

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 5**

## **Brandenburg**

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

<b>1</b>	<b>Beschreibungen der einzelnen Gewässer.....</b>	<b>8</b>
<b>1.1</b>	<b>Flakensee .....</b>	<b>8</b>
1.1.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	8
1.1.2	Topographie und Morphometrie.....	8
1.1.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	9
1.1.4	Flora und Fauna .....	10
1.1.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	11
<b>1.2</b>	<b>Glower See .....</b>	<b>12</b>
1.2.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	12
1.2.2	Topographie und Morphometrie.....	12
1.2.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	13
1.2.4	Flora und Fauna .....	14
1.2.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	14
<b>1.3</b>	<b>Grimnitzsee .....</b>	<b>15</b>
1.3.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	15
1.3.2	Topographie und Morphometrie.....	15
1.3.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	16
1.3.4	Flora und Fauna .....	17
1.3.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	18
<b>1.4</b>	<b>Großdöllner See .....</b>	<b>19</b>
1.4.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	19
1.4.2	Topographie und Morphometrie.....	19
1.4.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	20
1.4.4	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	21
<b>1.5</b>	<b>Großer Glubigsee.....</b>	<b>22</b>
1.5.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	22
1.5.2	Topographie und Morphometrie.....	22
1.5.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	23
1.5.4	Flora und Fauna .....	24
1.5.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	25
<b>1.6</b>	<b>Großer Seddiner See .....</b>	<b>26</b>
1.6.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	26
1.6.2	Topographie und Morphometrie.....	27
1.6.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	27
1.6.4	Flora und Fauna .....	28
1.6.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	30

<b>1.7</b>	<b>Großer Stechlinsee</b> .....	<b>31</b>
1.7.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	31
1.7.2	Topographie und Morphometrie.....	32
1.7.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	32
1.7.4	Flora und Fauna .....	34
1.7.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	36
<b>1.8</b>	<b>Großer Storkower See</b> .....	<b>37</b>
1.8.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	37
1.8.2	Topographie und Morphometrie.....	38
1.8.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	38
1.8.4	Flora und Fauna .....	39
1.8.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	40
<b>1.9</b>	<b>Großer Treppensee</b> .....	<b>41</b>
1.9.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	41
1.9.2	Topographie und Morphometrie.....	42
1.9.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	42
1.9.4	Flora und Fauna .....	44
1.9.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	44
<b>1.10</b>	<b>Großer Wummsee</b> .....	<b>46</b>
1.10.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	46
1.10.2	Topographie und Morphometrie.....	47
1.10.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	47
1.10.4	Flora und Fauna .....	49
1.10.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	50
<b>1.11</b>	<b>Gülper See</b> .....	<b>51</b>
1.11.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	51
1.11.2	Topographie und Morphometrie.....	52
1.11.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	52
1.11.4	Flora und Fauna .....	53
1.11.5	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	53
<b>1.12</b>	<b>Hölzerner See</b> .....	<b>54</b>
1.12.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	54
1.12.2	Topographie und Morphometrie.....	54
1.12.3	Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	55
1.12.4	Nutzung, anthropogener Einfluss.....	56
<b>1.13</b>	<b>Kalksee</b> .....	<b>57</b>
1.13.1	Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	57
1.13.2	Topographie und Morphometrie.....	58

1.13.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	58
1.13.4 Flora und Fauna .....	60
1.13.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	60
<b>1.14 Köthener See.....</b>	<b>62</b>
1.14.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	62
1.14.2 Topographie und Morphometrie.....	62
1.14.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	63
1.14.4 Flora und Fauna .....	64
1.14.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	64
<b>1.15 Langer See bei Dolgenbrodt .....</b>	<b>65</b>
1.15.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	65
1.15.2 Topographie und Morphometrie.....	65
1.15.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	66
1.15.4 Flora und Fauna .....	67
1.15.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	68
<b>1.16 Liepnitzsee .....</b>	<b>69</b>
1.16.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	69
1.16.2 Topographie und Morphometrie.....	69
1.16.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	70
1.16.4 Flora und Fauna .....	71
1.16.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	71
<b>1.17 Maxsee.....</b>	<b>72</b>
1.17.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	72
1.17.2 Topographie und Morphometrie.....	72
1.17.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	73
1.17.4 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	74
<b>1.18 Möllensee .....</b>	<b>75</b>
1.18.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	75
1.18.2 Topographie und Morphometrie.....	76
1.18.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	76
1.18.4 Flora und Fauna .....	77
1.18.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	77
<b>1.19 Nehmitzsee.....</b>	<b>79</b>
1.19.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	79
1.19.2 Topographie und Morphometrie.....	80
1.19.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	80
1.19.4 Flora und Fauna .....	81
1.19.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	82

<b>1.20 Neuendorfer See .....</b>	<b>83</b>
1.20.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	83
1.20.2 Topographie und Morphometrie.....	84
1.20.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	84
1.20.4 Flora und Fauna .....	85
1.20.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	87
<b>1.21 Oberückersee .....</b>	<b>88</b>
1.21.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	88
1.21.2 Topographie und Morphometrie.....	89
1.21.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	89
1.21.4 Flora und Fauna .....	90
1.21.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	91
<b>1.22 Parsteiner See .....</b>	<b>92</b>
1.22.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	92
1.22.2 Topographie und Morphometrie.....	93
1.22.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	93
1.22.4 Flora und Fauna .....	95
1.22.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	96
<b>1.23 Peetzsee .....</b>	<b>97</b>
1.23.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	97
1.23.2 Topographie und Morphometrie.....	97
1.23.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	98
1.23.4 Flora und Fauna .....	99
1.23.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	100
<b>1.24 Sacrower See .....</b>	<b>101</b>
1.24.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	101
1.24.2 Topographie und Morphometrie.....	102
1.24.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	102
1.24.4 Flora und Fauna .....	104
1.24.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	105
<b>1.25 Scharmützelsee.....</b>	<b>107</b>
1.25.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	107
1.25.2 Topographie und Morphometrie.....	108
1.25.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	108
1.25.4 Flora und Fauna .....	109
1.25.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	111
<b>1.26 Schermützelsee.....</b>	<b>112</b>
1.26.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	112

1.26.2 Topographie und Morphometrie.....	113
1.26.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	113
1.26.4 Flora und Fauna .....	114
1.26.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	115
<b>1.27 Schwielochsee .....</b>	<b>116</b>
1.27.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	116
1.27.2 Topographie und Morphometrie.....	117
1.27.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	117
1.27.4 Flora und Fauna .....	118
1.27.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	120
<b>1.28 Schwielowsee.....</b>	<b>121</b>
1.28.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	121
1.28.2 Topographie und Morphometrie.....	121
1.28.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	122
1.28.4 Flora und Fauna .....	123
1.28.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	124
<b>1.29 Springsee .....</b>	<b>125</b>
1.29.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	125
1.29.2 Topographie und Morphometrie.....	125
1.29.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	126
1.29.4 Flora und Fauna .....	127
1.29.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	128
<b>1.30 Stienitzsee .....</b>	<b>129</b>
1.30.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	129
1.30.2 Topographie und Morphometrie.....	129
1.30.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	130
1.30.4 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	130
<b>1.31 Straussee.....</b>	<b>132</b>
1.31.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	132
1.31.2 Topographie und Morphometrie.....	133
1.31.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	133
1.31.4 Flora und Fauna .....	134
1.31.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	135
<b>1.32 Tiefer See = Grubensee .....</b>	<b>136</b>
1.32.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	136
1.32.2 Topographie und Morphometrie.....	136
1.32.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	137
1.32.4 Flora und Fauna .....	138

1.32.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	139
<b>1.33 Unterückersee.....</b>	<b>140</b>
1.33.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	140
1.33.2 Topographie und Morphometrie.....	141
1.33.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	141
1.33.4 Flora und Fauna .....	142
1.33.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	143
<b>1.34 Werbellinsee.....</b>	<b>144</b>
1.34.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	144
1.34.2 Topographie und Morphometrie.....	145
1.34.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	145
1.34.4 Flora und Fauna .....	146
1.34.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	147
<b>1.35 Werlsee .....</b>	<b>149</b>
1.35.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	149
1.35.2 Topographie und Morphometrie.....	149
1.35.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	150
1.35.4 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	151
<b>1.36 Wolletzsee .....</b>	<b>152</b>
1.36.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	152
1.36.2 Topographie und Morphometrie.....	152
1.36.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	152
1.36.4 Flora und Fauna .....	154
1.36.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	154
<b>1.37 Wolziger See.....</b>	<b>155</b>
1.37.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie .....	155
1.37.2 Topographie und Morphometrie.....	155
1.37.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees .....	156
1.37.4 Flora und Fauna .....	157
1.37.5 Nutzung, anthropogener Einfluss.....	158
<b>2 Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>159</b>
<b>3 Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>164</b>
<b>4 Literatur.....</b>	<b>170</b>

# 1 Beschreibungen der einzelnen Gewässer

## 1.1 Flakensee

### 1.1.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Flakensee liegt südöstlich von Berlin und gehört zu einer weichseleiszeitlichen Rinnenseekette, bestehend aus Gamengrund, Straussee, Stienitzsee, Kalksee und Flakensee. Die heutigen Rinnenseeketten entstanden aus subglazialen Entwässerungsbahnen. Das Einzugsgebiet ist in erster Linie durch Wald und nachgeordnet durch urbane Flächen und Landwirtschaft charakterisiert. Den Hauptzufluss in den Flakensee stellt die Löcknitz dar. Weiteren Zufluss erhält das Gewässer vom Kalksee, der über ein Wehr neben der Woltersdorfer Schleuse entwässert. Der Flakensee entwässert seinerseits über das Flakenfließ in den Dämeritzsee, der Teil des Spreeverlaufes ist (Weithoff 1998).

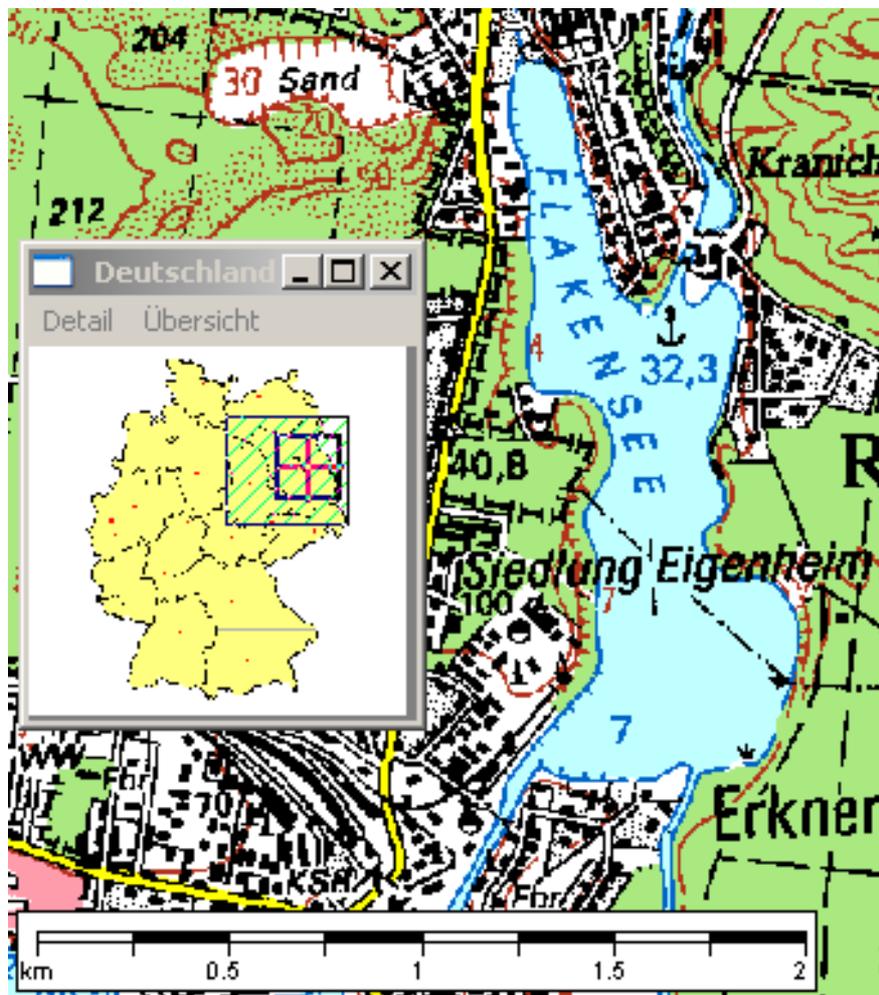


Abb. 1: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.1.2 Topographie und Morphometrie

Das Gewässer erstreckt sich in seiner Längsausdehnung von Norden nach Süden. Eine Uferentwicklung von zwei deutet auf eine starke Verzahnung des Sees mit seinem Umland hin, was sich auch in seinem Längen-Breiten Verhältnis von 2,6 widerspiegelt (Tab. 1). Mit einer Fläche von 67 ha gehört er nicht zu den großen Seen Brandenburgs.

Tab. 1: Topographie und Morphometrie des Flakensees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>max</sub> [m]	B <sub>max</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
3,19	0,67	6,6	4,2	1930	740	2,0	1,1	6,3	0,07

### 1.1.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Die pH- bzw. Leitfähigkeitswerte des als schwach alkalisch und elektrolytreich einzustufendes Flakensees schwankten im Untersuchungsjahr 1996 um Vegetationsmittelwerte von 8,0 bzw. 968 µS/cm (Tab. 2). Die erhöhte Ionenkonzentration und Leitfähigkeit resultiert aus Einleitungen von Grubenwässern aus den Rüdersdorfer Kalkwerken, die über den Stolpkanal in den Kalksee und von dort in den Flakensee gelangen. Letzterer zeigt eine hohe interannuelle Variabilität des Durchmischungsverhaltens, das windabhängig als di- bis polymiktisch zu bezeichnen ist. So kann es je nach Witterung auch während der Sommerstagnation zu intermittierenden Durchmischungsereignissen kommen. Auch wurde die sommerliche Schichtungsperiode in den Jahren 1994 -1996 bereits im August durch die einsetzende Vollzirkulation unterbrochen (Weithoff 1998).

Tab. 2: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,0	968	18,8	2,2	0,56	91,7	66,0

Bei stabiler Schichtung kommt es im Sommer zur Aufzehrung der unteren, hypolimnischen Sauerstoffreserven, wobei sich das Metalimnion in Tiefen zwischen 3 m und 5 m befindet. Der See ist durch regelmäßig auftretende Klarwasserstadien charakterisiert, die die Sichttiefe positiv beeinflussen. Wie Abb. 2 zeigt, kann es im See zu kurzfristigen erheblichen Schwankungen der trophierelevanten Parameter kommen. So war die mittlere Chlorophyllkonzentration des Jahres 1995 trotz niedrigerer Gesamtposphorkonzentrationen bei gleichzeitigem proportionalem Rückgang der Sichttiefe mehr als doppelt so hoch wie in den Vergleichsjahren 1994 und 1996. Die Trophiebeurteilung nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) ergibt für das Untersuchungsjahr 1996 einen hocheutrophen (e2) Ist-Zustand. Auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient errechnet sich als potentiell natürlich ein schwach eutropher (e1) Zustand.

