gegenüber 1990 auf einen Wert von 34 µg/l gesenkt. Im Jahr 1993 betrug die maximale Konzentration an gelöstem Phosphor (SRP) nur noch 14 µg/l und diejenige des Gesamtstickstoffs (TN) 2 mg/l (Deneke & Mischke 1995). Nachfolgend sanken die Vegetationsmittelwerte beider Nährstoffe weiter auf minimale 16 µg TP/l bzw. 0,8 mg TN/l im Jahr 1998 (Abb. 4). Letztere bewegen sich seither relativ konstant unterhalb von 1 mg/l, während die Gesamtposphorkonzentrationen 1999 wieder auf > 40 µg/l anwuchsen und sich im Jahr 2000 auf dem Niveau von 1993 einpendelten. Die Sichttiefe entwickelt sich seit 1998 ebenfalls rückgängig und fiel bis zum Jahr 2000 um 0,15 m auf 0,5 m. Zusammen mit einer Chlorophyll a-Konzentration von 8 µg/l definieren die trophischen Parameter des Jahres 2000 (Tab. 4) den Groß-Glienicker See nach LAWA (1998) als insgesamt schwach eutroph (e1), wobei

Chlorophyll a- sowie Nährstoffkonzentration eher auf mäßig produktive Verhältnisse hinweisen. Hinsichtlich des morphometrischen Referenztrophiegrades ergibt sich für das Gewässer Mesotrophie.

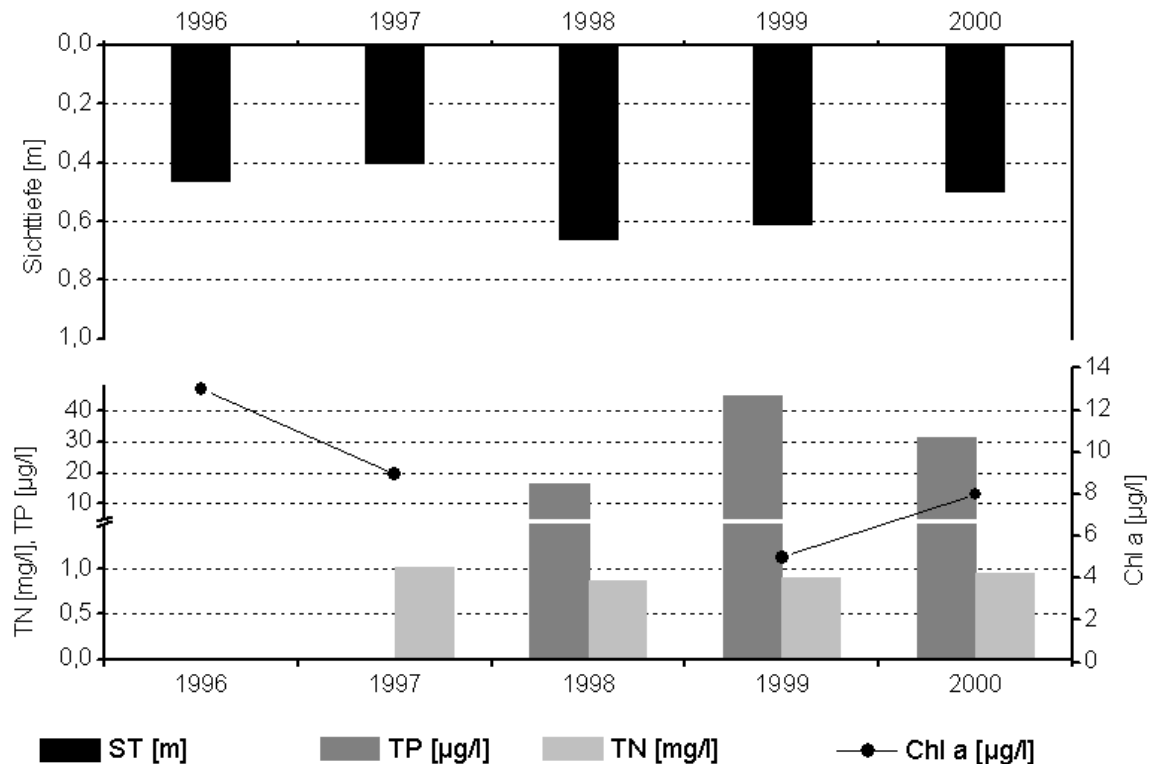


Abb. 4: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Groß-Glienicker See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.2.4 Flora und Fauna

Die Litoralzone des Groß-Glienicker Sees war bisher im Hinblick auf das Makrophytenvorkommen nur spärlich entwickelt, ein Schilfgürtel fehlte. Auch submerse Makrophyten konnten in der Vergangenheit kaum nachgewiesen werden (Wolter 1994).

Die geringe Verfügbarkeit an Phosphor führte 1993 zu einer Limitation des Algenwachstums. 1993 lag das Jahresmaximum des Phytoplanktonbiovolumens in 0-5 m Tiefe bei $5,5 \text{ cm}^3/\text{m}^3$. Die Zwangszirkulation im Hypolimnion verhinderte im Sommer 1993 die vertikale Einschichtung von Algen unterhalb der Sprungschicht, im Monatsmittel des Jahres entfiel jedoch ein Anteil von 33 % des Phytoplanktonbiovolumens auf Tiefen zwischen 6 m und 10 m. Als Folge der Seesanieung ging die Artenzahl innerhalb des Phytoplanktons um 25 % zurück, bei gleichzeitiger Verringerung der Dominanz einzelner Arten, so dass die Biomassediversität deutlich zunahm. 13 Phytoplanktonarten wurden 1993 als Neuerscheinung im See nachgewiesen. Gegenüber früheren Jahren gewannen 1993 die Desmidiaceae und Diatomeae an Bedeutung, wobei die Diatomeen durch die geringen Siliziumkonzentrationen im See limitiert wurden. Die Dinophyceae und Chlorophyceae wurden dagegen deutlich zurückgedrängt und die Cyanophyceae, die trotz des ehemals hypertrophen Zustand des Sees stets nur subdominant auftraten, waren nicht mehr nachweisbar. Von April bis Juni dominierten die Cryptophyceae mit den

Arten *Rhodomonas minuta* und *Cryptomonas erosa*, die zusammen zeitweilig einen Anteil von 72 % am Algenbiovolumen hatten. Die Dominanzen verschoben sich dabei im Mai zugunsten von *Cryptomonas* und im Juni zugunsten von *Rhodomonas*. Im April traten neben den Cryptophyceae die Chrysophyceen als subdominante Algenklasse auf, die schon im Mai von den Diatomeen mit *Diatoma ehrenbergii* abgelöst wurden. Anfang Juni bildete sich ein Klarwasserstadium aus. Im Anschluss kamen neben den Chlorophyceenarten *Eutetramorus fottii* und *Oocystis marssonii* auch Arten der Dinophyceae und Cryptophyceae auf, die dann gemeinsam mit den Desmidiaceae (vorwiegend *Closterium parvulum* var. *augustum*) und den Diatomeen (vorwiegend *Asterionella formosa*) Ende Juli das Sommeralgenmaximum bildeten. Der Spätherbstaspekt des Phytoplankton wurde durch die Dinophyceenarten *Ceratium rhomvoides* und *Ceratium hirundinella* geprägt, die zusammen 37 % des Gesamtbiovolumens bildeten. Subdominant waren im September *Willea wilhelmii* (Chlorophyceae), sowie *Fragilaria crotonensis* (Diatomeae), welche auch im Oktober mit 40 % bestandsbildend war, *Rhodomonas minuta* und *Cryptomonas erosa* (beide Cryptophyceae) vertreten (Deneke & Mischke 1995).

1993 lagen die beiden Hauptmaxima der Zooplanktonbiomasse mit 0,9 mg/l TG Mitte Juni und 0,5 mg/l TG Mitte Oktober, die Berechnung des Vegetationsmittelwertes ergab 0,5 mg/l TG. Die Anzahl der Rotatorien hatte sich 1993 auf 21 erhöht, das Rotatorienplankton galt aber weiterhin als wenig divers. Neben mehreren nur kurzzeitig auftretenden Arten bestimmten vor allen Dingen *Asplanchna priodonta*, *Brachionus angularis*, *Polyarthra* spp., *Keratella quadrata* und *Pompholyx sulcata* den Jahresverlauf. Im Gegensatz zu den Vorjahren dominierten die Rotatorien 1993 an zwei Terminen die Zooplanktonbiomasse und ihr Frühjahrsmaximum war ausgeprägter. Die Biomasse der cyclopoiden Copepoden wurde von *Mesocyclops leuckartii* und zum geringen Teil auch von *Thermocyclops crassus* bestimmt, während die Arten *Cyclops vicinus* und *Acanthocyclops robustus* in ihrer Bedeutung zurücktraten. Die calanoiden Copepoden waren ausschließlich durch *Eudiaptomus gracilis* vertreten, der auf die Biomasse bezogen neben *Daphnia* ganzjährig die bedeutendste Einzelart darstellte. Bei den Cladoceren stellten sich 1993 einige Veränderungen ein. Es kam zu einem Rückgang des Biomasseanteils von *Chydorus sphaericus* auf maximal 3 %, sowie von *Leptodora kindtii*, die Populationsentwicklung von *Eubosmina coregoni* beschränkte sich auf den Herbst, *Daphnia cucullata* trat als dominante Art an die Stelle von *Daphnia galeata* und *Diaphanosoma brachyurum* dominierte über *Diaphanosoma mongolianum* (Deneke & Mischke 1995).

Der Groß-Glienicker See gilt als typischer Plötzen (*Rutilus rutilus*)-See, welche zusammen mit Blei (*Abramis brama*) die planktivore Fischzönose bildet.

1.2.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Das Gewässer wurde vor 1990 intensiv als Badegewässer, von Anglern und Bootsfahrern genutzt. Der Uferbereich des Sees ist durch eine Anzahl von Stegen verbaut. Eine Hauptbelastungsquelle des Sees stellte in den 1980er Jahren die Einleitung von ungeklärten Abwässern einer NVA-Kaserne dar. Der langsame Wasseraustausch im See macht langfristig angelegte Sanierungskonzepte, mit denen 1992 begonnen wurde, dringend notwendig, da sich sonst selbst relativ geringe Belastungen mit Nährstoffen schnell akkumulieren können. Im Zuge der Therapiemaßnahmen wurde 1992 eine Anlage zur hypolimnischen Belüftung in Betrieb genommen und im Winter 1992/1993 eine Eisenbehandlung zur Reduktion des Phosphorgehaltes durch Festlegung in den Sedimenten. Der langfristige Erfolg

der erwähnten Therapiemaßnahmen im See steht wegen der langen Wasseraustauschzeit sowie kontinuierlicher, diffuser Nährstoffeinträge aus dem belasteten, oberflächlichen Grundwasser noch in Frage (Deneke & Mischke 1995).

1.3 Großer Müggelsee

1.3.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Große Müggelsee liegt im Bezirk Köpenick der Stadt Berlin im sogenannten Berliner Eisrandtal, das durch Ablagerungen der letzten 3 pleistozänen Kaltzeiten gebildet wird. Diese prägten die Berliner Region, welche sich zwischen dem Brandenburger und Frankfurter Stadium der ehemaligen Eisrandlage der Weichselkaltzeit befindet, geomorphologisch. Der See ist in sandige, glazifluviale Sedimente eingebettet. Diese Tatsache sowie die morphologische Gestaltung des Sees lassen eine Erosion des Seebettes durch eine Eiszunge von Ost nach West und einen anschließenden Erhalt der Form durch Toteis vermuten, das erst in der frühen postglazialen Periode geschmolzen ist (Driescher *et al.* 1993).