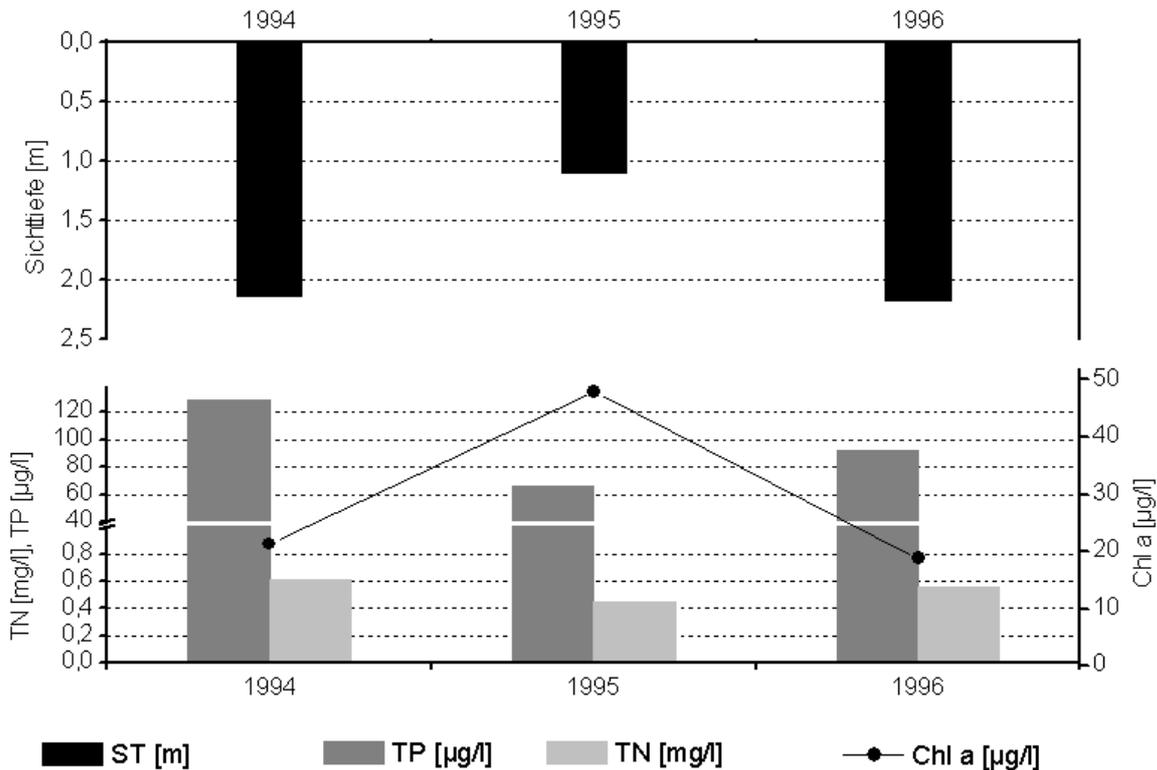


Abb. 2: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Flakensee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.1.4 Flora und Fauna

Die vier häufigsten submersen Makrophyten im Flakensee waren *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton mucronatus*, *Najas marina* und *Myriophyllum spicatum* (Behrendt & Böhme 1994).

Das Phytoplankton zeichnete sich in den Jahren 1994 – 1996 durch eine hohe interannuelle Variabilität in Bezug auf die Artzusammensetzung und das Biovolumen aus. Das Frühjahrsmaximum des Phytoplanktons war 1994 und 1995 von centrischen Diatomeen der Gattungen *Cyclostephanus*, *Stephanodiscus* und *Cyclotella* geprägt, begleitet von pennaten Diatomeen, fädigen Cyanobakterien und Cryptophyceen. Im Frühjahr 1996 kam es dagegen zu einer Massenentwicklung von *Chrysochromulina parva*. Das Klarwasserstadium war jeweils von Cryptomonaden dominiert. An dieses Stadium schloss sich im Jahr 1994 eine ausgeprägte, 2-wöchige *Fragilaria crotonensis*-Entwicklung an, der Maxima von Cryptophyceen, Dinoflagellaten (v. a. *Ceratium hirundinella*, *C. furcoides*) und insbesondere von fädigen Cyanobakterien der Gattungen *Anabaena* (*Anabaena spiroides*, *A. lemmermannii*, *A. solitaria*) und *Aphanizomenon* mit *A. flos-aquae* als Hauptbiovolumenbildner folgten. Vereinzelt trat auch *Cylindrospermopsis raciborskii* auf. Die Cyanobakterienblüte war mit der Vollzirkulation bereits Mitte August beendet. Danach stellte sich nochmals ein Cryptophyceen-Maximum mit Biovolumina um  $2 \text{ mm}^3/\text{l}$  ein. Im Sommer 1995 wurde das Phytoplankton von Cryptophyceen, Dinoflagellaten und Diatomeen bestimmt. Letztere bildeten nach Durchmischungsereignissen zwei ausgeprägte Maxima im Juli mit *Fragilaria crotonensis* und im

August mit *Aulacoseira granulata* als dominanter Art. Ende Juli erreichte *Ceratium spp.* Biovolumina bis zu 5 mm<sup>3</sup>/l. Der Sommeraspekt 1996 wurde zunächst von Diatomeen (*Asterionella formosa* und *Fragilaria crotonensis*) und im weiteren Verlauf von Cryptophyceen geprägt. Die Diatomeen wurden von Dinoflagellaten (*Ceratium spp.*), die Biovolumina bis zu 1 mm<sup>3</sup>/l ausbildeten, abgelöst und diese wiederum bei zunehmender Durchmischungstiefe von einer *Cryptomonas*-Entwicklung, die maximale Biovolumina über 5 mm<sup>3</sup>/l erreichte (Weithoff 1998).

Der jahreszeitliche Verlauf des Crustaceenplanktons war in den Jahren 1994 - 1996 ähnlich. Im Winter dominierten bei insgesamt geringen Abundanzen cyclopoide Copepoden und hier v.a. *Cyclops kolensis*. Mitte Mai kam es zu einer kurzfristigen, deutlichen Vermehrung von Bosminen (*Bosmina longirostis*, *B. longispina* und *B. coregoni*), die schon Ende Mai von Daphnien (*Daphnia cucullata*, *D. galeata* und deren Hybrid) als dominante Vertreter abgelöst wurden. Ab Mitte Juni traten alle drei Gruppen in wechselnd hohen Abundanzen auf, wobei bei den cyclopoiden Copepoden v. a. *Mesocyclops leuckarti*, begleitet von *Thermocyclops oithonoides*, *T. crassus* und *Acanthocyclops robustus* stärker in Erscheinung traten. Calanoide Copepoden (*Eudiaptomus gracilis* und *E. graciloides*) spielten eine untergeordnete Rolle. Häufige Vertreter der Rotatorien waren *Keratella cochlearis*, *K. quadrata* und *Pompholyx sulcata*. Subdominant traten *Polyarthra dolichoptera/vulgaris*, *Synchatea oblonga*, *S. pectinata*, *S. tremula/stylata* und *Asplanchna* sp. auf (Weithoff 1998).

Die Fischfauna wurde im Jahr 1992 zu über 95 % von Cypriniden dominiert, wobei Blei und Plötze zusammen ca. 90 % der Gesamtbiomasse ausmachten. Die piscivoren Fische wie Flussbarsch, Kaulbarsch, Hecht und Zander hatten nur einen Anteil von maximal 3 % an der Gesamtbiomasse (Friedrich 1993).

#### 1.1.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Flakensee wird von Erholungssuchenden genutzt. Am Westufer befindet sich ein Zeltplatz mit Badestrand. Aufgrund seiner Nähe und Verbindung zu anderen Standgewässern der Region Berlin/Brandenburg ist der Flakensee oft Bestandteil von Mehr-Seen-Bootstouren.

## 1.2 Glower See

### 1.2.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Glower See befindet sich ca. 9 km südlich von Beeskow, im Landkreis Oder-Spree. Er gehört zu einem zwischen dem Baruther und dem Berliner Urstromtal gelegenen Rinnensystem, welches als Relikt des Brandenburger Stadiums der Weichselvereisung anzusehen ist. Das Gewässer wird von der Spree durchflossen, welche südwestlich einmündet und den Glower See über den nordöstlich angrenzenden Leißnitzsee wieder verlässt. Im Süden besteht des Weiteren eine Verbindung mit dem Schwielochsee.

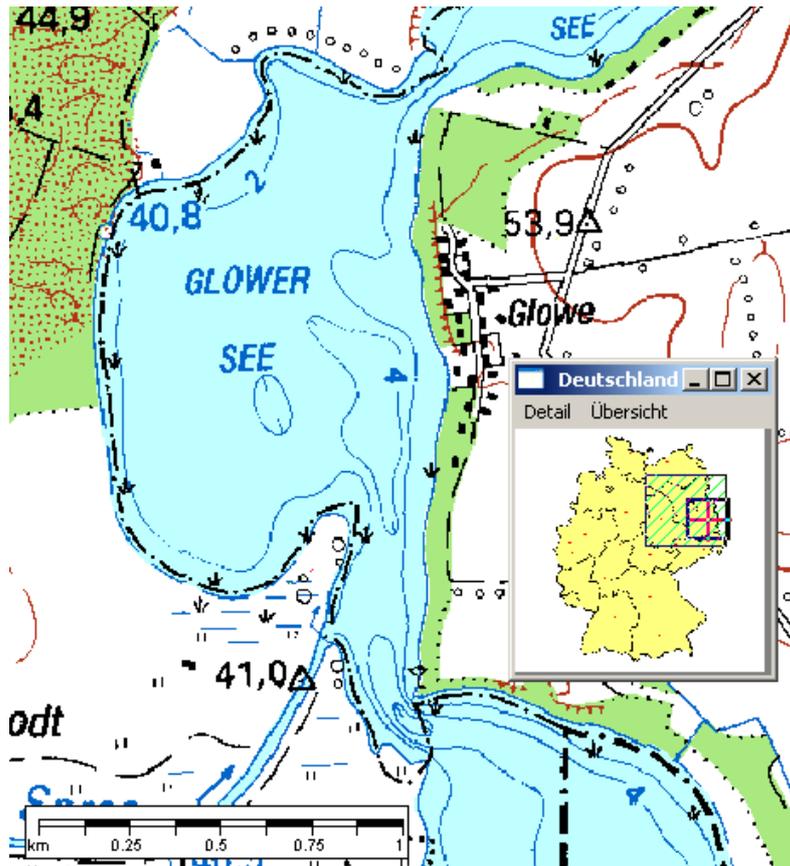


Abb. 3: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.2.2 Topographie und Morphometrie

Die größte Längsausdehnung des Glower Sees verläuft von Norden nach Süden (Abb. 3). Die berechnete theoretische Epilimniontiefe beträgt 6,3 m (Tab. 3). Bei einer maximalen Gewässertiefe von 3,6 m ergibt sich daraus, dass der See polymiktisch ist. Seine maximalen Tiefen erreicht das Gewässer im südöstlichen Teil. Mit einer Fläche von 122 ha gehört es zu den größeren Seen Brandenburgs.

Tab. 3: Topographie und Morphometrie des Glower Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
	1,22	3,6		1750	980	1,5	0,6	6,3	

### 1.2.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Glower See zählt zu den polymiktischen Gewässern, wobei die Sauerstoffkonzentrationen des Wasserkörpers während der Sommermonate eine deutliche Abnahme im Tiefenverlauf zeigen. Bezogen auf das Untersuchungsjahr 2000 lagen letztere bis April in der gesamten Wassersäule gleichmäßig verteilt zwischen 10,6 mg/l und 12,7 mg/l (entspricht 87 bis 110 % Sättigung). In den Sommermonaten wurden an der Oberfläche Sauerstoffübersättigungen von maximal 125 % (entspricht 11,8 mg/l) gemessen, während die Werte im Tiefenbereich bis auf minimale 16 % (entspricht 1,4 mg/l) zurückgingen. Die pH- bzw. Leitfähigkeitsmittelwerte des Jahres 2000 charakterisieren den Glower See mit 7,9 bzw. 658  $\mu\text{S}/\text{cm}$  des Weiteren als schwach alkalisch und gut mineralisiert (Tab. 4).

Tab. 4: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme  $\text{TP}_{\text{Früh}}$ : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	Chl a [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	$\text{TP}_{\text{Früh}}$ [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
7,9	658	60,7	0,7	1,58	185	123

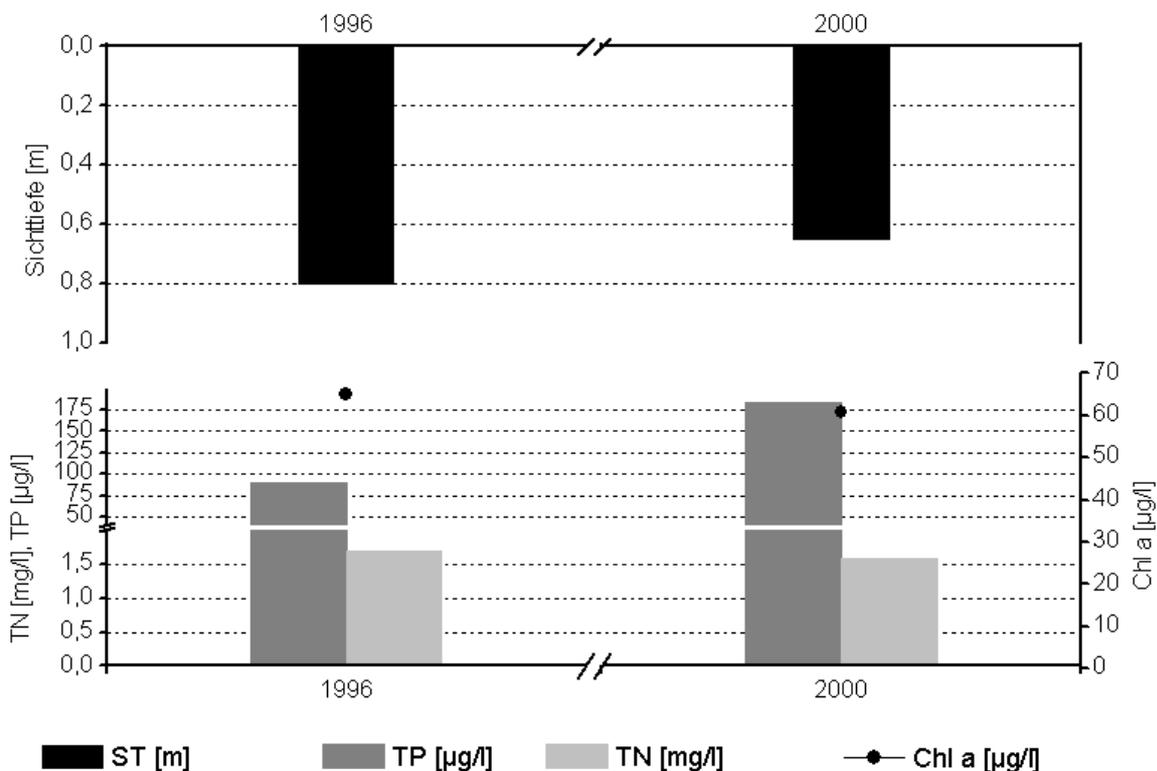


Abb. 4: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Glower See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

Trophisch befindet sich das Gewässer nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) im Übergangsbereich zwischen polytroph (p2) und polytroph (p1). Im Vergleich der Jahre 1996 und 2000 kam es zu einer deutlichen Erhöhung der mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen von ca. 90 µg/l auf 185 µg/l sowie zu einer weiteren Verminderung der mittleren Sichttiefe auf 0,7 m (Abb. 4). Die Vegetationsmittel des Parameters Chlorophyll a spiegeln diese Entwicklung nicht wider und bewegten sich zwischen 60 µg/l und 65 µg/l.

Die Daten reichen nicht aus, um Angaben zur potentiell natürlichen Trophie abzuleiten.

#### 1.2.4 Flora und Fauna

Das Gewässer weist einen dichten Schilfbewuchs und eine starke Unterwasservegetation auf.

#### 1.2.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Glower See unterliegt einer vielfältigen Erholungsnutzung. An der Westseite befindet sich eine 900 m lange und 200 m breite Wasserskistrecke sowie ein Campingplatz. Das Ostufer weist ebenfalls einen Campingplatz mit Badestrand auf. Des Weiteren wird das Gewässer von Anglern genutzt und von Motorbooten, Kajaks, Ruderbooten und Tretbooten befahren.

### 1.3 Grimnitzsee

#### 1.3.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Grimnitzsee liegt am Ostrand der Schorfheide bei Joachimsthal (Landkreis Barnim). Er befindet sich nördlich der Eisrandlage des Pommerschen Stadiums der Weichselkaltzeit und ist in eine Sanderfläche eingesenkt. Das flache Zungenbecken wurde durch den Joachimsthaler Inlandeislobus (Exaration) ausgeschürft (Henker & Schönfelder 1996). Das 49,6 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet besteht zu 46 % aus Waldfläche inklusive Bruchland und Feuchtgebieten, zu 28 % aus Grünland, zu 10 % aus Ackerland und zu 16 % aus Wohnfläche (Vietinghoff 1995). Die Oberflächenabflüsse des Grimnitzsees sind anthropogen erstellt. Zufluss erhält das Gewässer im nordwestlichen Teil in der Nähe von Joachimsthal aus Waldseen. Nach Süden entwässert der Grimnitzsee über einen Kanal, der die Pommersche Eisrandlage durchschneidet, zum Werbellinsee hin (Henker & Schönfelder 1996).

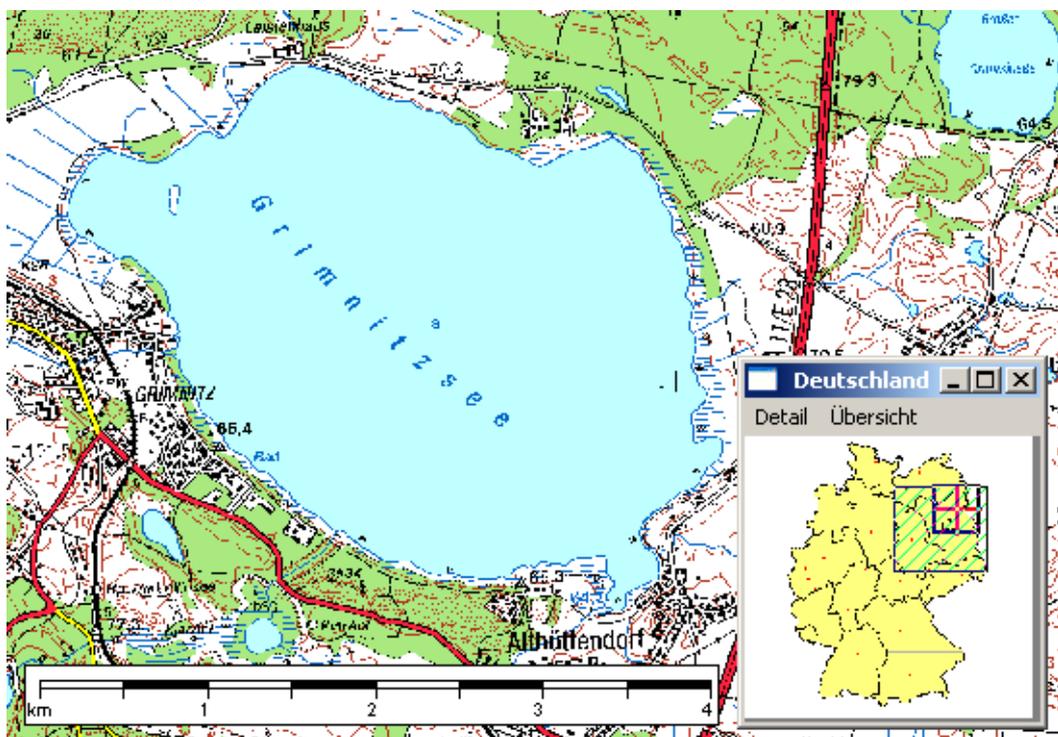


Abb. 5: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

#### 1.3.2 Topographie und Morphometrie

Mit einer Fläche von 777 ha gehört der Grimnitzsee zu den größten Seen Brandenburgs (Tab. 5). Seine geringe Uferentwicklung von 1,3 weist auf eine nur geringe Verzahnung mit dem Umland hin. Der Uferverlauf beschreibt demnach annähernd eine Kreisform. Mit einem Tiefengradienten von kleiner 1,5 ist der See nicht stabil geschichtet.

Tab. 5: Topographie und Morphometrie des Grimnitzsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
29,50	7,77	9,0	3,8	4175	2875	1,3	1,1	8,3	2,7

### 1.3.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

In den Jahren 1994 und 1995 war der flache See von Juli bis August bzw. Mai bis August thermisch geschichtet, wenngleich die maximale Temperaturdifferenz zwischen 0 m und 6,5 m nur 6,8 °C (im Juli 1994) betrug. Bereits die kurzen Perioden leichter thermischer Schichtung führten zu einer deutlichen Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen bis hin zu anoxischen Verhältnissen und Schwefelwasserstoffentwicklung unterhalb von 5 m Tiefe. Der pH-Wert wies in diesen Jahren während der Sommerstagnation eine Spanne von 7,0 über dem Sediment und 8,8 im Epilimnion auf. Die Calcium-Konzentrationen schwankten im Zeitraum März bis Dezember 1993 zwischen 65 mg/l und 119 mg/l. Die Sichttiefe lag im Mittel der Jahre 1994/95 bei 2,0 m. 77 % des Gesamtstickstoffs wurden 1995 von der gelösten organischen Stickstofffraktion gestellt. Die Gesamtphosphorkonzentrationen zeigten große Schwankungen, die nicht mit den Chlorophyll a- oder SRP-Konzentrationen korreliert waren. Dabei lagen die SRP-Konzentrationen im Jahresverlauf meist unter 10 µg/l, im Sommer wurden jedoch auch Konzentrationen von bis zu 54 µg/l in den tieferen Schichten gemessen. Des Weiteren wurde eine Ammonium-Akkumulation über Grund bei Werten bis zu 0,44 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/l während des Sommers ermittelt.

Tab. 6: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,2	523	11,2	1,9	0,88	34,4	32,5

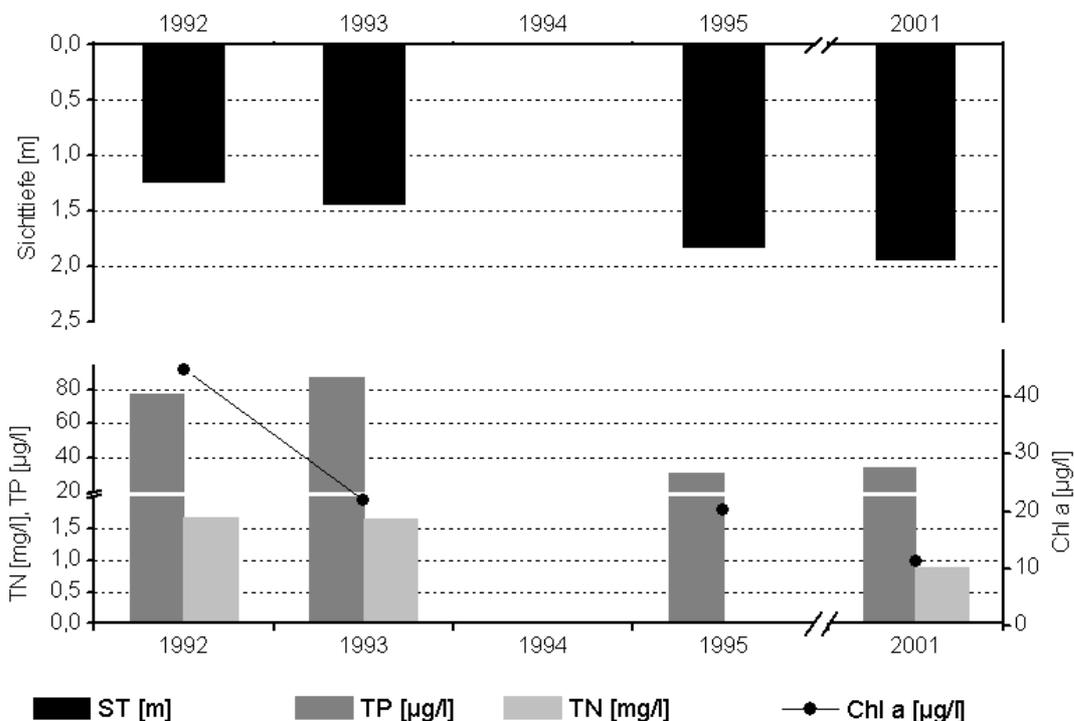


Abb. 6: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Grimnitzsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002)

Die Siliziumkonzentrationen fallen im Vergleich zu anderen Seen niedrig aus, die spezifische Leitfähigkeit dagegen hoch und ist vermutlich auf frühere Abwasser-einleitungen zurückzuführen. Eine mittlere Gesamtphosphorkonzentration von 65 µg/l, Gesamtstickstoffkonzentration von 1,48 mg/l sowie Chlorophyll a-Konzentration von 17 µg/l charakterisierten den Grimnitzsee im Jahr 1994 nach LAWA (1998) als eutroph (e1) (Gervais *et al.* 1999).

Die aktuelle Trophiebeurteilung anhand der trophierelevanten Parameter des Jahres 2001 (Tab. 6) ergibt nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen unverändert eutrophen (e1) Ist-Zustand. Eine Positiventwicklung der Trophie war für den Grimnitzsee nach Abb. 6 bereits Anfang der 1990er Jahre zu beobachten. Zwischen 1993 und 1995 zeigten die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen eine Abnahme um über 50 %, die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen nahmen schon zwischen 1992 und 1993 um mehr als die Hälfte ab und verringerten sich dann bis zum Jahr 2001 weiter, während die mittleren Sichttiefen im Zeitraum 1992 – 1995 eine stetige und bis 2001 eine weitere, leichte Zunahme zeigen.

Aus der Morphometrie ist für den See als potentiell natürlicher Trophiezustand schwache Eutrophie (e1) abzuleiten (LAWA 1998).

#### 1.3.4 Flora und Fauna

Am Nord- und teilweise auch am Südufer befinden sich breite Röhrichzonen, die einigen Wasservogelarten als Brutstätte dienen (Kalbe 1993). Bereits in den Jahren 1930 – 1932 zeigte sich nach Angaben von Schiemenz (Schiemenz 1932) in (Gervais *et al.* 1999) ein Rückgang der submersen Makrophytenvegetation bis hin zu einem totalen Verlust in den Jahren 1970 – 1973 laut Barthelmes (Barthelmes 1974) in (Gervais *et al.* 1999). In den Jahren 1991 – 1994 soll eine Wiederbesiedlung durch submerse Makrophyten stattgefunden haben (Mauersberger & Mauersberger 1996) in (Gervais *et al.* 1999).

Das Phytoplankton zeigte im Jahresverlauf 1994 ein dreigipfliges Maximum der Phytoplanktonbiomasse in den Monaten März (5,5 mg FM/l), August (23,5 mg FM/l) und Oktober (6,6 mg FM/l) und ein anschließendes Winterminimum bei Werten von 0,4 mg FM/l. Von März bis Mitte April dominierten das Phytoplankton Crypto- und Chlorophyceen (mit *Pediastrum boryanum* als Hauptvertreter). Von Mitte April bis Mitte Mai lag der Anteil der Cyanobakterien (nicht näher bestimmte Einzelzellen) an der Gesamtbiomasse bei ca. 53 %, weitere Anteile entfielen im Mai mit 20 % auf Chlorophyceen und mit 13 % auf Diatomeen. Mitte Juni vergrößerte sich der Diatomeen-Anteil am Frischgewicht auf 69 %, deren Hauptvertreter waren zu diesem Zeitpunkt *Melosira. cf. granulata*, *Diatoma elongatum*, *Asterionella cf. formosa* und *Fragillaria crotonensis*. Der Cyanobakterien-Anteil lag bei 18 % (hauptsächlich *Anabaena flos-aquae*). Im Juli steuerten die Cryptophyceen mit den Arten *Cryptomonas cf. ovata* und *C. cf. marssonii* den größten Anteil zur Gesamtbiomasse bei, daneben waren weiterhin Chlorophyceen, Diatomeen und Cyanobakterien mit der sehr individuenstarken Art *Gomphospheria sp.* maßgeblich an der Phytoplanktonbiomasse beteiligt. In der Folge kam es dann zu einer Massenentwicklung von *Aphanizomenon flos-aquae*, der maximale Biomasse-Anteil der Cyanobakterien lag im August bei 84 %. Dieser ging dann bis November auf 55 % zurück. Im September waren neben Cyanobakterien auch Diatomeen, gefolgt von Crypto-, Chloro- und Desmidiaceen entscheidende Biomassebildner. Die Cryptophyceen der Gattung *Cryptomonas* dominierten das Phytoplankton im Oktober, ihr Biomasseanteil erreichte dabei Anfang November 90 %. Im Anschluss waren dann wiederum

Cyanobakterien die entscheidenden Biomassebildner. Phytoplanktondaten aus dem Jahr 2001 (Nixdorf & Mischke 2002) weisen im März *Asterionella formosa* (Diatomeen), *Cryptomonas ovata/erosa* (Cryptophyceen) und *Erkenia subaequiciliata* (Chlamydoephyceen) als dominante Arten aus. Im Juni waren die Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* und *Peridinium spp.* die einzigen dominanten Arten mit einem Anteil von je ca. 17 % am Gesamtbiovolumen, im Juli waren dies Cyanobakterien der Arten *Anabaena cf. planctonica* und *Pseudanabaena limnetica*. Der Anteil der Cyanobakterien am Gesamtbiovolumen erreichte damit im Juli 68 %. Im August bildete die Chlamydoephyceenart *Pandorina morum* zwischenzeitlich einen Gesamtbiovolumenanteil von 43 % aus, im September dominierte erneut *Pseudanabaena limnetica* mit einem Anteil von 49 % am maximalen Gesamtbiovolumen von 4,3 mm<sup>3</sup>/l. Das Vegetationsmittel des Phytoplanktonbiovolumens ergibt für 2001 1,8 mm<sup>3</sup>/l.