Das 7000 km² große Einzugsgebiet des Großen Müggelsees besteht zu 33 % aus Ackerland, zu 10 % aus Weideland, zu 38 % aus Wald und zu 19 % aus besiedelter Fläche (Driescher *et al.* 1993). Der Wasserstand des Sees wird seit dem 13. Jahrhundert durch das Wehr „Mühlendamm“ geregelt. Unter natürlichen Bedingungen würde Grundwasser in den See abfließen, jedoch geht seit der Entnahme von Grundwasser durch das Wasserwerk Friedrichshagen seit Beginn des 19. Jahrhunderts ein beträchtlicher Teil des Seewassers (bis zu 2 m³/s) durch Uferfiltration verloren. Der Müggelsee wird von der mehrfach stauregulierten Spree durchflossen, d.h. die Wasserquantität und -qualität wird vorwiegend durch die Spree (zwischen Dämeritzsee und Müggelsee auch Müggelspree genannt) und ihr Einzugsgebiet bestimmt, deren Zufluss im Langzeit-Mittel über 10 m³/s beträgt. Der Zufluss des nördlich einmündenden Fredersdorfer Fließes liegt dagegen bei nur 0,3 - 0,4 m³/s. Während trockener Sommermonate kann ein Rückfluss von Spreewasser am Seeauslass nicht ausgeschlossen werden. Dieses Spreewasser enthält gereinigtes Abwasser aus der Kläranlage Münchehofe (Driescher *et al.* 1993).

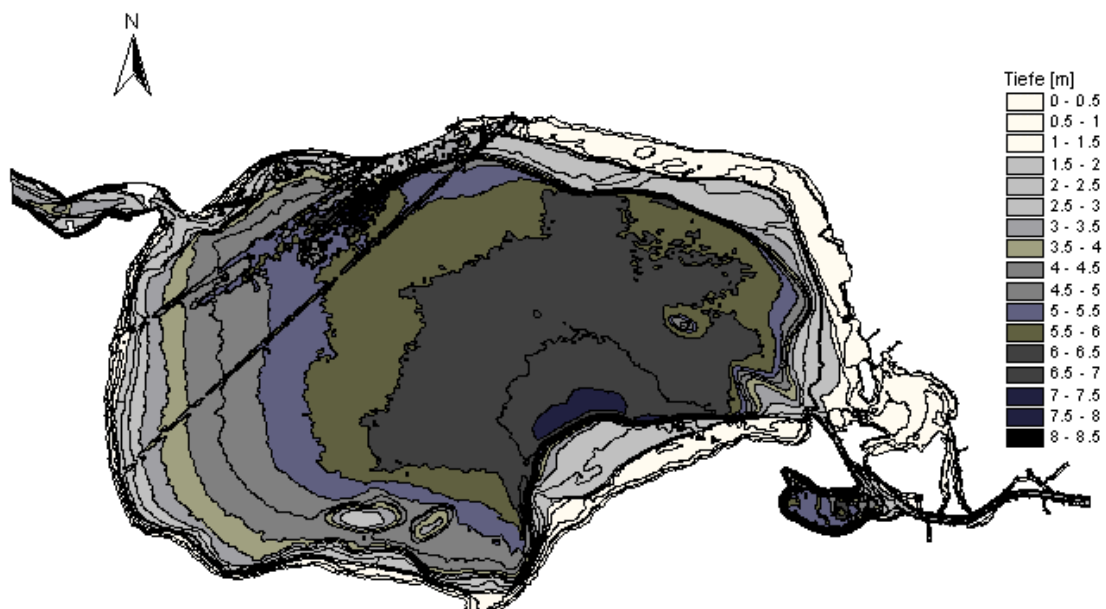


Abb. 5: Großer Müggelsee (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.3.2 Topographie und Morphometrie

Der See zeigt einen gleichmäßigen Uferverlauf mit einer östlich gelegenen Bucht, in die die Müggelspree mündet (Abb. 5). Das östliche Ufer fällt sehr steil zur Seemitte hin ab, das westliche Ufer dagegen sehr viel gemäßigter. Mit seiner Fläche von 770 ha ist er der größte See Berlins (Tab. 5).

Tab. 5: Topographie und Morphometrie des Großen Müggelsees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{max} [m]	B _{max} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
35,0	7,2	7,5	4,8	4336	2607	1,23	1,08	3,0*	0,16

*gemessen

1.3.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Große Müggelsee ist ein polymiktischer Flachsee mit zeitweiliger Stagnation in windarmen Erwärmungsperioden. Im Interstitialwasser der Oberflächenschicht des Sediments (bis 15 cm) wurden im Sommer/Spätsommer maximale Konzentrationen des SRP zwischen 5 und 10 mg/l vorgefunden, die zu Phosphor-Freisetzungsraten von mehr als 100 mg P/(m² d) führen können und damit die Belastung durch den Spreezufluss um ein Mehrfaches übersteigen. Die Netto-P-Freisetzung betrug von Mai-Oktober 1992 8,8 mg P/(m² d) und im gewogenen Jahresmittel 3,9 mg P/(m² d) (Kleeberg 1995). Zwischen April und Oktober 2001 wurden im Großen Müggelsee mittlere Gesamtphosphor- bzw. Chlorophyll a-Konzentrationen von 68 µg/l bzw. 16 µg/l gemessen (Tab. 6). Die Sichttiefe betrug durchschnittlich 1,7 m. Nach diesen Werten befand sich das ungeschichtete Gewässer im Jahr 2001 im Übergangsbereich zwischen einem hocheutrophen (e2) und einem schwacheutrophen (e1) Zustand (LAWA 1998). Hinsichtlich des morphometrischen Referenztrophiengrades ergibt sich für den Großen Müggelsee Mesotrophie (m).

Tab. 6: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2001). (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,1	718	15,9	1,7	1,16	68,4	60,7

Bezogen auf den Zeitraum 1996 bis 1999 zeigten die Vegetationsmittel der Parameter Chlorophyll a und Gesamtphosphor zwar erhebliche Schwankungsbreiten, beschrieben dabei allerdings keinen ableitbaren Trend (Abb. 6). Die Chlorophyll a-Konzentrationen bewegten sich in einem Größenbereich von ca. 18 µg/l bis 60 µg/l und für Gesamtphosphor wurde ein Minimalwert von ca. 74 µg/l sowie ein Maximalwert von ca. 188 µg/l ermittelt. Seit dem Jahr 2000 deutet sich für den Großen Müggelsee hingegen eine positive Entwicklung der Trophie an, was als erste Folgeerscheinung von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet der Spree und im Berliner Raum zu werten sein könnte. So fielen die Vegetationsmittel der Chlorophyll a-Konzentrationen zwischen 1999 und 2001 um ca. 170 %. Im gleichen Zeitraum gingen die Gesamtstickstoffwerte von 1,5 mg/l auf 1,16 mg/l zurück und die

Gesamtphosphorwerte nahmen um mehr als das 1,5-fache ab. Inwieweit diese Entwicklung von Dauer ist, müssen nachfolgende Messungen klären.

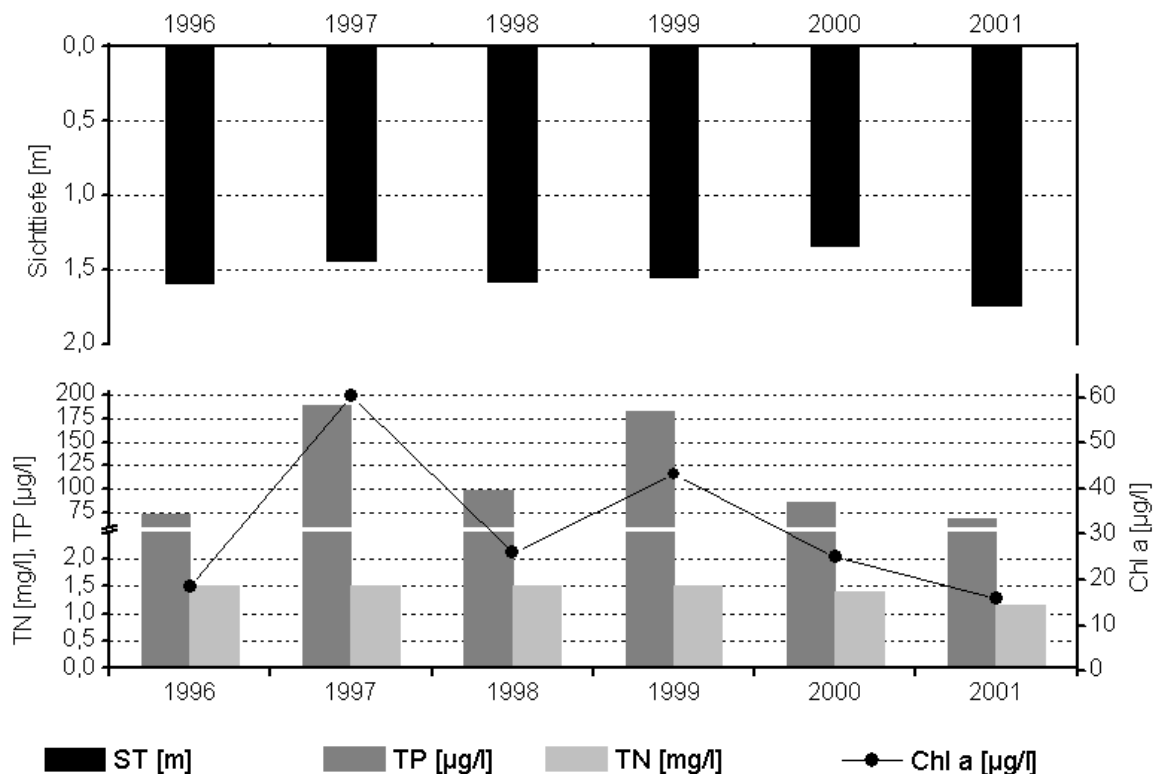


Abb. 6: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Müggelsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.3.4 Flora und Fauna

Die derzeitigen submersen Makrophytenbestände des Müggelsees werden vom Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*) dominiert, das in Form von Monokulturen oder gemeinsam mit *P. perfoliatus* und seltener mit *P. crispus* vorkommt. Vereinzelt treten *Nuphar lutea*, *Najas marina* und *P. friesii* auf. Insgesamt sind jedoch nur 3 % der Seefläche mit submersen Makrophyten besiedelt (Mehner *et al.* 1999). Als Vertreter der emersen Makrophyten ist *Phragmites australis* zu nennen, dessen Bestände in den Jahren 1969 – 1985 um 56 % zurückgegangen und stark geschädigt sind (Driescher *et al.* 1993).