Die Zooplanktongemeinschaft war in den Jahren 1994 und 1995 durch Häufigkeitsmaxima von Ciliaten und Rotatorien im Spätsommer und Herbst gekennzeichnet. Hauptarten der Rotatorien waren *Keratella cochlearis*, *Synchaeta spp.* und *Polyarthra dolichoptera*. Daphnien erreichten im Mai und Juni hohe Abundanzen und waren im Jahr 1994 durch die Arten *Daphnia cucullata* und *D. galeata*, im Jahr 1995 durch *D. hyalina*, *D. galeata* und *D. cucullata* vertreten. Auch auf die starke Cryptophyceen-Entwicklung im Herbst 1994 folgte eine starke Zunahme der Häufigkeit von *D. cucullata*, *D. hyalina* und *D. galeata*. Kleinere Cladoceren wurden durch *Chydorus sphaericus* und *Eubosmina coregoni thersites* repräsentiert, kurzzeitig dominierte auch *Bosmina longirostris* das Zooplankton (August 1995). Innerhalb der Copepoden überwogen die cyclopoiden Vertreter und insbesondere ihre Copepodite, deren Abundanzen im Jahr 1994 größer als 1995 waren, aber in beiden Jahren Spitzenwerte von ca. 90 Ind./l erreichten. An den Häufigkeitsmaxima der Adulten war vor allem *Mesocyclops leuckarti* beteiligt, als codominante Arten traten auch *Cyclops vicinus*, *Diacyclops bicuspidatus*, *Thermocyclops oithonoides*, *T. crassus* oder *Acanthocyclops robustus* auf. Calanoide Copepoden entwickelten im Mai und Juli ihre höchsten Abundanzen (auch hier vor allem Copepodite). Als Hauptvertreter ist *Eudiaptomus graciloides* gefolgt von *E. gracilis* zu nennen (Gervais et al. 1999).

Der See stellt fischereilich einen Aal-Hecht-Zander-See dar (Henker & Schönfelder 1996) bzw. gehört nach Angaben von Kalbe (1993) zum Typus eines Bleisees, der jedoch aufgrund seines schlechten trophischen Status zum Karpfengewässer degradiert ist .

### 1.3.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die ursprüngliche Wasserbeschaffenheit des Grimnitzsees verschlechterte sich durch intensive fischereiliche Bewirtschaftung sowie Abwassereinleitungen erheblich. Die Binnenfischerei Frankfurt/Oder unterhielt am Grimnitzsee eine Karpfenmast. Anfang der 1960er Jahre bis 1970 wurde am Nordufer eine Entenintensivmast mit Zufütterung betrieben, die vorübergehend zu verstärkter Faulschlammabildung führte und zur extremen Eutrophierung des Sees überleitete. Am Südufer bestehen großflächige Urlauberdörfer, zahlreiche Badestellen und Bootsverleihe (Henker & Schönfelder 1996). Seit 1994/1995 ist eine Abwasserkläranlage mit Phosphoreliminierung in Betrieb, die nach Informationen des Zweckverbandes für Wasserversorgung und Abwasserentsorgung Eberswalde 1995 300 m<sup>3</sup> pro Tag in den See einleitete (Gervais et al. 1999).

## 1.4 Großdöllner See

### 1.4.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Großdöllner See befindet sich ca. 5 km östlich der Ortschaft Groß Dölln, im Landkreis Uckermark. Das zum Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin gehörende Gewässer ist großteils von Wald umgeben, im äußersten Nordwesten grenzt es an der Ort Döllnkrug. Zuflüsse erhält der See über einen östlich einmündenden Bach, der ihn westlich in Richtung Kleindöllner See/Döllnfließ wieder verlässt.

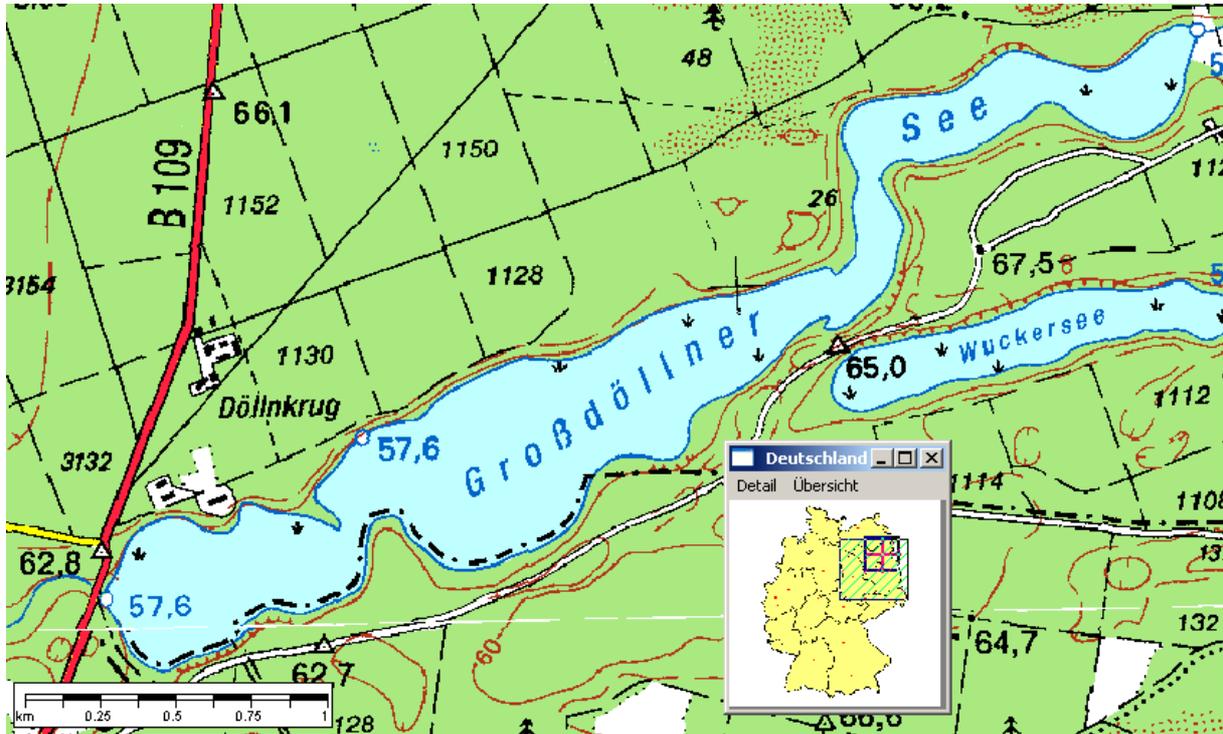


Abb. 7: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.4.2 Topographie und Morphometrie

Morphometrisch erstreckt sich der Großdöllner See in seiner größten Längsausdehnung von Nordosten nach Südwesten. Er ist sehr langgestreckt und schmal, was sich in einem Längen-Breiten Verhältnis von 4,8 widerspiegelt (Tab. 7). Das Gewässer lässt sich durch Landeinengungen in drei Teile gliedern und erreicht eine maximale Tiefe von 10 m.

Tab. 7: Topographie und Morphometrie des Großdöllner Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
	1,23	10,0		2900	600	2,6	1,5	6,8	

### 1.4.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Großdöllner See wies zwischen April und Oktober des Jahres 1994 einen mittleren pH-Wert von 8,9 sowie eine durchschnittliche Leitfähigkeit von 317  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf (Tab. 8). Danach ist er als schwach alkalisch und schwach mineralisiert einzustufen. Die Trophiebewertung des Gewässers anhand der relevanten Parameter des Untersuchungsjahres 1994 ergibt nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen eutrophen (e1) Zustand mit Tendenz zu mesotrophen Verhältnissen. Im Vergleich der Jahre 1992 und 1994 kam es zu einer drastischen Abnahme der mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen um ca. 120  $\mu\text{g}/\text{l}$  auf 47  $\mu\text{g}/\text{l}$  (Abb. 8). Dieser Entwicklung entsprechende kurzfristige Veränderungen der mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen und Sichttiefen konnten bis 1994 nicht nachgewiesen werden. Letztere stiegen nur geringfügig um ca. 0,5 m, während die Werte des Parameters Chlorophyll a zwischen 1992 und 1994 sogar einen leichten Anstieg von ca. 7  $\mu\text{g}/\text{l}$  auf 8,5  $\mu\text{g}/\text{l}$  zeigten.

Die Daten reichen nicht aus, um Angaben zur potentiell natürlichen Trophie abzuleiten.

Tab. 8: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1994 (Ausnahme  $\text{TP}_{\text{Früh}}$ : Mittelwert der Monate März und April 1994) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	Chl a [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	$\text{TP}_{\text{Früh}}$ [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
8,9	317	8,50	1,5	2,15	47,0	35,0

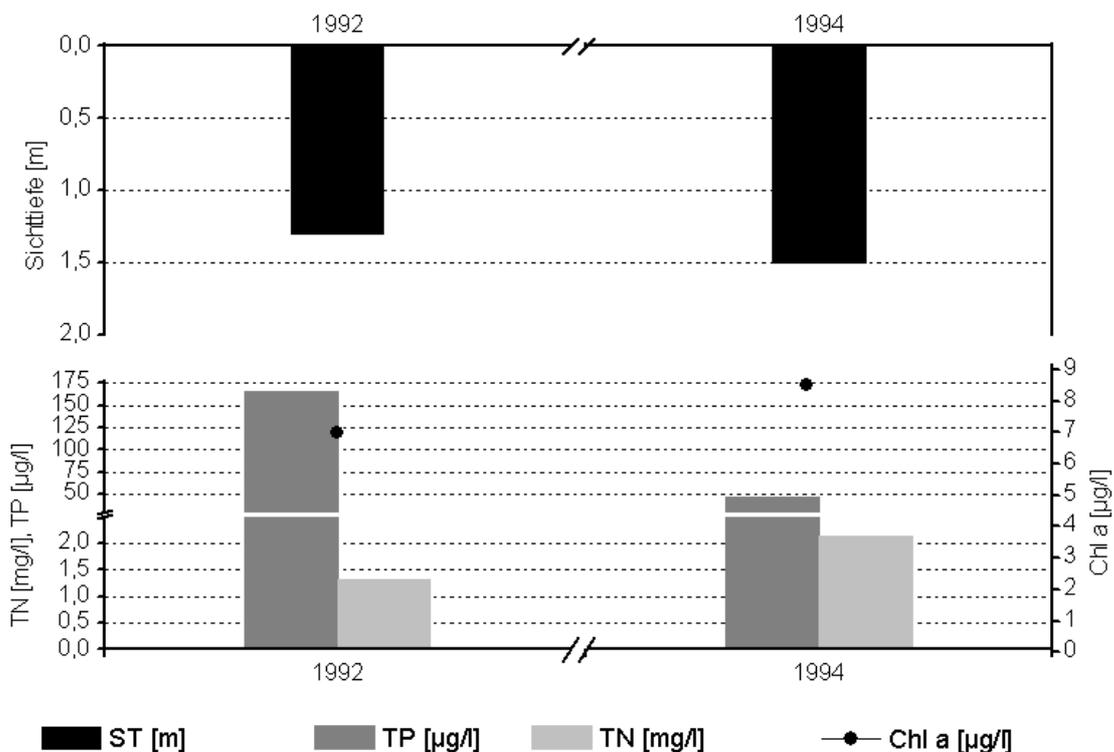


Abb. 8: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großdöllner See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.4.4 Nutzung, anthropogener Einfluss

Auf der Grundlage des Brandenburgischen Wassergesetzes wurde der Großdöllner See als Bestandteil des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin durch die untere Wasserbehörde und im Einvernehmen mit der unteren Naturschutzbehörde für den Tauchsport zugelassen. Des weiteren wird der See von Anglern genutzt.

## 1.5 Großer Glubigsee

### 1.5.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Große Glubigsee liegt in einem der wasserreichsten Kreise Brandenburgs (Landkreis Oder-Spree) nahe Wendisch Rietz/Siedlung und bildet ein Glied der Glubigseenkette zwischen dem Springsee und dem Kleinen Glubigsee. Die oberflächlichen, geologischen Bildungen des Gebietes gehören vorwiegend dem Holozän (Flugsand und humose Bildungen) und Pleistozän (Geschiebemergel, -sande und -kiese) an, in geringem Maße auch dem Tertiär, erkennbar an Schichten der märkischen Braunkohlebildung des Miozäns (Müller 1952). Der Große Glubigsee ist während des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit entstanden und befindet sich südlich des Berliner Urstromtals am Rande der südlichen märkischen Hochfläche. Das Tal der Glubigseenkette ist eine für das Gebiet typische Schmelzwasserrinne, die sich von Süd nach Nord gerichtet (Fließrichtung) in die Beeskower Hochfläche einkerbt. Die Anteile der Landnutzung im unmittelbaren Teileinzugsgebiet setzen sich wie folgt zusammen: Ackerland ca. 36 %, Grünland ca. 2 %, Waldfläche (inklusive Feuchtgebiete) ca. 60 % und Wohnfläche ca. 2 % (Vietinghoff 1995). Der Große Glubigsee erhält seinen Hauptzufluss über ein aus dem Springsee kommendes Fließ und in geringem Maße aus einer südöstlich gelegenen Quelle mit geringer Wasserführung. Der Abfluss erfolgt wiederum über ein Fließ, das durch den Kleinen Glubigsee zum Scharmützelsee führt.

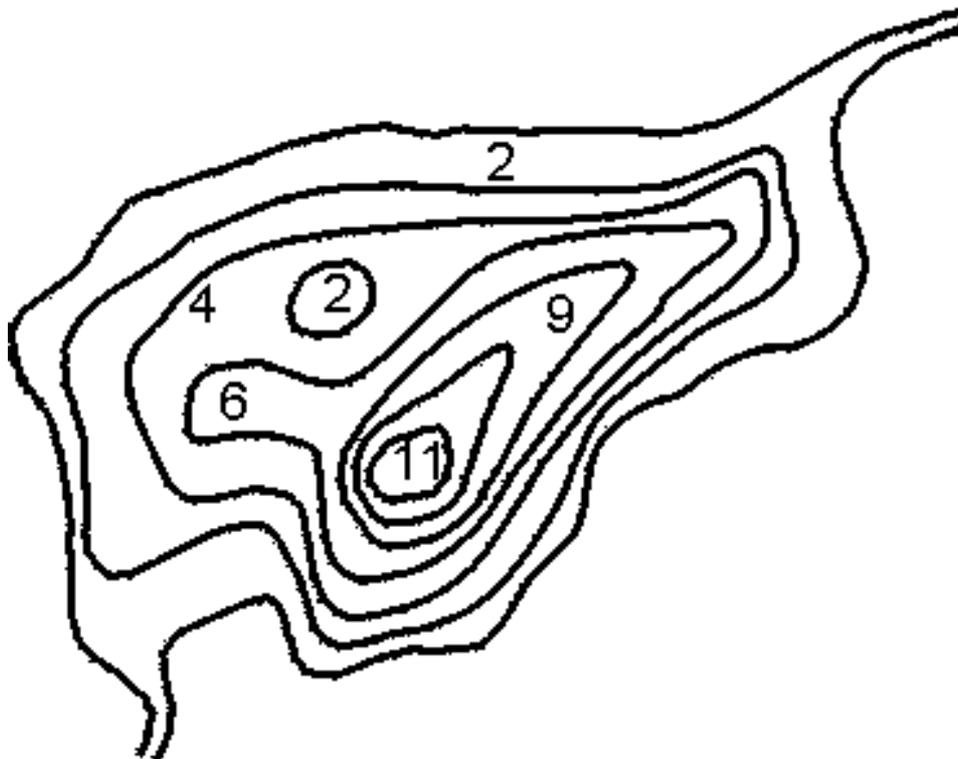


Abb. 9: Großer Glubigsee (Deneke 1996)

### 1.5.2 Topographie und Morphometrie

Das Gewässer erstreckt sich in seiner Längsausdehnung von Nordost nach Südwest, wobei es etwa doppelt so lang wie breit ist (Abb. 9). Die tiefste Stelle des 0,58 km<sup>2</sup> umfassenden Großen Glubigsees befindet sich annähernd im Zentrum. Die geringe Uferentwicklung von 1,3 spiegelt die geringe Verzahnung mit dem Umland wider (Tab. 9). Der Tiefengradient von 2,3 gibt an, dass der See stabil geschichtet ist.

Tab. 9: Topographie und Morphometrie des Großen Glubigsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
2,66	0,58	13,0	4,6	1210	740	1,3	2,3	5,8	0,5

### 1.5.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Große Glubigsee gilt als dimiktisches Gewässer, weist also langanhaltende Phasen stabiler Schichtung während der Sommer- und Winterstagnation auf, wobei sich die Grenzschicht zwischen Meta- und Hypolimnion in den letzten Jahren bei ca. 8 m befand. Das Hypolimnion nimmt einen Anteil von nur 6 % am gesamten Seevolumen ein und ist bereits ab Mitte Mai / Anfang Juni anaerob. Die Sauerstoff-Kompensationszone liegt im Großen Glubigsee im Sommer bei ca. 3 m, im Jahr 1994 ließ sich bereits ab August eine Sauerstoff-Untersättigung in der gesamten Wassersäule nachweisen (Nixdorf *et al.* 1995). Die anoxische Zone reichte bis in Tiefen von nur 5 m. Für das Volumenverhältnis von Hypo- zu Epilimnion wird ein Wert von 0,163 angegeben (Vietinghoff 1995). Kennzeichnend ist ferner eine starke Schwefelwasserstoffentwicklung, die bereits Werte von 3,4 mg/l erreichte (Rücker 1997), sowie eine starke Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten. Für die mittlere, benthische Phosphor-Freisetzungsrate (1994 - 1996) wird ein Wert von  $1,52 \pm 0,34$  mg/m<sup>2</sup> d angegeben. Die Berechnung der internen Phosphor-Last anhand der Netto-Phosphor-Freisetzung über 70 Tage während der Sommerstagnation (Mittelwert 1994 – 1996) ergab unter der Annahme, dass die Phosphor-Freisetzung über 295 Tage des Jahres gleich Null ist, einen Wert von  $0,080 \pm 0,007$  g/m<sup>2</sup> a. Die interne Phosphor-Last (0,051 t P/a) hatte damit einen Anteil von 7,5 % an der gesamten externen Phosphor-Last (0,680 t P/a) (Kleeberg & Lippert 1997). Im Vergleich der Zeiträume 1994 – 1997 mit 1998 – 2000 zeigt sich eine deutliche Abnahme der Trophie nach LAWA (1998) von einem hoch eutrophen (e2) zu einem schwach eutrophen (e1) Zustand. Der trophische Referenzzustand, ermittelt auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient, weist den See nach (LAWA 1998) als natürlicherweise mesotroph (m) aus. So verringerten sich im Mittel beider Zeiträume (April – Oktober) die Werte des Parameters Chlorophyll a von ca. 40 µg/l auf 27 µg/l, während sich die der Sichttiefe von 0,9 m auf 1,6 m vergrößerten (Deneke *et al.* 2001) (Abb. 10). Der auffällige Rückgang der Algenbiomasse in den Jahren 1999 / 2000 scheint dabei in keinem Zusammenhang mit der TP-Konzentration zu stehen, deren Vegetationsmittelwerte seit 1994 regelmäßige Schwankungen zwischen ca. 29 µg/l und 62 µg/l aufweisen.

Tab. 10: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,3	373	23,7	2,4	0,82	54,4	71,4

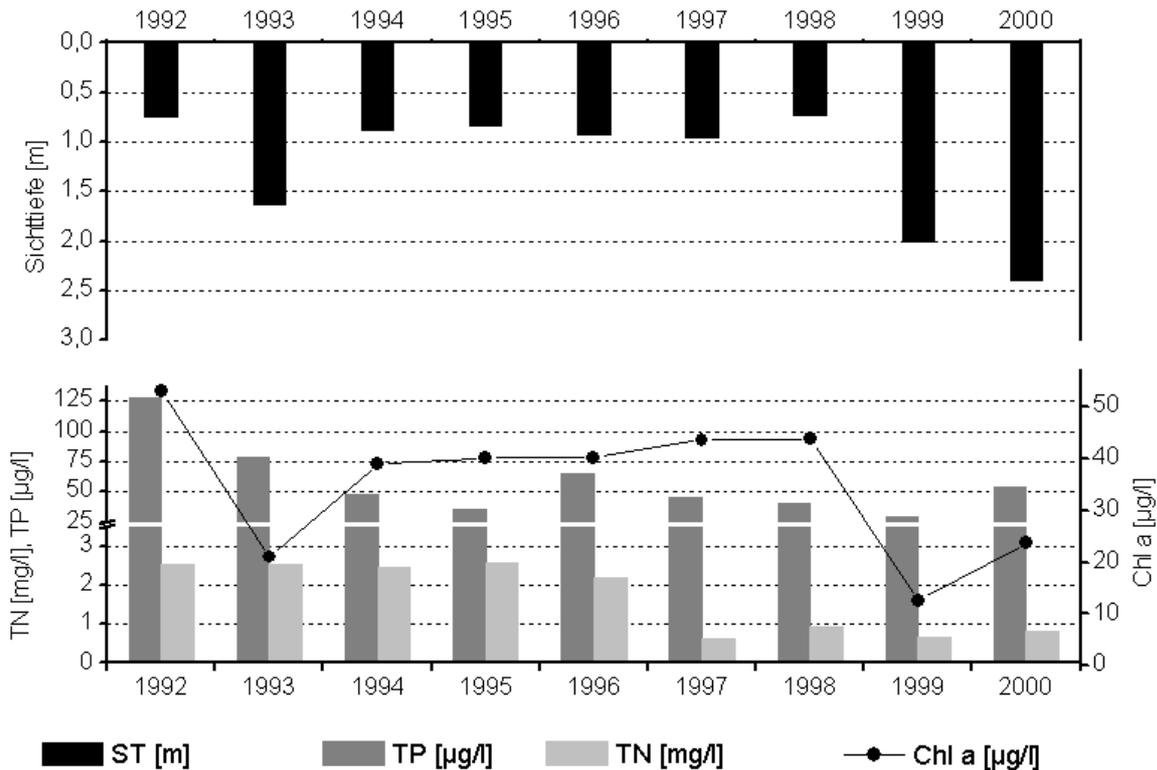


Abb. 10: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Glubigsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) & (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

#### 1.5.4 Flora und Fauna

Die Phytoplanktonbiomasse des Großen Glubigsees war mit Werten um 10 mg/l 1993 und 1994 im Vergleich zu den anderen Seen der Region gering und wurde im Sommer 1993 zu über 50 % aus Vertretern der Dinophyceen (*Ceratium*) sowie aus Nanoplanktern gebildet. Hervorzuheben ist das seltene Vorkommen von *Gomphosphaeria* (Cyanobakteria) in nennenswerten Abundanzen. Im Frühjahr 1994 waren Cyanobakterien mit einem Anteil von 32 % und Diatomeen mit einem Anteil von 25 % an der Phytoplanktonbiomasse beteiligt. Bestandsbildend war neben der Gattung *Diatoma* und solitär centrischen Diatomeen insbesondere die Diatomeengattung *Synedra*. Im Gegensatz zum Vorjahr zeigte der Sommeraspekt 1994 eine eindeutige Dominanz von Cyanobakterien (Nixdorf *et al.* 1995). Auch in den Folgejahren wurde das sommerliche Phytoplankton regelmäßig von Cyanobakterien (max. 68 % der Phytoplanktonbiomasse) beherrscht, wobei der größte Anteil auf die Gattungen *Limnothrix* und *Pseudoanabaena* entfiel. Im Jahr 1999 traten die Cyanobakterien dagegen zugunsten eines artenreichen Phytoplanktonbildes zurück. Neben Cryptophyceen waren in diesem Jahr zu etwa gleichen Anteilen Diatomeen und Chlorophyceen (*Tetraedron*, *Oocystis*) vertreten bei gleichzeitiger Verminderung der Gesamtalgenbiomasse von ehemals 13 mg/l (1994) auf 3,7 mg/l (1999). Im Sommer 2000 herrschten erneut Cyanobakterien der Gattung *Pseudoanabaena* und Dinophyceen wie die Gattung *Ceratium* vor (Mischke & Rucker 2001).

Das Zooplankton wurde 1993/1994 insbesondere durch das zeitweilige Auftreten von *Eudiaptomus gracilis* und *C. vicinus* geprägt (Nixdorf *et al.* 1995).

#### 1.5.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Große Glubigsee wird mehr und mehr von Erholungssuchenden genutzt. Durch seine Verbindung zum Scharmützelsee stellt er u.a. ein ideales Gewässer für Motorboot- und Segelfreunde dar.

Die touristische Erschließung des relativ kleinen Sees hat in den letzten Jahren zu erheblicher Überlastung geführt (Kalbe 1993). Die relativ hohe Trophiestufe des Sees steht auch in Zusammenhang mit der hohen externen Nährstoffbelastung im Einzugsgebiet bis 1990. Die sich abzeichnende Trophieerniedrigung kann als Folge der Zentralisierung der Abwasserbehandlung, der Modernisierung von Kläranlagen, des Rückgangs der Landwirtschaft und der Beendigung von Fischintensivhaltungen im Scharmützelseegebiet nach 1990 gedeutet werden.

## 1.6 Großer Seddiner See

### 1.6.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Große Seddiner See liegt ca. 15 km südlich von Potsdam im Landkreis Potsdam-Mittelmark. Nach der geomorphologischen Seenklassifikation von Liedke (Liedtke 1981) zählt das Gewässer zum Typus des glazial entstandenen breiten Rinnenbeckensees. Es liegt in einer Schmelzwasserabflussbahn eingebettet, die sich von Ferch-Lienewitz über den Großen und Kleinen Lienewitzsee, den Karinchensee, den Langen Grund bis nach Saarmund zwischen zwei Rückzugsstadien der Inlandvergletscherung des Weichselglazials erstreckt (Franz 1961). Nach Wichura (1994) setzt sich der Flächennutzungsanteil im Einzugsgebiet zu 46,8 % aus Wald, zu 36,6 % aus landwirtschaftlicher Nutzfläche, zu 6,5 % aus Siedlungsfläche, zu 4,2 % aus Produktionsflächen, zu 3,7 % aus Feuchtgebieten, zu 1,9 % aus Kleingärten und zu 0,2 % aus Gewässern zusammen. Das Grundwasser-einzugsgebiet weist eine Größe von 1443 ha auf und verbindet den See hydraulisch mit dem Niederungsbereich des Nuthe-Nieplitzsystems. Das Grundwasser strömt aus nordwestlicher Richtung zum See. Die geringen, oberflächlichen Zuflüsse gelangen durch das Seddiner Fenn in den Kleinen Seddiner See. Bei ausreichend hohen Wasserständen entwässert der Kleine in den Großen Seddiner See und dieser wiederum (erneut seit 1995) über den Kähnsdorfer See und das Mühlenfließ in den Königsgraben und somit in das Nuthe-Nieplitz-System. In der Zeit von 1989 bis 1995 kam es infolge von klimatischen Bedingungen, der Entnahme von 204000 m<sup>3</sup> Wasser pro Jahr in den 1980er Jahren, durch die ehemalige Entenmastanlage Kähnsdorf und die Verkleinerung des Einzugsgebietes durch das Errichten von Brunnengalerien (u.a. Wasserwerk der NVA in Neuseddin) zu einer deutlichen Seespiegelabsenkung. So lag der Pegel des Jahres 1992 gegenüber 1987 um 80 cm niedriger, zugleich war das Seevolumen um ca. 2 Mio. m<sup>3</sup> verringert (Mietz 1998).



Abb. 11: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.6.2 Topographie und Morphometrie

Mit einem Längen-Breitenverhältnis von 5,0 zählt der Große Seddiner See zu den sehr schmalen Gewässern. Seine größte Längsausdehnung verläuft genau von Osten nach Westen (Abb. 11). Entlang dieser Längsachse finden sich auch die Bereiche mit maximalen Tiefen von 7,2 m. Der Tiefengradient von kleiner 1,5 (Tab. 11) weist den See als polymiktisch aus.

Tab. 11: Topographie und Morphometrie des Großen Seddiner Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
6,62	2,18	7,2	3,0	3200	630	1,9	1,0	7,0	1,9

### 1.6.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Beim Großen Seddiner See handelt es sich um einen polymiktischen Flachsee, der während sommerlicher Phasen mit strahlungsreichen, windarmen Hochdruckwetterlagen temporäre Schichtungen aufweisen kann. In der Zeit von 1992 bis 1994 konnte eine Zunahme der Perioden mit geringen Sauerstoffkonzentrationen bis hin zu Sauerstoffschwund festgestellt werden. So lag die Sauerstoffsättigung 1994 bereits von Anfang Mai bis Anfang September unter 50 %.