Das Phytoplankton des Müggelsees wurde bisher von Cyanobakterien dominiert, die von April bis Oktober 35 % bis 66 % der gesamten Biomasse lieferten. Die beobachteten Cyanobakterienblüten ließen sich auf die Gattungen Aphanizomenon, Microcystis und Anabaena zurückführen, von denen *Aphanizomenon flos-aquae* im Zeitraum von 1981-1990 im Cyanobakterienregime vorherrschte, während *Microcystis aeruginosa* und Anabaena mit geringen Biomassen vertreten waren. Ausnahmen bildeten die Jahre 1988 und 1989, in denen während der Sommermonate *Planktothrix agardhii* mit Biovolumenkonzentrationen von bis zu 25,93 mm³/l die dominante Art darstellte. Für das Algenmaximum im Mai derselben Untersuchungsperiode war in der Regel *Limnothrix redekei* verantwortlich. Die Diatomeen, die im Frühjahr, Herbst und Winter im Phytoplankton vorherrschten, waren vor allem durch die Centrales vertreten, deren Anzahl und Biovolumen im See bis 1990

zunahm. Als wichtigste Vertreter der centriscen Diatomeen sind *Stephanodiscus neoastraea* und *Synedra spec.* zu nennen, die im Frühjahr aber auch Herbst/Winter maximale Abundanzen erreichten und mitunter Biovolumenkonzentrationen von $40,3 \text{ mm}^3/\text{l}$ ausbildeten. Sommerliche Diatomeenspitzenwerte wurden durch einzellige, centriscen Diatomeen und *Melosira spec.* verursacht. Weitere Algengruppen traten nur mit geringen Biovolumina in Erscheinung. Während Klarwasserstadien zeigten Cryptophyceen (*Cryptomonas spec.*) und Nanoplankton mit *Rhodomonas minuta* hohe Abundanzen (Nixdorf & Hoeg 1993). Im Zeitraum von 1990 bis 1994 haben die Cyanobakterienanteile an der Phytoplanktonbiomasse von 34 % auf 14 % abgenommen. Für die Diatomeen zeigt sich ein gegenläufiger Trend, die Anteile an der Phytoplanktonbiomasse stiegen von 53 % auf 61 %. Der Rückgang der Cyanobakterienpopulationen im Müggelsee wird auf die reduzierten P-Einträge zurückgeführt (Hoeg *et al.* 1996).

Innerhalb des Zooplanktons erreichten die Rotatorien mit *Keratella cochlearis* sowie Vertretern der Gattungen Synchaeta, Polyarthra und Pompholyx zwischen März und Mai maximale Häufigkeiten. Im Mai-Juni bildeten die Copepoden und Cladoceren ihre Abundanzmaxima aus. Unter den Copepoden dominierten im Frühjahr *Cyclops strenuus/abyssorum*, später *Mesocyclops leuckarti* und *Acanthocyclops robustus*, im Herbst auch Eudiaptomus (Driescher *et al.* 1993). Die Cladoceren wurden ab Mai/Juni von *Daphnia galeata* dominiert, daneben gehört *Eubosmina coregoni* zu den wichtigsten Filtrierern im See.

Ab 30 m bis 350 m Abstand vom Ufer treten organische H_2S -freie Sedimente im Großen Müggelsee auf, die eine reiche Zoobenthosbesiedlung aufweisen, welche mit steigender Produktivität des Sees dichter wurde. So erreichten die Chironomiden Siedlungsdichten von $520 \text{ Ind}/\text{m}^2$, die Tubificiden Dichten von $600 \text{ Ind}/\text{m}^2$. Es konnten über 30 Arten der Gastropoda und 20 Arten der Bivalvia nachgewiesen werden, von denen ein Großteil bestandsgefährdet ist.

Die häufigsten Fischarten im Müggelsee sind laut Driescher *et al.* (1993) Blei (*Abramis brama*), Plötze (*Rutilus rutilus*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), Zander (*Stizostedion lucioperca*), Rapfen (*Aspius rapax*), Stint (*Osmerus eperlanus*) und Aal (*Anguilla anguilla*).

1.3.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Seit 1990 wurde die externe Nährstofffracht durch Veränderungen im Einzugsgebiet wie Einsatz von phosphorfreien Waschmitteln, Rückgang der industriellen und landwirtschaftlichen Produktion sowie des Braunkohleabbaus und Verbesserung der Abwasserbehandlung reduziert. Es ergaben sich mittlere Frachten von $3,5 \pm 0,6 \text{ g P}/(\text{m}^2 \text{ a})$ und $70 \pm 23 \text{ g N}/(\text{m}^2 \text{ a})$ für die Jahre 1991 bis 1997 (Körner 2000). Durch Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet der Spree und im Berliner Raum soll der Große Müggelsee auf ein meso- bis schwach eutrophes Niveau gebracht werden. So sollte bis zum Jahr 2000 eine Erhöhung des Anschlussgrades kommunaler Kläranlagen auf 80 % erreicht werden und bis 2005 eine Nachrüstung aller Kläranlagen im Einzugsgebiet mit weitergehender Abwasserreinigung erfolgen. Zu den Maßnahmen im Berliner Raum gehören die schmutzwassertechnische Erschließung der Wohngebiete um den Müggelsee, veränderte Freizeitnutzungen, die Renaturierung des Spreeabschnittes zwischen Große Tränke und Hohenbinde, Röhrichschutzmaßnahmen und Teilentschlammungen der vorgelagerten Seen Kleiner Müggelsee und Dämeritzsee (Kleeberg 1995).

1.4 Großer Wannensee

1.4.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Große Wannensee befindet sich im Westen von Berlin und ist ein Teil der Havel. Im Norden des Bereiches des Großen Wannsees fließt die Havel von Nordosten nach Südwesten und bildet in Richtung Süden eine Ausbuchtung, den Großen Wannensee. Von diesem fließt im Süden das Wasser über den Griebnitzsee wieder in die Havel zurück.

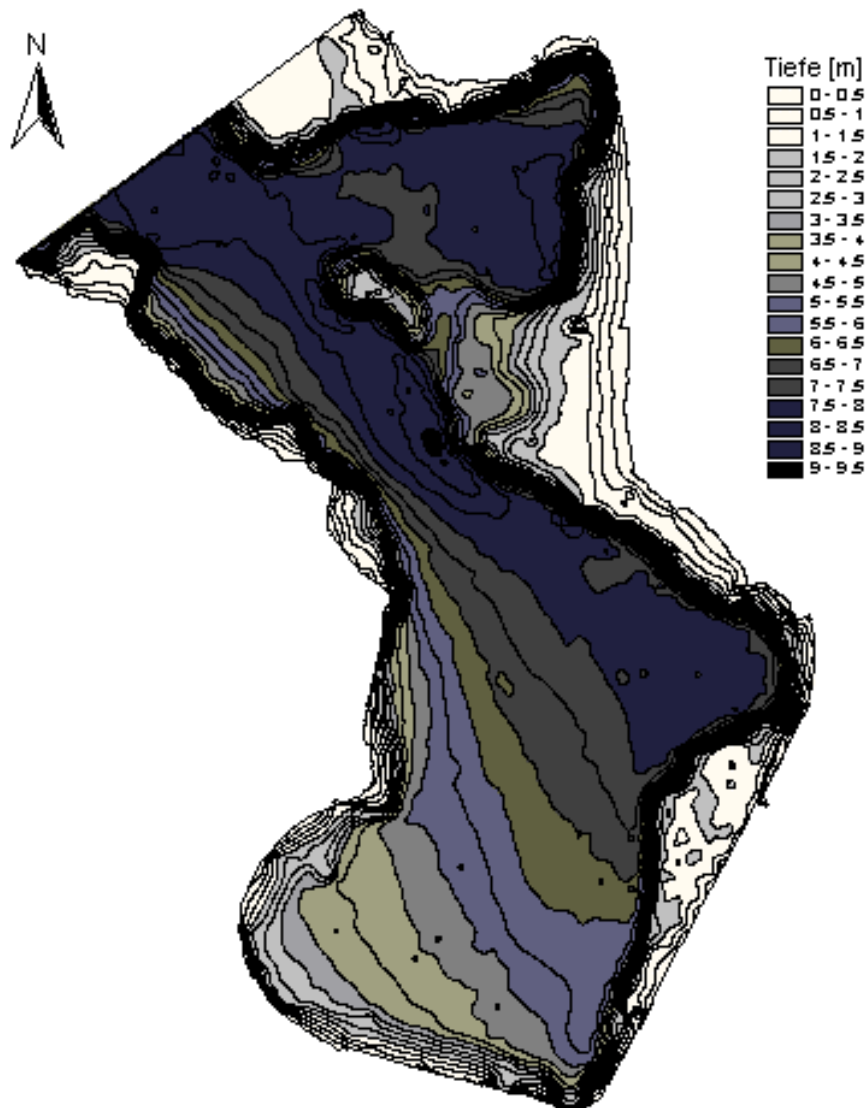


Abb. 7: Großer Wannensee (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.4.2 Topographie und Morphometrie

Der Große Wannensee erstreckt sich von Norden nach Süden (Abb. 7). Seine maximale Tiefe zieht sich ebenfalls entlang seiner Längsachse. In der Mitte verengt sich der See. Die Uferbereiche sind gering verzahnt, was sich in der kleinen Uferentwicklung von 1,3 widerspiegelt (Tab. 7).

Tab. 7: Topographie und Morphometrie des Großer Wannsees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{max} [m]	B _{max} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
15,42	2,82	9,8	5,5	2810	1570	1,3	1,4	3,0*	0,03

*gemessen

1.4.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Beim Großen Wannsee handelt es sich dem Tiefengradienten von < 1,5 zufolge um ein ungeschichtetes Gewässer. Die pH- bzw. Leitfähigkeitswerte des als schwach alkalisch und gut mineralisiert einzustufenden Sees schwankten im Jahr 2000 um Vegetationsmittelwerte von 8,6 bzw. 693 µS/cm (Tab. 8). Messungen der trophie-relevanten Parameter im entsprechenden Zeitraum ergaben Daten, die das Gewässer nach (LAWA 1998) als polytroph (p1) charakterisieren. So betrug die durchschnittliche Sichttiefe nur 0,7 m und erreichte damit rückblickend bis 1996 einen neuen Minimalwert. Hinsichtlich Gesamtphosphor nehmen die Konzentrationen seit 5 Jahren kontinuierlich zu (Abb. 8). Lag der Mittelwert der Vegetationsperiode von April bis Oktober 1996 noch bei 190 µg/l, wurden 2000 bereits 446 µg/l ermittelt. Die Gesamtstickstoffkonzentrationen gestalten sich dagegen eher regressiv, so dass Stickstoff im Großen Wannsee aktuell den limitierenden Faktor des Phytoplanktonwachstums darstellen könnte (Molar N:P < 7). Die jährlichen Vegetationsmittel des Parameters Chlorophyll a schwanken im Zeitraum 1996 bis 2000 tendenzlos zwischen minimalen 46 µg/l und maximalen 77 µg/l. Der Wert des Untersuchungsjahres 2000 betrug 64,8 µg/l.

Tab. 8: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP _{Früh} [µg/l]
8,6	693	64,8	0,7	2,02	446,2	79,8

Für den Großen Wannsee ergibt sich als morphometrischer Referenztrophiegrad Mesotrophie. Dieser gilt als Anhaltspunkt für den natürlichen Trophiegrad des Gewässers (LAWA 1998).