Zwischen 1989 und 1993 sanken die Gesamtphosphorkonzentrationen zur „Frühjahrsvollzirkulation“ von 179 µg/l auf 77 µg/l und die mittleren, sommerlichen Gesamtphosphorkonzentrationen in 0,5 m Tiefe von 99,3 µg/l (1989) auf 75,8 µg/l (1994). Die sommerlichen Mittel des Parameters Gesamtstickstoff zeigten im entsprechenden Zeitraum eine äquivalente Entwicklung und gingen von 5,06 mg/l auf 2,08 mg/l zurück. Im Jahr 1992 erreichten die mittleren, sommerlichen Chlorophyll a-Konzentrationen Maximalwerte von > 100 µg/l und sanken nachfolgend bis auf 85 µg/l im Jahr 1994. Die Zunahme der Chlorophyll a-Konzentrationen schien in Zusammenhang mit der Abnahme des Seevolumens, der Seefläche sowie dem Ausfall des Röhrichtstreifens und damit verbundener Verminderung des Selbstreinigungspotentials zu stehen (Mietz 1998).

Der See wies in der Vergangenheit ein polytrophes Erscheinungsbild auf. Die Trophieentwicklung zwischen 1992 und 2000 gibt Abb. 12 wieder. Der Verlauf einzelner trophierelevanter Parameter zeigt darin eine gute Übereinstimmung. Auffallend sind die Abnahme der mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen im Jahr 1996 und nach 1998 auf ca. 40 µg/l sowie der drastische Rückgang der mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen von annähernd 80 µg/l im Jahr 1998 auf 19,1 µg/l im Jahr 2000, verbunden mit einer Zunahme der mittleren Sichttiefen auf > 1,0 m. Die Vegetationsmittelwerte des Parameters Gesamtstickstoff zeigen im gesamten Zeitraum relativ gleichmäßige Oszillationen um 1,5 mg/l. Hinsichtlich der Trophiebeurteilung ergibt sich nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) für das Untersuchungsjahr 2000 somit ein hoch eutropher (e2) Zustand (Tab. 12), während der morphometrische Referenztrophiegrad schwach eutrophe (e1) Verhältnisse vorgibt.

Tab. 12: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 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 <sub>Früh</sub> [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
8,4	480	19,1	1,0	1,55	44,6	43,5

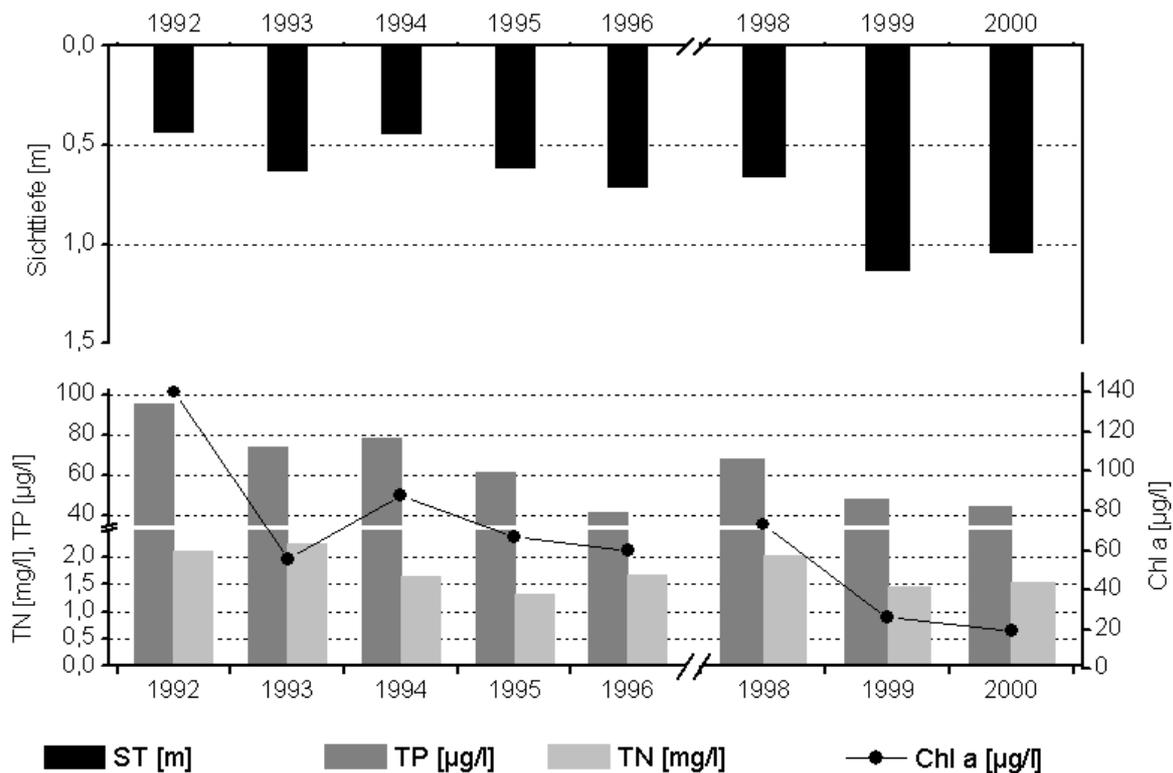


Abb. 12: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großer Seddiner See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.6.4 Flora und Fauna

Während der Periode der Seespiegelabsenkung starben große trockengefallene Bereiche des Röhrichts ab, zwischen 1993 und 1995 konnte aber mit dem Anstieg des Wasserspiegels eine Zunahme des Röhrichtstreifens von 9,33 ha auf 22,3 ha registriert werden. 92,5 % der Uferlinie sind mit Röhricht besiedelt (Mietz 1998). Die wichtigsten Arten stellen nach Wienicke und Roschke (Wienicke & Roschke 1996) *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, *Phalaris spec.*, *Glyceria maxima*, *Sparganium erectum*, *Scirpus lacustris*, *Juncus inflexus*, *Juncus effusus*, *Iris pseudacorus*, *Elocharis palustris*, *Eupatoria cannabin*a und *Utricularia vulgaris* dar. Mit 85 % ist das Schilf die am weitesten verbreitende Art unter den Röhrichtpflanzen, welche  $\frac{2}{3}$  der Fläche als Reinbestände einnimmt. Jedoch ist seit 1995 eine Abnahme des Anteils von *Phragmites australis* zugunsten von *Typha ssp.* zu verzeichnen. Zusammenhängende Röhrichtbereiche mit funktioneller Bedeutung für

das Gewässer sind am Nordufer mit einer Ausdehnung von 10,7 ha und an 3 Stellen des Südufers mit einer Gesamtausdehnung von 7,6 ha vorhanden. An submersen Makrophyten wurden *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton lucens*, *Utricularia australis*, *Najas marina subsp. intermedia*, *Chara tomentosa*, *Ch. delicatula*, *Ch. globularis* und *Ch. contraria* bestimmt. Der Schwimmblattpflanzengürtel und die submersen Makrophyten fehlen an den Brandungsufeln und in den Siedlungsbereichen nahezu vollständig, Bereiche mit ausgedehnterem Vorkommen ließen sich nur abschnittsweise feststellen (Danowski 1998). *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea* spielen vor allem in der Wildenbrucher Bucht eine gewisse Rolle. Große submerse Makrophytenbestände vor allem der Flachwasserbereiche am Südufer, die 1988/1989 kartiert wurden, waren im folgenden Zeitraum nur noch in Resten nachweisbar (Mietz 1998).

Das Phytoplankton wurde zwischen 1992 bis 1997 nahezu ausschließlich von fädigen Cyanobakterien dominiert, deren Anteil meist über 90 % lag. Die Biovolumina der Algen lagen im Bereich zwischen 10 mm<sup>3</sup>/l und 20 mm<sup>3</sup>/l. Innerhalb der Cyanobakterien war *Limnothrix* die vorherrschende Gattung mit den Arten *Limnothrix redekei*, *L. planctonica* und *L. amphigranulata*. In geringer Häufigkeit waren andere fädige Cyanobakterien, v.a. *Planktothrix agardhii* bzw. *Aphanizomenon spp.* und *Cylindrospermopsis spp.* vorhanden. Nur im Winter und Frühjahr bildeten Algengruppen wie Cryptophyceen und Diatomeen, größere Anteile an der Gesamtbiomasse (Vietinghoff 1998b).

Das Zooplankton zeigte im Vergleich zum Phytoplankton im Großen Seddiner See eine geringe Produktion, die durch mittlere Biomassen von 0,11 mg/l in den Jahren 1992 bis 1994, 0,19 mg/l im Jahr 1996 und 0,26 mg TG/l im Jahr 1997 gekennzeichnet war. Dabei wurden die höchsten Biomassen stets in den Frühsommer- bis Sommermonaten erreicht. Im gesamten Zeitraum von 1996 bis 1997 dominierten cyclopoide Copepoden mit ihren Naupliuslarven und den Hauptvertretern *Thermocyclops spp.* und *Mesocyclops leuckarti*. Daneben traten herbivore und carnivore Rotatorien auf. Von Ersteren kamen häufig *Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra spp.*, *Brachionus*-Arten, *Pompholyx sulcata* und *Filinia spp.* vor, während letztere besonders durch *Asplanchna priodonta* und *Trichocerca spp.* vertreten waren. Die herbivoren Rotatorien erreichten insbesondere im Herbst 1997 hohe Abundanzen von 930 Ind./l, wurden jedoch im Juni und November durch *Asplanchna* zeitweilig dezimiert. Cladoceren, hauptsächlich *Daphnia galeata* und *Daphnia cucullata*, erlangten nur im Frühsommer mit einem Biomasseanteil von ca. 25 % eine etwas größere Bedeutung innerhalb des Zooplanktons. Höhere Anteile an der Zooplanktonbiomasse hatten insbesondere im Herbst die Protozoen, so dass die detritisch-bakterielle Nahrungskette im See vorzuherrschen scheint (Vietinghoff 1998b).

Im Großen Seddiner See sind 16 Fischarten nachgewiesen worden. Hierzu gehören mit einem regelmäßigen – häufigen Vorkommen Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Zander (*Stizostedion lucioperca*), Hecht (*Esox lucius*), Wels (*Silurus glanis*), Aal (*Anguilla anguilla*) Ukelei (*Alburnus alburnus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Güster (*Blicca bjoerkna*), Blei (*Abramis brama*), Plötze (*Rutilus rutilus*), Schleie (*Tinca tinca*), mit seltenem Vorkommen Karausche (*Carassius carassius*) und Gründling (*Gobio gobio*), sowie in Abhängigkeit von Besatzmaßnahmen Karpfen (*Cyprinus carpio*), Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*) und Marmorkarpfen (*Aristichthys nobilis*). Gemessen an den Fangerträgen war zwischen 1969 und 1989 ein drastischer Rückgang an Hechten (von 700 kg/a im Jahr 1969 auf 30 kg/a im Jahr 1987), Zandern (von

1700 kg/a im Jahr 1969 auf 70 kg/a im Jahr 1987) und Flussbarschen zu verzeichnen. Im Zeitraum 1983 bis 1988 wurde die Ichthyofauna stark durch Besatz mit Spiegelkarpfen, Marmorkarpfen, Silberkarpfen sowie Aalbrut verändert und 1993 wurden im Zuge eines Biomanipulationsversuches über 100 Welse in das Gewässer eingebracht. Der Biomasseanteil der Friedfische am Gesamtfang betrug im Jahr 1989 84 % gegenüber 16 % Anteil der Raubfische, die sich wiederum zu 34 % aus autochthonen Arten wie Flussbarsch, Zander und Hecht zusammensetzten, während 66 % auf den Aal entfielen. Die Fischpopulation wurde zu dieser Zeit durch ein starkes Übergewicht von Kleinfischen geprägt mit dem Blei als dominierender Art. Die Bestände waren dabei stark verbuttet. Im Rahmen eines Biomanipulationsversuchs zur Förderung einer ökologisch orientierten Fischwirtschaft wurden 1992 und 1994 insgesamt 51 t Silber- und Marmorkarpfen als Faunenfremdlinge wieder dem See entnommen und der Raubfischbesatz mit Zander, Hecht, Wels und Aalbrut bis 1995 forciert (Mietz 1998).

#### 1.6.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Große Seddiner See besitzt eine wichtige Rolle in der Potsdamer Seenlandschaft als Erholungsgebiet und Biotop. Am Südufer (Ortsende Seddin) befinden sich zwei Badestellen. Zudem wird das Gewässer von Booten befahren und gilt als Windsurfrevier.

Bedeutend für den heutigen trophischen Zustand des Gewässers dürfte vor allem die Freiwasserhaltung von Enten in den fünfziger Jahren sein. Nach Einstellen dieser Freiwasserhaltung liefen die Abwässer des Kombinats Industrielle Mast Kähnsdorf 1964 etwa ein halbes Jahr über einen Oxidationsgraben ungeklärt in den See, danach erfolgte eine Verbringung in Absatzbecken und anschließende Verregnung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen außerhalb des Einzugsgebietes. Seit den 1950er Jahren wird der See durch die Binnenfischerei bewirtschaftet. Eine Intensivhaltung von Karpfen mit Zufütterung wurde vor allem im Kähnsdorfer See von 1965 bis zum Ende der 1980er Jahre betrieben (Vietinghoff 1998b).

## 1.7 Großer Stechlinsee

### 1.7.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Große Stechlinsee gehört zur Ostmecklenburgischen Kleinseeplatte im Norden des Landes Brandenburg (Landkreis Oberhavel). Er stellt einen glazialen Rinnensee (kombinierter Beckensee) dar, der sich im Zuge des Schmelzens von Toteisblöcken und Schmelzwassererosion südlich der Endmoräne der Fürstenberger Staffel am Ende der Weichselkaltzeit bildete (Casper *et al.* 1985b). Das Gebiet ist durch große Sanderflächen, Schmelzwasserrinnen und eine durch Toteis geprägte Morphologie mit zahlreichen abflusslosen Hohlformen charakterisiert. Die Sander bilden im Komplex mit weiteren glazifluvialen Bildungen im Liegenden einen bis zu 50 m mächtigen Grundwasserleiter. Nahezu alle Oberflächengewässer des Gebiets haben hydraulischen Kontakt mit diesem Hauptgrundwasserleiter und bilden ein einheitliches hydrodynamisches System (Ginzel 1999).