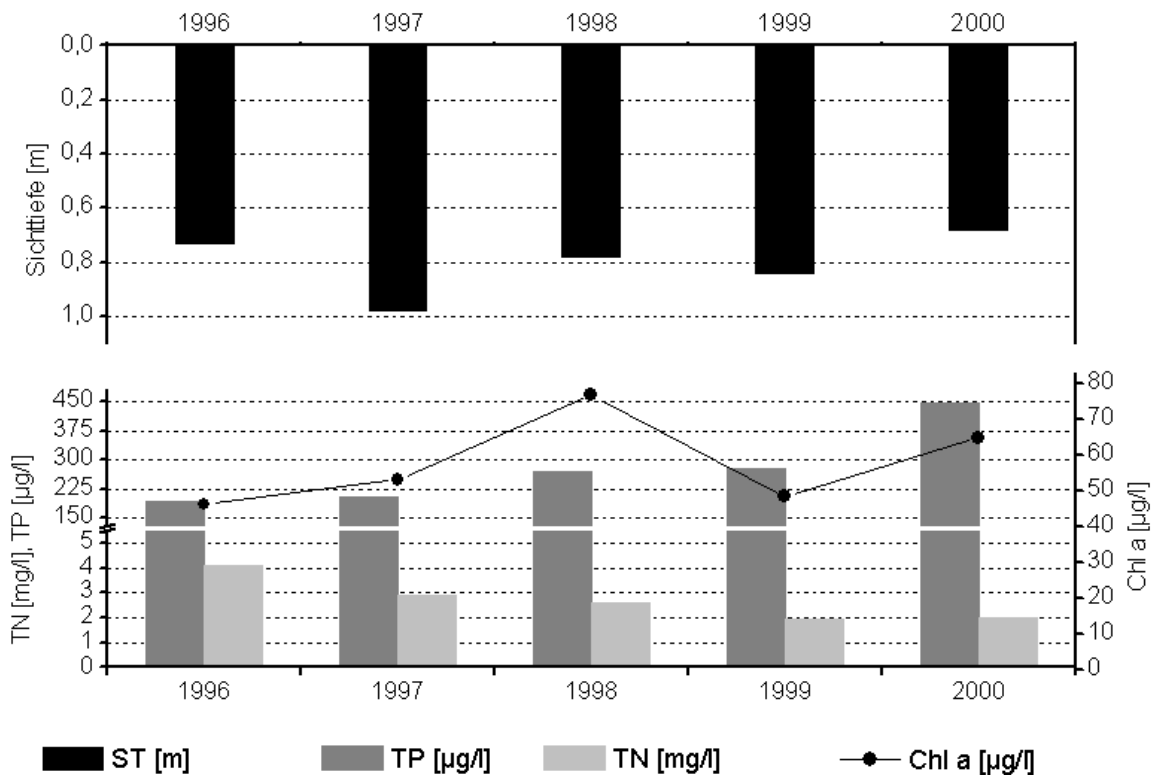


Abb. 8: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Wannsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.4.4 Flora und Fauna

Das Phytoplanktonbild wurde in den Jahren 1999 und 2000 von centrischen Diatomeen und Cyanobakterien beherrscht, zeitweilig waren auch Cryptophyceen (*Cryptomonas* sp.) dominant, so z.B. im Juni 1999, als der Anteil dieser Art am zu dieser Zeit geringen Gesamtbiovolumen von $4,0 \text{ mm}^3/\text{l}$ bei 59 % lag. Das Jahresmaximum des Phytoplanktonbiovolumens ergab $49,1 \text{ mm}^3/\text{l}$ im April 1999 bzw. $41,8 \text{ mm}^3/\text{l}$ im März 2000. Auch in den Sommermonaten waren die Gesamtbiovolumina des Phytoplanktons mit maximal $38,9 \text{ mm}^3/\text{l}$ im September 1999 und maximal $30,0 \text{ mm}^3/\text{l}$ im Juli 2000 sehr hoch. Die Zusammensetzung des Phytoplanktons war im Vergleich beider Jahresverläufe recht ähnlich, saisonal ergaben sich folgende Unterschiede: Der Frühjahrsaspekt wurde von centrischen Diatomeen (unterschiedliche Größenklassen, insgesamt $15 - 40 \mu\text{m}$) mit Biovolumenanteilen an der Frühjahrsalgenblüte von $52,2 \text{ mm}^3/\text{l}$ (1999) bzw. $72,5 \text{ mm}^3/\text{l}$ (2000) bestimmt. Diese waren auch im gesamten weiteren Jahresverlauf 1999 dominante Phytoplanktonvertreter (Gesamtbiovolumenanteil über 15 %) und maßgeblich an der Sommerblüte beteiligt, im Jahr 2000 waren sie in den Monaten Juli - November allerdings nur subdominant vertreten. Die ebenfalls zu den Centrales gehörende Diatomeenart *Aulacoseira granulata* trat im Februar, Mai, September und November 1999 sowie von Juni bis Oktober des Jahres 2000 dominant in Erscheinung. *Diatoma elongatum* trat neben den centrischen Diatomeen verstärkt im Mai 1999, häufiger jedoch subdominant auf. Von den Cyanobakterien dominierte die Art *Planktothrix agardhii* im Juli 1999 und von Oktober bis Januar des Jahres 2000 zusammen mit

centrischen Diatomeen das Phytoplankton. Die Cyanobakterienart *Microcystis wesenbergii* bildete im Jahr 1999 nur im August Biovolumenanteile von knapp > 15 % aus. Im Mai 2000 leiteten die Cyanobakterien *Aphanizomenon flos-aquae* und *Planktothrix agardhii* mit Biovolumenanteilen von je ca. 30 % frühzeitig die Sommerblüte ein, an der nachfolgend (Juni – Oktober) *Aulacoseira granulata*, *Microcystis wesenbergii* und *Planktothrix agardhii* beteiligt waren. Das Gesamtbiovolumen ging von knapp 30 mm³/l im August auf 19,04 mm³/l im September und 2,25 mm³/l im Oktober 2000 zurück (vergleichbar mit den Dezemberdaten des Vorjahres). Im Oktober dominierte neben *Planktothrix agardhii* auch *Aphanizomenon flos-aquae*, der Winteraspekt 2000 wurde dann wiederum von *Planktothrix agardhii* und centrischen Diatomeen bestimmt.

1.4.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Große Wannsee unterliegt u.a. einer wassersportlichen Nutzung, der Freizeitschiffahrt und wird als Badegewässer genutzt.

1.5 Seddinsee

1.5.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Seddinsee befindet sich im Südosten von Berlin. Er stellt einen Flusssee dar, dessen Zulauf im Nordosten über einen Kanal mit dem Dämeritzsee verbunden ist. Im Süden mündet der See direkt in die Dahme.

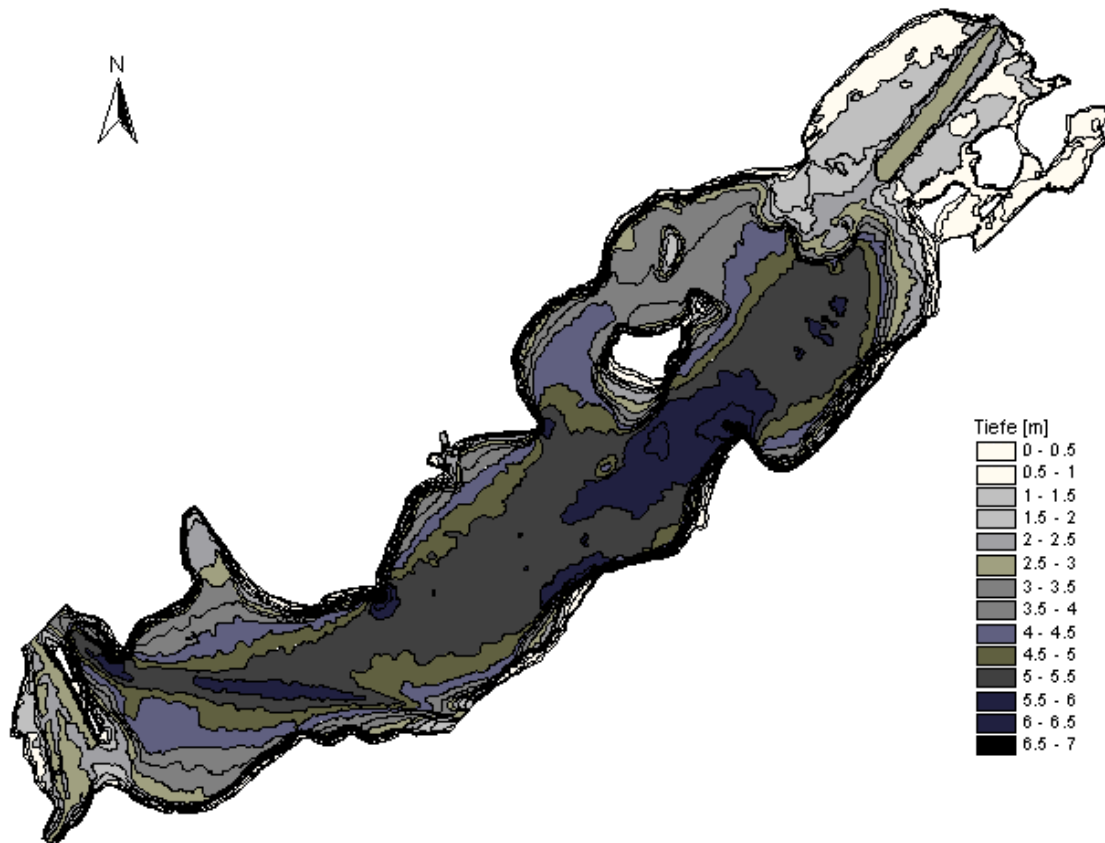


Abb. 9: Seddinsee (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.5.2 Topographie und Morphometrie

Der Seddinsee erstreckt sich in seiner größten Längsausdehnung von Nordosten nach Südwesten (Abb. 9). Das Gewässer ist sehr schmal (Tab. 9). Im nördlichen Bereich befinden sich einige Inseln.

Tab. 9: Topographie und Morphometrie des Seddinsees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{max} [m]	B _{max} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
11,04	2,81	7,5	3,9	3426	1020	2,6	1,0	2,0*	0,03

*gemessen

1.5.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Die Leitfähigkeit des polymiktischen Seddinsees lag im Untersuchungsjahr 2000 mit durchschnittlich 681 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in einem Bereich, wie er für die großen Berliner Seen typisch ist (Tab. 10). Der pH-Vegetationsmittelwert desselben Jahres betrug 8,4 und entspricht damit schwach alkalischen Verhältnissen. Hinsichtlich der trophischen Entwicklung des Gewässers deuten die Vegetationsmittel der drei kennzeichnenden Parameter, bezogen auf den Zeitraum 1996 bis 2000, auf eine kontinuierliche Erhöhung hin (Abb. 10). Die Sichttiefe unterschritt im Jahr 2000 mit 0,8 m erstmals die 1 m Marke und die Chlorophyll a-Konzentrationen stiegen um ca. 20 $\mu\text{g}/\text{l}$ auf 51 $\mu\text{g}/\text{l}$. Eine stetig zunehmende Wertentwicklung war innerhalb dieser 4 Jahre auch für Gesamtphosphor zu beobachten, dessen Konzentrationen gar um 143 % anwuchsen. Die Klassifikation des Trophiezustandes ergab nach LAWA (1998) für das Jahr 2000 beim Seddinsee einen polytrophen (p1) Status. Damit liegt das Gewässer aktuell 2 Stufen über seinem morphometrischer Referenztrophiegrad.