Abb. 13: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

Das Oberflächeneinzugsgebiet ist 12,36 km<sup>2</sup> groß und besteht zu 80 % aus Waldfläche. Das unterirdische Einzugsgebiet weist eine Größe von 25,36 km<sup>2</sup> auf (Krey 1985). Auf Grund der geologischen Entwicklung während der Weichselkaltzeit, der mächtigen Grundwasserleitersysteme und der geringen Verbreitung undurchlässiger

Schichten fehlen im Bereich des Stechlinsees natürliche Vorfluter. Die heute bestehenden Verbindungen mit anderen Seen sind künstlich. Das Grundwasser fließt sowohl von Nordwesten als auch aus östlicher und südöstlicher Richtung zum Stechlinsee. Oberflächenzufluss erhält der Stechlinsee nur durch den Dagowsee in der Ortslage von Neuglobsow/Dagow. Zwischen dem Stechlinsee und Nehmitzsee existieren 2 Kanäle, an die der Kühlkreislauf des ehemaligen Kernkraftwerkes Rheinsberg angeschlossen war und die zugleich eine Wasserzirkulation zwischen beiden Seen ermöglichten. Der Niveauunterschied zwischen beiden Seen lässt sich durch ein Wehr ca. 0,5 km unterhalb der Ausflusstelle aus dem Stechlinsee verändern. Der oberirdische Abfluss aus dem Stechlinsee-Nehmitzsee-System wird nur bei hohen Wasserständen durch den Polzowkanal reguliert, der über den Roofensee mit der Oberen Havel verbunden ist. Die unterirdischen Abflüsse erfolgen nach Norden in Richtung Großer Glietzensee, Kleiner und Großer Boberowsee in das Flussgebiet der Oberen Havel und aus dem Hauptgrundwasserleiter in das tiefergelegene Grundwasserstockwerk (Ginzel 1999).

### 1.7.2 Topographie und Morphometrie

Der See ist in mehrere Buchten (Nord-, West- und Südbucht) untergliedert, die erhebliche Tiefen von über 30 m aufweisen (Tab. 13). Die größte Ausdehnung besitzt das Gewässer in Südwest-Nordost-Richtung (Abb. 13). Der Große Stechlinsee gehört zu den größten Seen Brandenburgs und ist der tiefste natürliche See in diesem Bundesland. Aufgrund seiner großen Tiefe und einem Tiefengradienten von 8,6 ist er stabil geschichtet.

Tab. 13: Topographie und Morphometrie des Großen Stechlinsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
96,90	4,25	68,0	22,8	3525	2625	2,2	8,6	8,0	57,8

### 1.7.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Große Stechlinsee ist ein dimiktischer Hartwassersee, dessen sommerliche Schichtung im Allgemeinen von Mai bis November dauert. Da die Hauptachse des Sees in der Hauptwindrichtung liegt, findet stets eine Vollzirkulation statt. In Jahren ohne Eisbedeckung kann der See auch monomiktisch sein (Wöbbecke et al. 2003).

Zwischen 1966 und 1989 erfuhr der zuvor oligotrophe See durch die Einleitung von Kühlwasser des Atomkraftwerkes (AKW) Rheinsberg, das dem eutrophen Nehmitzsee entnommen und nach der Kühlung des AKW in die westliche Bucht des Stechlinsees eingeleitet wurde, eine Eutrophierung. Diese war zum einen durch die Veränderung des Temperaturregimes (Erhöhung um mehrere Grad in der westlichen Bucht und um ca. 1°C im gesamten Wasserkörper) und zum anderen durch den Nährstoffreichtum des eingeleiteten Kühlwassers sowie eine Verlängerung der Vegetationsperiode verursacht. Die Erwärmung bewirkte wiederum eine Beschleunigung der mikrobiellen Umsatzprozesse. Das Schichtungsverhalten änderte sich dahingehend, dass die Schichtung bereits im April einsetzte, die Epilimniontiefe verringerte sich auf 4 m. Durch die Erwärmung wurde eine winterliche Eisbedeckung selten und der See tendierte zur Monomixis (Koschel et al. 1985). Die Phosphor-

belastungen stiegen während der 1970er Jahre auf  $0,07 \text{ g}/(\text{m}^2 \text{ a})$ , während sie zuvor und auch in den 1990er Jahren bei  $0,04 \text{ g PO}_4\text{-P}/(\text{m}^2 \text{ a})$  lagen. Bereits Anfang der 1970er Jahre wurden Maßnahmen unternommen, um den Nährstoffgehalt des Kühlwassers zu verringern (Klapper & Koschel 1985) und seit 1989 unterbleibt die Einleitung von Kühlwasser in den Großen Stechlinsee infolge der Stilllegung des Kernkraftwerkes vollständig.

Tab. 14: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999 (Ausnahme  $\text{TP}_{\text{Früh}}$ : Mittelwert der Monate März und April 1999) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	Chl a [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	$\text{TP}_{\text{Früh}}$ [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
8,5	272	2,57	9,1	0,42	9,6	11,3

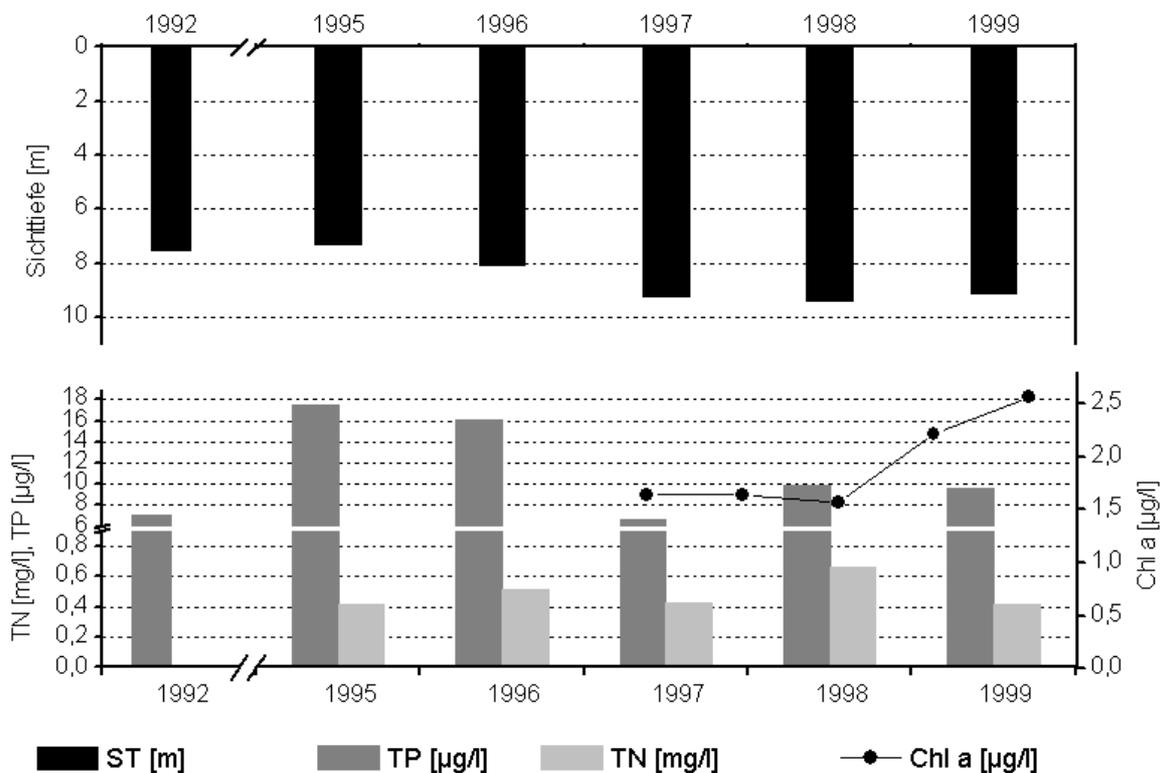


Abb. 14: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Stechlinsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April – Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

Das Gewässer näherte sich trophisch wieder seinem Referenzzustand von Oligotrophie und auch die relevanten Parameter des Jahres 1999 (Tab. 14) entsprechen nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) gering produktiven Verhältnissen. Die Entwicklung dieser Parameter im Verlauf der 1990er Jahre zeigt Abb. 14. Auffallend ist eine starke Erhöhung der mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen in den Jahren 1995 und 1996 sowie eine anschließende Abnahme auf Werte  $< 10 \mu\text{g}/\text{l}$ . Die mittleren Gesamtstickstoffkonzentrationen schwankten zwischen 1992 und 1999

tendenzlos in einem Größenbereich von 0,4 mg/l bis 0,6 mg/l, während die Chlorophyll a-Konzentrationen nach 1998 einen Anstieg von ca. 1,6 µg/l auf ca. 2,6 µg/l zeigten. Die Zunahme der Chlorophyll a-Werte spiegelt sich nicht in einer Abnahme der Sichttiefen wider, diese verharren seit 1997 bei rund 9 m im Mittel der Vegetationsperiode.

Die Phosphor-Freisetzung aus den Sedimenten durch die Diagenese labiler Phosphor-Verbindungen wurde aktuell mit 69 mg P/(m<sup>2</sup> a) kalkuliert und steht in sehr guter Übereinstimmung mit der mittleren Akkumulationsrate von SRP im Hypolimnion während der Sommerstagnation, die bei 70 mg P/(m<sup>2</sup> a) lag. Die Sauerstoffsättigung erreichte im Hypolimnion noch 48 % (Gonsiorczyk *et al.* 2000).

In der Zeit zwischen 1978 und 1987 betrug die hypolimnische Phosphatanreicherung (unterhalb 60 m Wassertiefe) ca. 0,1 mg/(m<sup>2</sup> d), in den Jahren 1988 - 1996 ca. 0,35 mg/(m<sup>2</sup> d) und 1997 - 1999 sogar 1 mg/(m<sup>2</sup> d) (Gonsiorczyk 2000).

#### 1.7.4 Flora und Fauna

Die Röhrichte des Großen Stechlinsees (v.a. bestehend aus *Phragmites australis* und *Cladium mariscus*) sind wegen der steilen Ufer überwiegend von geringer Tiefenausdehnung und erreichen nur in Buchten eine größere Tiefe. Die folgende Beschreibung der Makrophytengemeinschaften geht noch auf Zeiten des Kernkraftwerkbetriebes und die damit verbundenen Warmwassereinleitungen zurück. Der Schilfgürtel war durch Bestände von *Phragmites sp.*, *Typha angustifolia*, *Cladium mariscus*, *Carex acutiformis* und *Eleocharis palustris* gekennzeichnet. In Tiefen bis zu 2 m ließen sich Bestände von *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton natans*, *Ranunculus circinatus*, *Nymphaea alba* und *Elodea canadensis* sowie von *Chara tomentosae* und *Chara filiformis* nachweisen. Das Vorkommen von *Nitellopsidetum obtusae* wurde in Tiefen bis zu 8 m, das von *Nitello vaucherietum* in Form vereinzelter Bestände sogar bis in Tiefen von 20 m bestätigt (Casper *et al.* 1985a). Als Folge der Kühlwassereinleitungen ging das Characeenvorkommen stark zurück, Arten wie *Ch. aspera* sowie *Stratiotes aloides* und *Potamogeton rutilus* verschwanden völlig. Nährstoffliebende Arten wie *C. demersum*, *P. pectinatus*, *E. canadensis* und *R. circinatus* sowie *Potamogeton crispus* breiteten sich dagegen rasch aus (Krausch 1985).

Die Phytoplanktonbiomasse im Großen Stechlinsee ist gering. Die Jahresmaxima treten in der Regel im Mai/Juni auf und liegen unterhalb von 1 mg/l. Die Artenvielfalt des Phytoplanktons ist mit 200 bisher nachgewiesenen Arten sehr groß, darunter sind zwei weltweit seltene Arten hervorzuheben: die centrischen Diatomeen *Cyclotella tripartita* (dominierte im Mai 1994 und 1996 das Jahresmaximum des Diatomeenplanktons) und *Stephanocostis chantaicus* (regelmäßiger Bestandteil des Winterplanktons). Vor den Kühlwassereinleitungen war *Planktothrix rubescens* ganzjährig eine Hauptkomponente des Phytoplanktons, die vor allem im Winter dominierte und sich während der Sommerstagnation im unteren Metalimnion und Hypolimnion einschichtete. Im Frühjahr dominierten dagegen bis zum Einsetzen der Sommerstagnation stets Diatomeen, begleitet von kleinwüchsigen Chlorophyceen. Erst bei nachlassender Schichtungsstabilität nahm die Planktondichte (Chrysophyceen und *P. rubescens*) wieder zu, um dann mit dem Einsetzen der Herbstzirkulation (Ende November) rapide abzunehmen. Nach Beginn der Kühlwassereinleitungen stieg die durchschnittliche Phytoplanktonbiomasse auf das 2 bis 4-fache an. Die dominanten Arten änderten sich, einige Arten wie *P. rubescens* verschwanden bei gleichzeitigem Neuerscheinen von Arten. Insgesamt war eine

Zunahme von Nano- und Mikroplankton auffällig, wobei auch in dieser Zeit Diatomeen und Chrysomonaden dominierten (Casper 1985). Nach Ende der Kühlwassereinleitung begann erneut eine Umstrukturierung der Phytoplanktongemeinschaft. In den Sukzessionen der Jahre 1994 - 1996 erreichten 40 Taxa zeitweilig einen Anteil von > 5 % der Phytoplanktonbiomasse. Die Diatomeen (überwiegend Centrales) produzierten ca. 50 %, picoplanktische Cyanobakterien der Gattungen *Cyanobium* und *Synechococcus* über 30 % der Phytoplanktonbiomasse. Die Chlorophyceae bildeten die Gruppe mit der höchsten Biodiversität, es wurden über 70 Arten nachgewiesen, von denen jedoch nur wenige höhere Individuendichten erreichten. Im o.g. Zeitraum ließen sich im Winter als typische Kaltwasserformen kleinzellige Chrysoflagellaten der Gattungen *Chrysococcus* und *Chromulina*, die Cryptomonade cf. *Chroomonas nordstedtii*, Gymnodinien und centrische Diatomeen, besonders *Stephanocostis chantaicus* nachweisen. Ab März begann ein charakteristisches Frühjahrsdiatomeenmaximum mit der dominanten Gattung *Cyclotella*. Hohe Biomasseanteile erreichten im Frühjahr außerdem die picoplanktischen Cyanobakterien und Chlorophyceen. Das Tiefenmaximum der autotrophen Picoplankter entwickelte sich weit unterhalb der Thermokline. Zahlreich waren weiterhin Vertreter der Eustigmatophyceen (*Tetraedriella jovetii* und *Trachydiscus lenticularis*), die coccale Grünalge *Scenedesmus coatato-granulatus* sowie pennate Diatomeen (*Asterionella* und *Fragilaria*). *Dinobryon sociale* als Vertreter der Chrysophyceen dominierte im Übergang zum Sommerplankton. Das sehr diverse Sommerplankton setzte sich aus Cyanobakterien (*Chroococcus div. spec.*, *Anabaena lemmermannii*), Chlorophyceen (*Phacotus lenticularis*, *Botryococcus*, *Cosmarium*), Chrysophyceen (*Ochromonas*), Dinophyceen (*Ceratium*, *Peridinium*) und Diatomeen (Centrales, Pennales) zusammen. Während der Herbstvollzirkulation entwickelte *Planktothrix rubescens* die höchste Individuendichte (Krienitz *et al.* 2000). Diese Cyanobakterienart tritt nach fast 30jähriger Abwesenheit seit 1994 wieder subdominant im Phytoplankton auf und zeigte 1998 sogar eine Massenentwicklung ((Padisk *et al.* 1998) in Wöbbecke *et al.* 2003).