Tab. 10: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Chl a [$\mu\text{g}/\text{l}$]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [$\mu\text{g}/\text{l}$]	TP _{Früh} [$\mu\text{g}/\text{l}$]
8,4	681	50,9	0,8	1,56	169,4	85,3

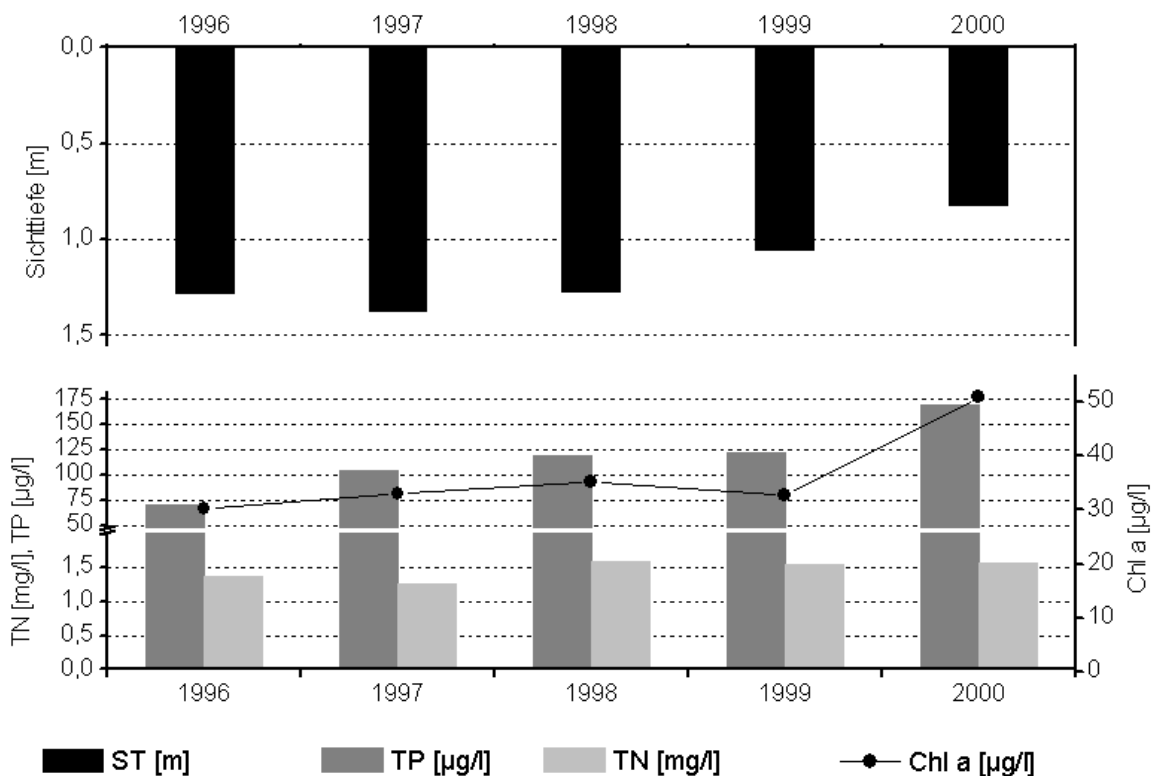


Abb. 10: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Seddinsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.5.4 Flora und Fauna

Das Phytoplanktonbild wurde in den Jahren 1999 und 2000 von centrischen Diatomeen und Cyanobakterien beherrscht, kurzzeitig traten auch Cryptophyceen (*Cryptomonas sp.*) und Chlorophyceen (*Pediastrum duplex*, *Pediastrum boryanum*) dominant in Erscheinung (Anteile am Gesamtbiovolumen $\geq 15\%$). Unter den Diatomeen sind die Arten *Aulacoseira granulata*, *Diatoma elongatum* und *Fragilaria crotonensis* neben weiteren centrischen Diatomeen unterschiedlicher Größenklassen (insgesamt 5 – 30 μm) von Bedeutung. Das Jahresmaximum des Phytoplanktonbiovolumens von 24,6 mm^3/l wurde im Jahr 1999 Ende August gemessen und durch *Planktothrix agardhii* verursacht, im Mai bildeten vor allem centrische Diatomeen große Biovolumina bei einem Gesamtbiovolumen von 13,7 mm^3/l aus. Im Jahr 2000 lag das maximale Gesamtbiovolumen von 19,8 mm^3/l im April, ausgelöst durch centrische Diatomeen, ein ähnlich hoher, zweiter Peak von 18,9 mm^3/l ergab sich im Juli desselben Jahres durch die Zunahme von Cyanobakterien, in diesem Fall von *Planktothrix agardhii* und *Aphanizomenon flos-aquae*. Im Jahr 1999 beherrschten centrische Diatomeen bis in den Juli hinein das Phytoplankton, daneben kamen auch Chlorophyceen und *Cryptomonas sp.* vor. Erst Ende Juli traten verstärkt die Cyanobakterienarten *Aphanizomenon flos-aquae* und *Planktothrix agardhii* neben *Fragilaria crotonensis* und *Aulacoseira granulata* auf, Ende August und im September zeigte *Planktothrix agardhii* dann eine Massenenwicklung. Im Jahr 2000 bestimmten schon ab Mai Cyanobakterien wie *Pseudanabaena spp.*, *Aphanizomenon flos-aquae* und *Planktothrix agardhii* neben centrischen Diatomeen die Phytoplanktonzusammensetzung. Dabei waren *Planktothrix agardhii* von Mai bis Anfang November, *Pseudanabaena spp.* im Mai und *Aphanizomenon flos-aquae* im Juni und Juli dominant vertreten. Den Winteraspekt bestimmten bei relativ geringen Gesamtbiovolumina vor allem centrische Diatomeen.

1.5.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Einige Uferbereiche stehen unter Naturschutz. Das Gewässer unterliegt der Freizeitnutzung und wird zum Paddeln, Segeln und Surfen genutzt.

1.6 Tegeler See

1.6.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Tegeler See liegt am nordwestlichen Stadtrand von Berlin im Warschau-Berliner-Urstromtal, das sich zwischen den weichseleiszeitlichen Moränen des Brandenburger Stadiums und der Frankfurter Staffel erstreckt. Das Seebecken ist in die Talsande der Urstromtalung eingetieft. Im Westen und Nordwesten reichen spätglaziale Flugsande bis an das Seeufer. Im Bereich der Einmündung des Tegeler Fließes bilden nacheiszeitliche vorwiegend organische Sedimente das Seeufer. Der See kann als seenartige Ausbuchtung der Oberhavel beschrieben werden, geologisch gesehen ist er ein eiszeitlicher Rinnensee. Die Ufer sind vom Wald und dem Stadtteil Tegel umgeben. Das direkte Einzugsgebiet des Sees befindet sich nordöstlich im Bereich der Barnimer Hochfläche. Die wichtigsten Zuflüsse erfolgen durch die Oberhavel selbst und insbesondere durch den Nordgraben und das Tegeler Fließ. Das Einzugsgebiet des Hauptvorfluters Tegeler Fließ umfasst 124 km², das des Hauptvorfluters Nordgraben 27 km² (LAWA 1985). Die Entwässerung erfolgt über die Havel zur Elbe hin.

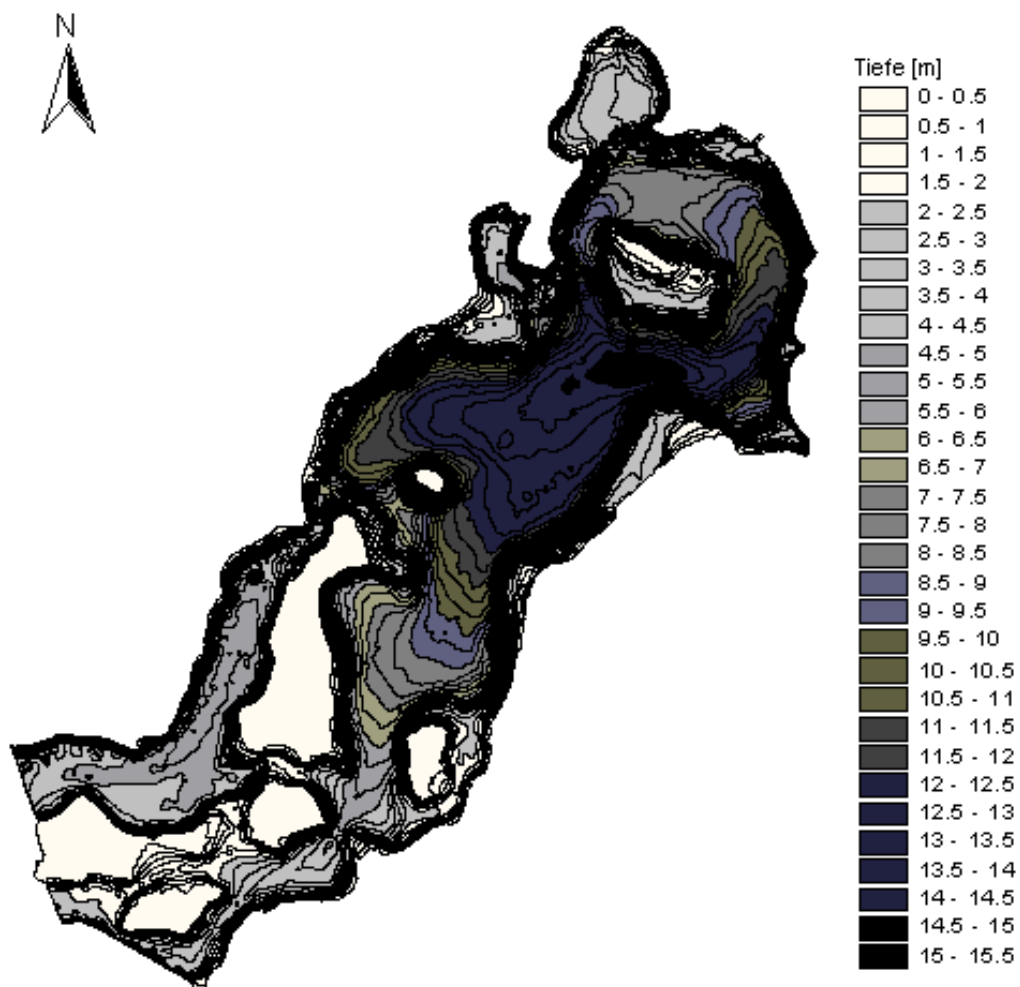


Abb. 11: Tegeler See (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.6.2 Topographie und Morphometrie

Der Tegeler See gehört zu den größten Seen in Berlin. Im nördlichen und südlichen Bereich befinden sich mehrere Inseln (Abb. 11). Der tiefste Punkt liegt fast mittig des Sees. Seine maximale Längenausdehnung verläuft von Nordosten nach Südwesten und beträgt 2810 m (Tab. 11).

Tab. 11: Topographie und Morphometrie des Tegeler Sees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{max} [m]	B _{max} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
15,42	2,82	9,8	5,5	2810	1570	1,3	1,4	3,0*	0,03

*gemessen

1.6.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

In der Regel bildet sich im Sommer eine stabile thermische Schichtung aus. Im Zuge der Belüftungsmaßnahmen (s. Kap.1.1.1.5) im Tegeler See wurde diese jedoch zeitweilig verhindert oder gestört. So war die Schichtung beispielsweise in den Jahren 1989 und 1992 stabil, 1990 jedoch weniger stabil und 1991 nur von kurzer Dauer (Chorus & Klein 1993). Die seit 1995 erfolgende Tiefenbelüftung zeigt keine Auswirkungen mehr auf die thermische Schichtung. In den 1990er Jahren kam es laut Berichten des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (Umweltbundesamt) für die Jahre 1993 – 1999 trotz Belüftungsmaßnahmen in den Sommermonaten zu einer Erschöpfung der Sauerstoffvorräte im Hypolimnion. Langjährige, übermäßige Belastung mit Nährstoffen, v.a. Phosphaten hatten den See in der Vergangenheit in einen hypertrophen Zustand versetzt. So lagen die durchschnittlichen Gesamtphosphorkonzentrationen vor 1985 noch bei 800 µg/l. In den Jahren 1989 – 1993 (nach Inbetriebnahme einer Phosphateliminierungsanlage am Seezulauf, s. Kap.1.6.5) schwankten die Jahresmittelwerte dagegen nur noch zwischen 56 µg TP/l und 131 µg TP/l (Chorus 1995). Auffallend waren allerdings die im Sommer auftretenden, hohen Phosphor-Konzentrationen, die vor allem aus der internen Belastung des Sees herrührten und deren Freisetzung durch erhöhte Temperaturen über dem Seegrund infolge der Belüftungsmaßnahmen vermutlich noch erhöht wurde. Zudem wurde durch diese forcierte Umwälzung des Sees ein Transport der Nährstoffe ins Epilimnion begünstigt (Chorus & Klein 1993). In den Jahren 1994 - 1996 wurde infolge des Ausbleibens reduzierender Bedingungen im Hypolimnion (durch erhöhte Nitratzufuhr) keine merkliche Phosphatfreisetzung aus den Sedimenten nachgewiesen, im Epilimnion fielen die Gesamtphosphorkonzentrationen 1996 erstmalig auch während der Sommermonate unter 33 µg/l (Chorus 1997). 1997 kam es hingegen wieder zu einer Trendumkehr, bei der die hypolimnischen Gesamtphosphorkonzentrationen Werte > 1000 µg/l erreichten und die epilimnischen Konzentrationen bei 50 µg/l lagen (Chorus *et al.* 1999). Die Vegetationsmittelwerte der Gesamtphosphorkonzentrationen zeigten einen Anstieg von ca. 40 µg/l im Jahr 1998 auf über 80 µg/l im Jahr 2000 (Abb. 12). Auch in Hinsicht auf die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen zeigte sich in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre eine Verschlechterung, diese verdoppelten sich ausgehend von ca. 10 µg/l im Jahr 1996 auf ca. 20 µg/l im Jahr 2000. Die Sichttiefe des Sees nahm zunächst von 1,2 m im Jahr 1984 auf 2,4 m im Jahr 1994 zu, zeigte im Zeitraum 1997 – 2000 in Übereinstimmung mit den Chlorophyll a-Konzentrationen jedoch wieder einen leichten Rückgang auf Werte zwischen 1,5 m und 2,1 m. Die

Gesamtstickstoffkonzentrationen blieben dagegen in den letzten Jahren relativ unverändert. Die aktuelle Trophiebewertung nach LAWA-Richtlinie (1998) ergibt einen eutrophen (e1) Ist-Zustand (Tab. 12). Der trophische Referenzzustand, ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient, weist den geschichteten Tegeler See nach (LAWA 1998) als natürlicherweise mesotroph (m) aus.

Tab. 12: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000, (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Chl a [$\mu\text{g}/\text{l}$]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [$\mu\text{g}/\text{l}$]	TP _{Früh} [$\mu\text{g}/\text{l}$]
8,1	728	20,9	2,1	4,67	92,2	167,5

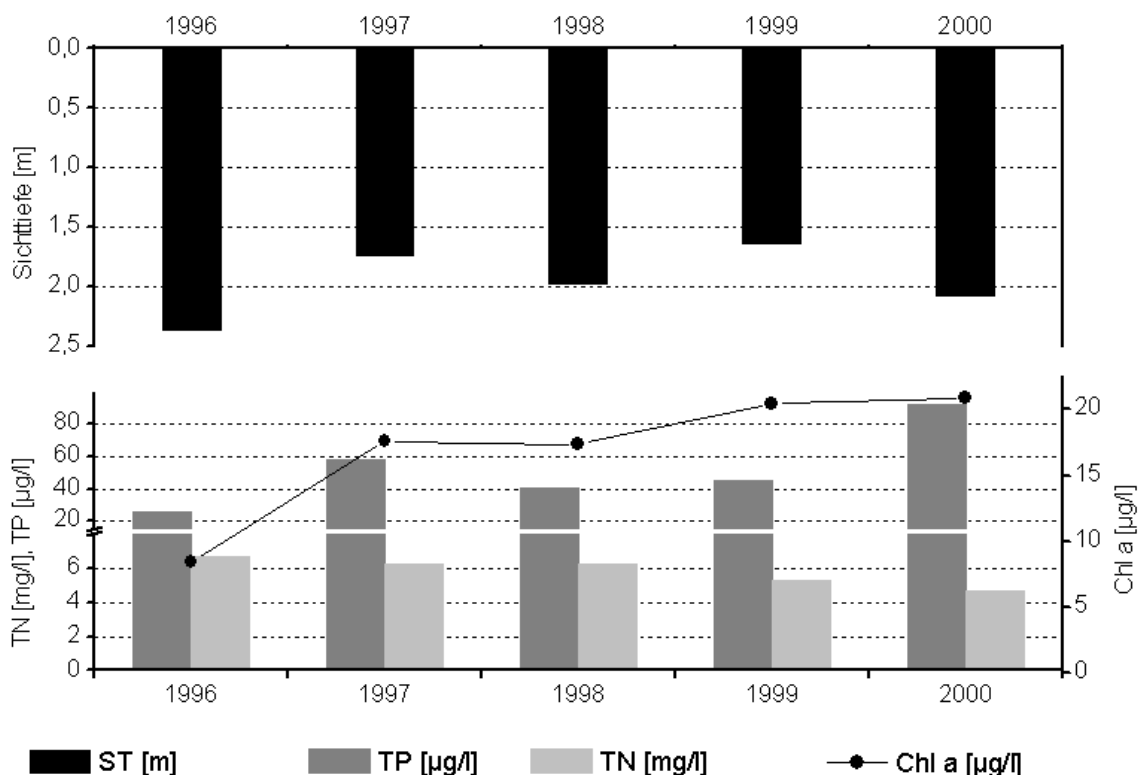


Abb. 12: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Tegeler See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.6.4 Flora und Fauna

Seit dem Jahr 1950 sind die ehemals sehr ausgedehnten Röhrichtbestände bis auf Reste verschwunden. Gleiches gilt für die Unterwasserpflanzen.

Als Folge der ehemaligen, starken Eutrophierung in den 1970er und 1980er Jahren zeigte das Phytoplankton in der Vergangenheit eine enorme Entwicklung. Regelmäßige Algenblüten wurden durch die Cyanobakteriengattung *Microcystis* ver-

ursacht, die durch die Massenentwicklungen der Cyanobakterien bedingten sommerlichen Maxima der Chlorophyll a-Konzentrationen schwankten bis 1987 zwischen 100 µg/l und 230 µg/l. Derartige Chlorophyll a-Spitzenkonzentrationen wurden seit 1988, also 3 Jahre nach Inbetriebnahme der Phosphateliminierungsanlage (s. Kap.1.6.5) und Senkung der Gesamtphosphorkonzentrationen auf ca. 60 µg/l (s. Kap.1.6.3) nicht mehr durch Cyanobakterien verursacht (Chorus 1995). Während die Algenzusammensetzung in Folge der Seerestaurierung zunächst keine deutliche Veränderung zeigte, wurde die Dominanz einzelner Arten deutlich durch Änderungen in der Schichtungsstabilität beeinflusst, die wiederum von dem Betrieb der Belüftungsanlagen abhing. So waren in Zeiten geringer thermischer Schichtung weiterhin *Microcystis* spp. und *Aphanizomenon flos-aquae* dominant, bei stabiler Schichtung wurden die Cyanobakterien dagegen zeitweilig durch Dinoflagellaten der Gattung *Ceratium* ersetzt (Chorus & Klein 1993), die noch 1992 Chlorophyll a-Spitzen von ca. 200 µg/l auslöste. Das Frühjahrsalgenmaximum wurde stets durch Diatomeen gebildet. In den Jahren 1999 und 2000 wurde das Phytoplanktonbild weitgehend von der centrischen Diatomeenart *Aulacoseira granulata* sowie weiteren, centrischen Diatomeen unterschiedlicher Größenklassen (insgesamt 5 – 30 µm), Chlorophyceen (nicht näher bestimmt) und Cryptophyceen (*Cryptomonas* sp.) beherrscht. Während das Gesamtbiovolumen im Jahr 1999 von März bis Ende Mai meist < 1 mm³/l betrug und als wesentliche Biovolumenbildner die Cyanobakterienart *Limnothrix redekei*, Chlorophyceen, *Cryptomonas* sp. (Cryptophyceae), die pennate Diatomeenart *Fragilaria ulna* var. *acus* und centrische Diatomeen zu nennen sind, kam es im März 2000 zur Ausbildung des Jahresmaximums von 12,6 mm³/l, verursacht durch centrische Diatomeen der Größen 15 – 30 µm. Im Mai 2000 dominierte zunächst *Cryptomonas* sp. zusammen mit centrischen Diatomeen und Chlorophyceen, im Anschluss zeigte *Aulacoseira granulata* eine starke Entwicklung, so dass sie mit 89,4 % am Gesamtbiovolumen von 11,2 mm³/l (2. Jahrespeak) beteiligt war. Der Sommer- und Herbstaspekt beider Jahre unterschieden sich deutlich in dem Vorkommen dominanter Arten/Klassen (Biovolumenanteile ≥ 15 %). Im Juni 1999 waren die dominanten Arten in zeitlicher Abfolge *Asterionella formosa*, gefolgt von *Aulacoseira granulata* und *Fragilaria crotonensis* (Diatomeen), abgelöst durch Chlorophyceen (nicht näher bestimmt), *Dinobryon divergens* (Chrysophyceae) und nicht näher bestimmte centrische Diatomeen. Im Juli hatten zunächst *Anabaena spiroides* und *Cryptomonas* sp. Anteile von 21,2 % bzw. 51 % am Gesamtbiovolumen von 4,5 mm³/l, dann folgte *Aulacoseira granulata* mit einem Anteil von 61 % bei einem Gesamtbiovolumen von 2,6 mm³/l. Im August 1999 erlangte die Cyanobakterienart *Microcystis wesenbergii* kurzzeitig einen maximalen Anteil von 42,2 % am Gesamtbiovolumen von 15,7 mm³/l. Mitverursacher dieses Jahresmaximums waren zugleich Chlorophyceen und *Aulacoseira granulata*, die dann auch den Winteraspekt dominierten. Im Juni 2000 wurde das Phytoplankton dagegen durch *Dinobryon divergens* und *Diatoma elongatum* sowie *Cryptomonas* sp. bestimmt, im Juli dominierten *Aulacoseira granulata*, die Cyanobakterienart *Pseudanabaena* spp. und der Dinoflagellat *Peridinium* spp., im August war *Planktothrix agardhii* neben *Peridinium* spp. und *A. granulata* dominierend. Das Phytoplanktonbiovolumen zeigte gleichzeitig einen 3. Jahrespeak mit 8,4 mm³/l. Im September 2000 entfielen die wesentlichen Biovolumenanteile auf *M. wesenbergii*, *A. granulata* und Chlorophyceen, im Oktober war *Cryptomonas* sp. mit 76,9 % am Gesamtbiovolumen (2,5 mm³/l) beteiligt, außerdem ist *Chlamydomonas* sp. (Chlamydomophyceae) hier als dominante Art zu nennen. Cyanobakterien waren also in beiden Jahren nur kurzzeitig dominant und zeigten im Vergleich zu Vorjahren eine größere Diversität in ihrer Zusammensetzung (laut UBA-Rohdaten).

Die Fischfauna besteht vorwiegend aus Cypriniden. Aal (*Anguilla anguilla*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*) werden eingesetzt (LAWA 1985).

1.6.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Ausgedehnte Freizeitanlagen und Häfen haben zu erheblichem Uferabbau geführt. Dies gilt z.T. auch für die Inseln im Tegeler See. Das Gewässer ist durch die vielfältigen Nutzungsmöglichkeiten, wie Erholung, Uferfiltration und künstliche Grundwasseranreicherung über Versickerungsbecken für die Trinkwasserversorgung, Schiffsverkehr sowie Berufs- und Sportfischerei geprägt.

Bis zum Jahr 1985 gelangten die im Bereich von Berlin (West) etwa nördlich der Spree anfallenden Abwasser auf die im Nordosten oder außerhalb der Stadt gelegenen Rieselfelder Schönerlinde, Blankenfelde, Buch und Hobrechtsfelde. Das Rücklaufwasser (Dränwasser) floss über die Panke und von dort über den Nordgraben und über das Tegeler Fließ in den Tegeler See (LAWA 1985). An die Stelle der Rieselfelder ist 1985 das Großklärwerk Nord in Schönerlinde, welches seit 1986 mit einer Simultanfällungsanlage arbeitet, getreten. Dadurch wurde die Phosphatbelastung des Nordgrabenwassers bei Ablaufkonzentrationen < 2 mg TP/l erheblich reduziert. Weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität des Tegeler Sees waren der Bau eines Pumpwerkes am Tegeler Hafen und einer Druckrohrleitung zum Teltowkanal, so dass zwischen 1973 und 1986 30 – 50 % der Jahresabflussmenge des nährstoffbeladenen Nordgrabenwassers zum Teltowkanal umgeleitet wurden, der Abwasseranschluss von ca. 90 % der südwestlich gelegenen Siedlungen zwischen 1978 und 1985 sowie die Errichtung und Inbetriebnahme einer Tiefenwasserbelüftungsanlage im Jahre 1980 (für einen errechneten, zusätzlichen Sauerstoffbedarf von etwa 4 - 6 t/d in Stagnationszeiten). Nebeneffekt dieser Anlage war jedoch die Zerstörung der normalerweise im See auftretenden Temperaturschichtung. Seit 1989 wurde diese mit fortschreitender Sanierung immer seltener und nur bei Abnahme der hypolimnischen Sauerstoffkonzentrationen eingeschaltet. Ein Umbau der Anlage erfolgte 1995, so dass die Schichtung seitdem nicht mehr beeinflusst wird. Zentralpunkt des Sanierungskonzeptes war jedoch der Bau einer Phosphateliminierungsanlage (PEA) unmittelbar am Seezufluss, die 1985 in Betrieb genommen wurde. Durch einen 4 stufigen Prozess (Flockung, Sedimentation, Nachflockung und anschließende Filtration) in der PEA konnten die Gesamtphosphoreinträge über das Tegeler Fließ und den Nordgraben auf ca. 20 µg TP/l reduziert werden. In der Zeit von 1987 – 1989 wurden Sedimentationstanks zum Auffangen von bei Sturm abfließendem sediment- und phosphorbeladenem Seewasser installiert. Für den Erhalt des Hafens wurde 1986 Schlamm aus der nordöstlichen Bucht am Seezulauf entfernt. Begleitet werden die genannten Sanierungsmaßnahmen seit 1970 durch Maßnahmen zum Uferschutz, die auch die Neuanpflanzung von Röhrichtarten vorsehen (Heinzmann & Chorus 1994).

1.7 Zeuthener See

1.7.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Zeuthener See befindet sich im Südosten von Berlin. Die Landesgrenze von Berlin und Brandenburg verläuft genau entlang seiner Längsachse. Das Gewässer wird von Süden nach Norden von der Dahme durchflossen.

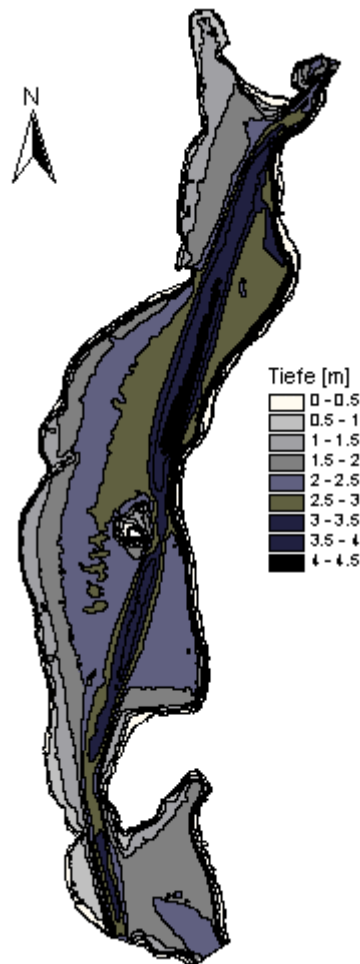


Abb. 13: Zeuthener See (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

1.7.2 Topographie und Morphometrie

Die maximale Längsausdehnung verläuft von Norden nach Süden (Abb. 13). Der tiefste Bereich des Sees erstreckt sich ebenfalls entlang der Längsachse und bezeichnet eine lange und schmale Rinne. Das Gewässer ist 2,33 km² groß (Tab. 13).

Tab. 13: Topographie und Morphometrie des Zeuthener Sees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

V [Mio. m ³]	A [km ²]	Z _{max} [m]	Z _{mean} [m]	L _{eff} [m]	B _{eff} [m]	U _E [-]	F [-]	Z _{epi} [m]	t _R [a]
5,84	2,33	4,8	2,5	3320	840	2,4	0,6	4,8*	0,03

*gemessen

1.7.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Zeuthener See ist ein polymiktisches Gewässer. Das zwischen April und Oktober des Jahres 2001 gewonnene Datenmaterial beschreibt ihn des weiteren als schwach alkalisch, mit mittlerem Elektrolyt- sowie hohem Gesamtphosphorgehalt (Tab. 14). So erreichten die pH-Werte im Mittel 8,2, die durchschnittliche Leitfähigkeit lag bei 570 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und Gesamtphosphor wurde in einer Größenordnung von 339 $\mu\text{g}/\text{l}$ ermittelt. Im Vergleich zu TP waren die Gesamtstickstoffkonzentrationen mit 1,14 mg/l eher gering, was auf eine zumindest zeitweilige Stickstofflimitierung des Phytoplanktonwachstums schließen lässt (Molar N:P < 7). Letzteres, gemessen über den Parameter Chlorophyll a, erreichte im Zeuthener See 2001 einen Vegetationsmittelwert von 245 $\mu\text{g}/\text{l}$. Dem entsprechend lag die Sichttiefe nur noch bei wenigen Dezimetern (0,4 m). Die trophierelevanten Parameter definieren den Ist-Zustand des Gewässers gemäß LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) als (hoch-) polytroph und damit über dem morphometrischen Referenztrophiegrad liegend, welcher Eutrophie (e2) vorgibt.

Tab. 14: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP_{Früh}: Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Chl a [$\mu\text{g}/\text{l}$]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [$\mu\text{g}/\text{l}$]	TP _{Früh} [$\mu\text{g}/\text{l}$]
8,2	570	244,8	0,4	1,14	338,5	115,0

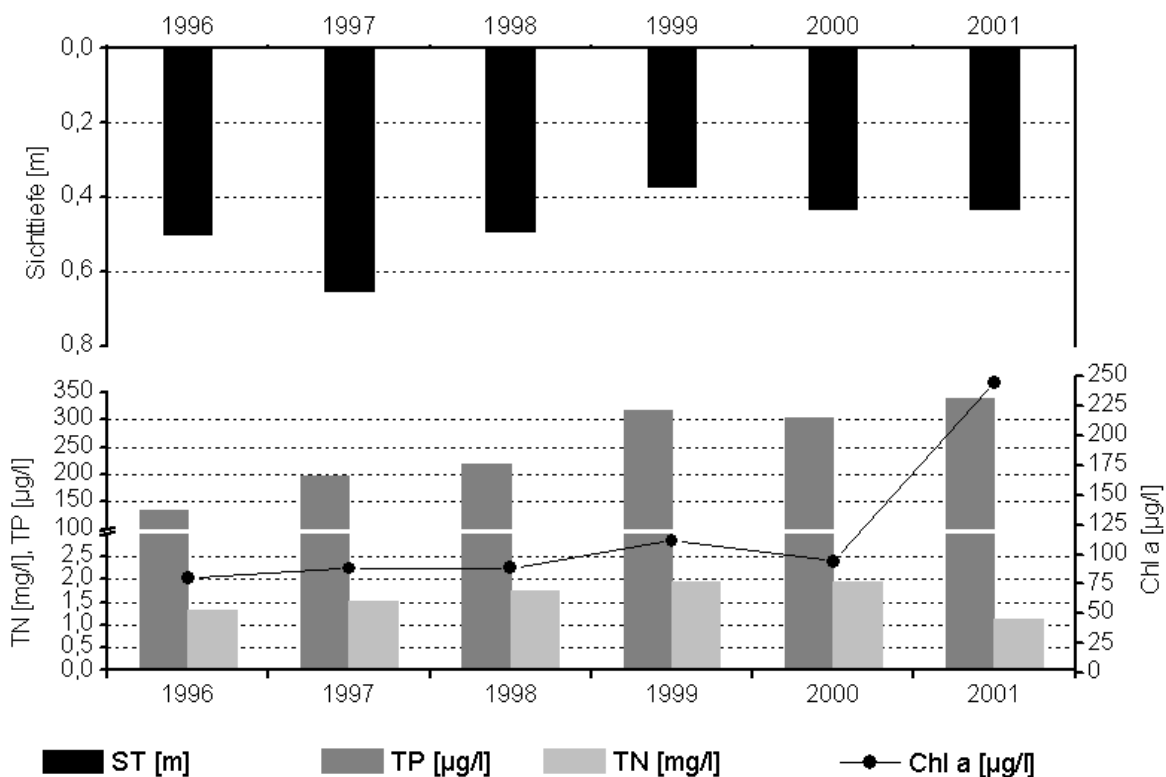


Abb. 14: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Zeuthener See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)

Bezogen auf den Zeitraum 1996 bis 2001 zeigen die Vegetationsmittelwerte der Chlorophyll a- sowie Nährstoffkonzentrationen des Zeuthener Sees, ausgenommen das Jahr 2000, eine steigende Wertentwicklung (Abb. 14). Wurde Chlorophyll a bzw. Gesamtphosphor Mitte der 1990er Jahre noch in Größenordnungen von ca. 80 µg/l bzw. 140 µg/l gemessen, stiegen die Werte bis 1998 bereits um 13 % bzw. 50 % und betragen im Jahr 2001 das 2-fache bzw. 1,5-fache dieser Werte.

1.7.4 Flora und Fauna

Das Phytoplanktonbild wurde in den Jahren 1999 und 2000 von Cyanobakterien und centrischen Diatomeen beherrscht, zeitweilig wurden auch Chlorophyceen nachgewiesen. Die extremen Jahresmaxima des Phytoplanktonbiovolumens wurden mit 37,3 mm³/l im Oktober 1999 und mit 32,3 mm³/l im August 2000 gemessen und jeweils durch die Cyanobakterienart *Planktothrix agardhii* verursacht. Im Jahr 1999 waren die Biovolumina bereits ab April bis in den November hinein (mit Ausnahme eines kurzzeitigen Rückgangs im Mai) extrem hoch und schwankten zwischen 19,2 mm³/l und 37,3 mm³/l, im Jahr 2000 lagen sie zwischen März und Dezember im Bereich von 19,3 – 32,3 mm³/l. In den Monaten Februar - April dominierten ausschließlich centrische Diatomeen, die jeweils im März maximale Biovolumina von 11,8 mm³/l (1999) bzw. 19,3 mm³/l (2000) ausbildeten. Diese wurden im Anschluss durch Cyanobakterien der Arten *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena* spp. und *Aphanizomenon flos-aquae* abgelöst, die gemeinsam den Frühsommeraspekt dominierten. Das Phytoplankton wurde dann ab Juli zunehmend von *Planktothrix agardhii* beherrscht, deren Anteil am Gesamtbiovolumen bei maximalen 97,7 % im Oktober 1999 bzw. 88,9 % im Oktober 2000 lag. Der Biovolumenanteil dieser Art nahm bis Dezember 2000 nur geringfügig auf 68,8 % ab, so dass sie auch noch im Januar neben centrischen Diatomeen vertreten war. Ein etwas detaillierteres Phytoplanktonbild ergibt sich aus Untersuchungen des Jahres 2001 (Nixdorf & Mischke 2001): Im März setzte sich das Gesamtbiovolumen von 6,5 mm³/l zu 42 % aus Diatomeen, zu 28 % aus Cyanobakterien, zu 14 % aus Chlorophyceen und zu 9 % aus Cryptophyceen zusammen, ohne dass einzelne Arten dominant (Gesamtbiovolumenanteil ≥ 15 %) in Erscheinung traten. Unbedeutende Anteile entfielen auf Chryso-, Chlamydo- und Dinophyceen. Innerhalb der Diatomeen bildeten centrische Diatomeen unterschiedlicher Größenklassen sowie die Arten *Stephanodiscus minutulus/parvus* und *Asterionella formosa* die größten Biovolumina aus. Innerhalb der Cyanobakterien war die Art mit dem größten Biovolumen (1,0 mm³/l) *Limnothrix redekei*, gefolgt von Arten wie *Limnothrix* sp., *Aphanizomenon gracile*, *Rhabdoderma tenuissimum* (die zugleich individuenstärkste Art), *Planktothrix agardhii* und *Pseudanabaena limnetica*. Von den Chlorophyceen waren die Arten *Monoraphidium komarkovae* und *M. circinalis* die bedeutendsten Vertreter, von den Cryptophyceen dagegen *Rhodomonas minuta* und *Cryptomonas erosa*. Im Juni entfielen Anteile am Gesamtbiovolumen (8,1 mm³/l) zu 38 % auf Cyanobakterien, zu 28 % auf Diatomeen und zu 22 % auf Cryptophyceen. Weitere Anteile kleiner 10 % verteilten sich auf unterschiedliche Algenklassen. Es dominierten nun die Cyanobakterienart *Limnothrix planctonica* und die Diatomeenart *Asterionella formosa*. Innerhalb der Cyanobakterien bildeten auch *L. redekei* und *Aphanizomenon gracile* größere Biovolumina, sehr häufig waren außerdem *Aphanocapsa holsatica*, *Rhabdoderma tenuissimum* und *Chroococcus minutus*. Die bedeutendsten Vertreter der Cryptophyceen waren *Cryptomonas marssonii* und *C. erosa*, wengleich *R. minuta* größere Abundanzen ausbildete. Das Gesamtbiovolumen lag im August 2001 mit 44,5 mm³/l noch höher als in den Vorjahren und war wiederum zu 96 % von

Cyanobakterien dominiert. Wie bereits in den Vorjahren beherrschte *Planktothrix agardhii* mit einem Biovolumen von 38,2 mm³/l das gesamte Phytoplankton.

Auf der östlichen Seite des Sees ist wenig Uferbewuchs vorhanden, da hier Ortschaften und Gemeinden liegen. Die westliche Seite jedoch ist stark mit Schilf bewachsen und es schließt sich ein langer Wald an den See an.

Fast alle einheimischen Süßwasserfische sind in dem Gewässer aufzufinden, allen voran der Blei, welcher auch der Leitfisch dieser Region ist. Außerdem sind Plötzen, Döbel, Aländer, Gründlinge und Güstern vorhanden. Raubfischvertreter sind Zander und Hechte. Der Barschbestand ist auch hervorzuheben (Matze 2002).

1.7.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der See wird von der Berufsschifffahrt und als Angelgewässer genutzt.

2 **Abbildungsverzeichnis**

Abb. 1: Dämeritzsee (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	4
Abb. 2: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Dämeritzsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	5
Abb. 3: Groß-Glienicker See (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	7
Abb. 4: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Groß-Glienicker See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	9
Abb. 5: Großer Müggelsee (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	12
Abb. 6: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Müggelsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	14
Abb. 7: Großer Wannsee (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	16
Abb. 8: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Wannsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	18
Abb. 9: Seddinsee (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	20
Abb. 10: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Seddinsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	21
Abb. 11: Tegeler See (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	23
Abb. 12: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Tegeler See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	25
Abb. 13: Zeuthener See (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	28
Abb. 14: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Zeuthener See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	29

3 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Topographie und Morphometrie des Dämeritzsees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	4
Tab. 2: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme $TP_{Früh}$: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	5
Tab. 3: Topographie und Morphometrie des Groß-Glienicker Sees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	8
Tab. 4: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme $TP_{Früh}$: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	8
Tab. 5: Topographie und Morphometrie des Großen Müggelsees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	13
Tab. 6: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme $TP_{Früh}$: Mittelwert der Monate März und April 2001). (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	13
Tab. 7: Topographie und Morphometrie des Großer Wannsees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	17
Tab. 8: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme $TP_{Früh}$: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	17
Tab. 9: Topographie und Morphometrie des Seddinsees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	20
Tab. 10: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme $TP_{Früh}$: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	21
Tab. 11: Topographie und Morphometrie des Tegeler Sees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	24
Tab. 12: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000, (Ausnahme $TP_{Früh}$: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	25
Tab. 13: Topographie und Morphometrie des Zeuthener Sees (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001).....	28
Tab. 14: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme $TP_{Früh}$: Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001)	29

4 Literatur

Chorus, I., 1995: Müssen in der Seesanieung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt? In Jaeger/Koschel (Hrsg.), *Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer*. 8: 21-28.

Chorus, I. (Hrsg.), 1997: Ergebnisse zum Zustand des Tegeler Sees 1996 im Vergleich mit Vorjahren, Vorlage zur Sitzung am 26.2.1997.

Chorus, I. & G. Klein, 1993: Reversal of eutrophication in three Berlin lakes 1993: 79-82.

Chorus, I., Wolf, Pawlitzky, E., Laskus & Flieger (Hrsg.), 1999: Ergebnisse zum Zustand des Tegeler Sees 1998 im Vergleich mit Vorjahren zur OWA-Informationsrunde am 20.4.1999: 1-3+Abb.

Deneke, R. & Mischke, U., 1995: Welche Bedeutung haben Planktonuntersuchungen im Rahmen der Seentherapie? Fallbeispiel: Kombinierte hypolimnische Belüftung und Phosphatfällung im Groß-Glienicker See (Berlin). In D. Jaeger & R. Koschel (Hrsg.), *Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer*: 225-238.

Driescher, E., Behrendt, H., Schellenberger, G. & Stellmacher, R., 1993: Lake Müggelsee and its environment - Natural conditions and anthropogenic impacts. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 78 (3): 327-343.

Daten von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin, 2001: Harmsen, H.-C. Am Kölnischen Park 3, 10173 Berlin.

Heinzmann, B. & Chorus, I., 1994: Restoration Concept for Lake Tegel, a major drinking and bathing water resource in a densely populated area. *Environmental Science & Technology* 28 (8): 1410-1416.

Hoeg, S., H. Behrendt & H.-P. Kozerski, 1996: Änderung des Phytoplanktons im Müggelsee infolge veränderter Nährstoffbelastungen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht: 226-230.

Kleeberg, A., 1995: "Die Sanierung/Restaurierung des Großen Müggelsees- mit oder ohne Baggerung der phosphorreichen Sedimentschichten". Kap. D. Jaeger & R. Koschel (Eds), *Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer*. Limnologie aktuell, Band 8. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York: 281-293.

Körner, S., 2000: Development of submerged macrophytes in shallow Lake Müggelsee (Berlin) before and after its switch to the phytoplankton-dominated state. In Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. (Hrsg.), *Jahresforschungsbericht 1999. Berichte des IGB*. Heft 10: 49-58.

LAWA, 1985: Seen in der Bundesrepublik Deutschland. - 190 S.

LAWA (Hrsg.), 1998: "Gewässerbewertung – Stehende Gewässer" Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. *Länderarbeitsgemeinschaft Wasser*. 1-74.

Matze: Der Zeuthener See, Bericht von Fishing Matze. <http://www.angeln.de/gewaesser-reisen/gewaessertips/zeuthener-see.htm>. [31.10.02].

Mehner, T., Schulz, M. & Anwand, K., 1999: Diurnal and seasonal variability of fish distribution in Lake Stechlin as estimated by hydroacoustic surveys. In Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. (Hrsg.), Jahresbericht 1998. *Berichte des IGB*. Heft 8: 83-91.

Nixdorf, B. & Hoeg, S., 1993: Phytoplankton-Community structure, succession and Chlorophyll content in Lake Müggelsee from 1979 to 1990. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 78 (3): 359-377.

Nixdorf, B. & Mischke, U. (Hrsg.), 2001: Daten aus Projektzwischenbericht: Untersuchungen zu Leitbild-Biozönosen in Gewässern des Landes Brandenburg: 1-69.

Nixdorf, B. & Mischke, U. (Hrsg.), 2002: 2. Projektzwischenbericht: Untersuchungen zu Leitbild-Biozönosen in Gewässern des Landes Brandenburg. *BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz*: 1-49.

Wolter, K.-D., 1994: "Restoration of eutrophic lakes by phosphorus precipitation - Lake Gross-Glienicker, Germany". Kap. Eiselová (Ed.), *Restoration of lake ecosystems - a holistic approach*. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, Slimbridge: 109-118.