Im Zooplankton wurden 8 Cladocerenarten, 3 Arten calanoider und 4 Arten cyclopoider Copepoden sowie 30 Rotatorienarten nachgewiesen. Die Zusammensetzung des Zooplanktons zeigte im Laufe der Jahre ähnliche saisonale Veränderungen. Die Crustaceen erreichten im Sommer ihre maximale Biomasse und maximale Individuenzahlen, die im November/Dezember wieder abnahmen. Im Frühling und Herbst dominierten *Eudiaptomus gracilis* und/oder *Eurytemora lacustris*, im Sommer dagegen *Daphnia cucullata*. Auch die Rotatorien zeigten im Sommer ein maximales Vorkommen (10 - 270 mg C/m<sup>2</sup>). Im jahreszeitlichen Wechsel traten ab März zunächst *Synchaeta pectinata*, *S. oblonga* und *S. tremula* auf, in einigen Jahren zusätzlich *Ascomorpha* mit den Arten *A. ecaudis* und *A. saltans* sowie *Pompholox sulcata*. Im Mai dominierten *Polyarthra dolichoptera*, *Conochilus unicornis* und *Filinia terminalis*, die im Sommer von *Keratella cochlearis* und *Kellicottia longispina* abgelöst wurden. Im Herbst setzten sich dagegen *Filinia terminalis*, *F. longiseta*, *Polyarthra dolichoptera* und *P. vulgaris* als Hauptbestandbildner in der Rotatoriengemeinschaft durch (Flößner *et al.* 1985).

Innerhalb des Makrozoobenthos sind unter den Chironomiden *Lauterbornia coracina*, *Micropsectra lindenbergi*, *Tanytarsus niger*, *T. norvegicus* und unter den Mollusken *Pisidium conventus* als biologische Indikatorarten zu betrachten. In der oberen Profundalzone (bis 35 m Wassertiefe) stellen die Chironomidenlarven *Microtendipes chloris* und *Stichtochironomus pictulus* die Hauptarten dar und die für oligotrophe

Seen typische Gattung *Tanytarsus* ist ebenfalls mit mehreren Arten vertreten. Zwischen 35 m und 60 m ist die Profundalfauna arten- und individuenarm und setzt sich zu 50 % aus Chironomiden und zu je 25 % aus Nematoden und Tubifiziden zusammen. In der relativ kleinen Zone zwischen 60 m und 68 m sammelt sich mehr Detritus als in den oberen Bereichen, so dass hier die größte Benthosdichte gefunden wird, bei einem vergleichsweise höheren Anteil von Nematoden (Flößner *et al.* 1985).

Der wertvollste Nutzfisch (35-60 kg/ha) des fischreichen Sees (81-154 kg/ha) ist die kleine Maräne (*Coregonus albula* L.), deren Bestand durch Besatzmaßnahmen aufgefrischt wurde. Von insgesamt 11 beschriebenen Arten sind außerdem Flussbarsch (*Perca fluviatilis* L.), Plötze (*Rutilus rutilus* L.), Ukelei (*Alburnus alburnus* L.) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus* L.) am häufigsten (Mehner *et al.* 1999).

#### 1.7.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Große Stechlinsee ist als Badegewässer gleichermaßen bekannt wie beliebt. Am Ostufer befindet sich ein Campingplatz mit Strandbereich und naturnahe Badestellen sind in der Sonnenbucht (Nordufer) sowie auf der Halbinsel (Westufer) zu finden. Des Weiteren wird er von Paddelbooten und Kajaks befahren. Motorboote sind nur für die Fischerei und das IGB Neuglobsow erlaubt.

Seit dem Bau einer Ringkanalisation für Neuglobsow und der Reinigung der Abwässer außerhalb des Einzugsgebietes verbesserte sich die Wasserqualität des Dagowsees und damit auch die des Stechlinsees (Kalbe 1993). Im Zuge der Stilllegung des Kernkraftwerkes im Jahr 1989 entfällt auch die Möglichkeit einer Beeinträchtigung der Wasserqualität durch Einleitung aufgewärmten und nährstoffreicheren Kühlwassers. Stoffeinträge erfolgen fast nur noch durch atmosphärische Deposition.

## 1.8 Großer Storkower See

### 1.8.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Große Storkower See liegt in einem der wasserreichsten Kreise Brandenburgs (Landkreis Oder-Spree) ca. 60 km südöstlich von Berlin und bildet den Anfang der Storkower Seenkette. Die oberflächlichen, geologischen Bildungen des Gebietes gehören vorwiegend dem Holozän (Flugsand und humose Bildungen) und Pleistozän (Geschiebemergel, -sande und -kiese) an, in geringem Maße auch dem Tertiär, erkennbar an Schichten der märkischen Braunkohlebildung des Miozäns. Der Große Storkower See stellt den Rest eines ehemals größeren, mit Schmelzwässern der Weichsel-Vereisung angestauten Sees dar, dessen Niveau mit der Zeit sank und dabei terrassenförmige Talsandablagerungen hinterließ. Mit Ausnahme des Westufers am Nordbecken ist der gesamte See von Dünenstränden umgeben. Das Große Storkower Gewässer ist während des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit entstanden und befindet sich südlich des Berliner Urstromtals am Rande der südlichen märkischen Hochfläche (Müller 1952). Es erhält seinen Zufluss im Südzipfel vorwiegend über einen durch die Schleuse Wendisch-Rietz führenden Kanal, der in Verbindung mit dem Scharmützelsee steht. Ansonsten finden sich nur unbedeutende, kaum wasserführende Wiesengräben. Die Abflüsse stellen der ebenfalls mit einer Schleuse versehene, 9 km lange Storkower Kanal, der später in den Wolziger See mündet, und das Mühlenfließ dar, die sich beide am Nordwestzipfel des Sees befinden. An den Nordrand grenzt die Stadt Storkow.



Abb. 15: Großer Storkower See (Deneke 1996)

### 1.8.2 Topographie und Morphometrie

Der Große Storkower See ist durch eine etwa 200 m breite Enge, die Schmelde, in ein kleineres, rundliches, nordwestlich orientiertes Becken und in ein langgestrecktes, südöstlich ausgerichtetes Becken unterteilt (Abb. 15). Letzteres erreicht im äußersten Süden eine maximale Tiefe von 8 m, während das Nordbecken mittig eine maximale Tiefe von 12,5 m aufweist. Die Uferentwicklung des 3,72 km<sup>2</sup> umfassenden Gewässers liegt bei 2,1, was auf eine starke Verzahnung mit dem Umland hinweist (Tab. 15).

Tab. 15: Topographie und Morphometrie des Großen Storkower Sees Nordteil, Südteil und Gesamtsee (Deneke 1996). (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

	V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>max</sub> [m]	B <sub>max</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
Nord	7,03	1,38	12,5	5,1	1950	1070	1,5	1,5	5,8	
Süd	11,02	2,34	8,0	4,7	3300	1400	1,3	1,3	6,4	
Gesamt	15,38	3,72	11,4	4,1	5200	1370	2,1	1,6	8,0	1,5

### 1.8.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Entsprechend der unterschiedlichen morphologischen Ausprägung des Nord- und Südbeckens gilt das tiefere Nordbecken als dimiktisch - fakultativ polymiktisch, weist also längere Phasen stabiler Schichtung auf, während das flachere Südbecken als ganzjährig intensiv durchmischter Flachsee zu betrachten ist. Die trophierelevanten Parameter des Jahres 1999 ergeben nach LAWA-Richtlinie 1998 eine Trophie-Klassifikation von hoch eutroph (e2) für das Nord- und das Südbecken, bei einer morphometrieabhängigen Referenzzustandsangabe von jeweils schwach eutroph (e1). Die Trophie des Südbeckens hat sich damit im Vergleich zu Vorjahren um eine Stufe verringert, die des Nordbeckens ist unverändert geblieben. Im mittleren Vergleich der Zeiträume 1994 – 1997 und 1998 – 2000 gingen die Vegetationsmittelwerte der Gesamtphosphor-Konzentration von ca. 72 µg/l auf 58 µg/l (Nord) bzw. von 65 µg/l auf 56 µg/l (Süd), die der Chlorophyll a-Konzentration von ca. 43 µg/l auf 33 µg/l (Nord) bzw. 46 µg/l auf 37 µg/l (Süd) zurück, während sich die Sichttiefenwerte nur unwesentlich von 1,0 m auf 1,2 m (Nord) bzw. von 0,9 m auf 1,2 m (Süd) vergrößerten (Deneke *et al.* 2001). An der Trophieeinordnung des Großen Storkower Sees im Jahr 1999 hat sich im Untersuchungsjahr 2000 nichts geändert (Tab. 16). Die trophierelevanten Parameter des Nordbeckens sind in Abb. 16 für den Zeitraum von 1993 – 2000 dargestellt. Auffallend sind der drastische Rückgang der mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen nach 1993 sowie der mittleren Gesamtstickstoffkonzentrationen nach 1995. Das Phytoplankton scheint dabei mit zeitlicher Verzögerung auf das verminderte Phosphorangebot zu reagieren, so waren die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen 1994 im Vergleich zu 1993 annähernd doppelt so hoch und fielen erst in der Folge diskontinuierlich auf Konzentrationen, die auch im Jahr 2000 noch über denjenigen des Jahres 1993 lagen.

Tab. 16: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 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 <sub>Früh</sub> [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
Nord	8,3	375	37,7	1,1	1,04	78,5	49,6
Süd	8,2	376	36,9	1,1	1,07	78,8	42,4

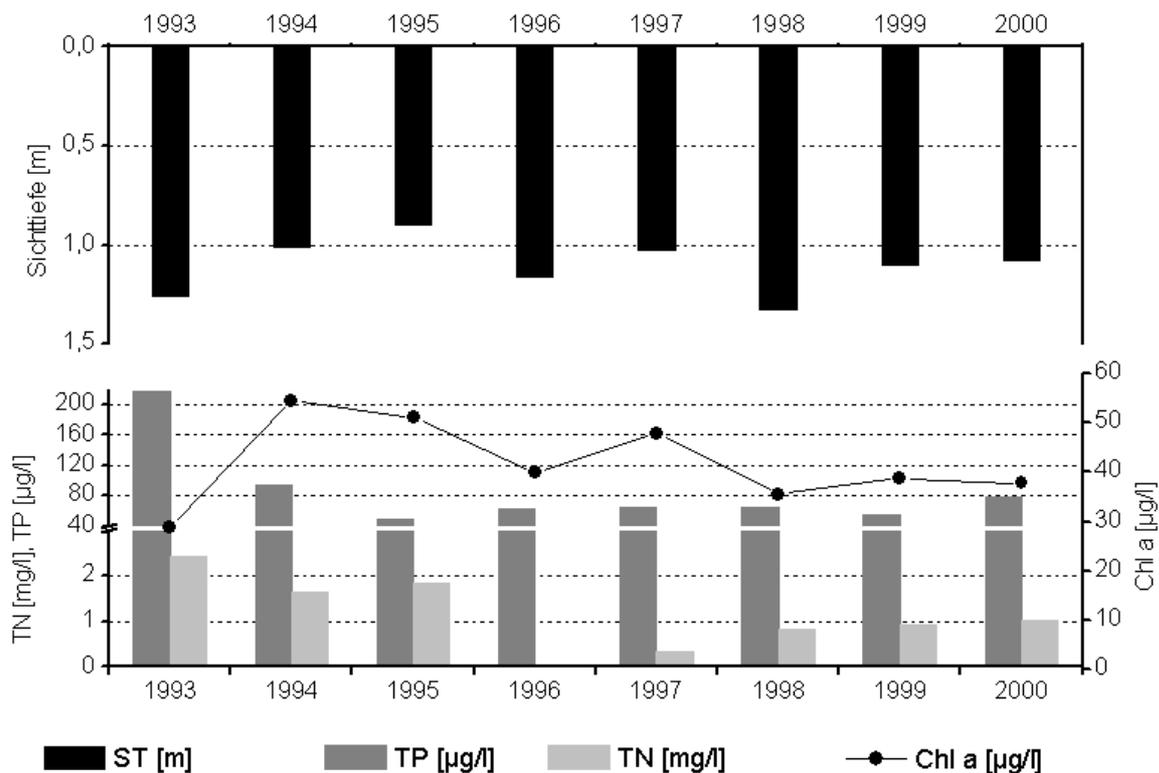


Abb. 16: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Storkower See, Nordbecken (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

#### 1.8.4 Flora und Fauna

Im Südbecken des Großen Storkower Sees ließ sich im Spätsommer 1993 eine nennenswerte Diatomeenentwicklung beobachten, die durch die Gattungen *Aulacoseira* und *Melosira* bedingt war. Zu etwa gleichen Anteilen kamen daneben auch Cyanobakterien mit *Aphanizomenon* als dominanter Gattung, Dinophyceen (*Ceratium*) und nanoplanktische Arten vor. Im Nordbecken des Sees überwog neben den Diatomeen das Cyanobakterienplankton mit deutlich höheren Anteilen als im Südbecken. Unter den Dinophyceae dominierten hier *Peridinium*-Arten (Nixdorf *et al.* 1995). Im Juli 1994 wurde das Phytoplanktonregime zunächst je zur Hälfte von Dinophyceen und Cyanobakterien bestimmt, es dominierten *Ceratium hirudinella* und *Anabaena spiroides*. Die Phytoplanktonbiomasse nahm dann ausgehend von 12 mg/l

bis September auffallend ab. Innerhalb der Cyanobakterien ergab sich eine deutliche Verschiebung im Artenspektrum durch die Abnahme von *Anabaena*, die kurzzeitige Zunahme von *Aphanizomenon* und die kontinuierliche Zunahme von *Planktothrix agardhii*, die im Spätsommer einen relativen Cyanobakterien-Anteil von ca. 85 % erreichte. Im Südbecken waren die absoluten Biomassen von *Ceratium hirudinella*, *Anabaena spiroides* und der Diatomeen in bestimmten Entwicklungsabschnitten vergleichsweise erhöht. Im Juni 1995 fiel auf, dass das Phytoplankton nur aus vorwiegend feinfädigen Cyanobakterien mit einem Anteil von 70 % an der Gesamtbio­masse und Nanoplankton zusammengesetzt war (Zippel 1996). Auch im Spätsommer 1996 setzte eine Massenentwicklung von Cyanobakterien (17 mg/l) ein, deren Anteil bei 80 % der Gesamtbio­masse lag. Neben feinfädigen Cyanobakterien trat auch *Aphanizomenon spp.* massebildend auf (Zippel 1997). Aktuelle Analysen des Phytoplanktons zeigen, dass dieses ca. zur Hälfte von der Cyanobakterien­gattung *Planktolyngbya* geprägt ist, die im Großen Storkower See Zellfadendichten von  $> 10^9$  ZF/l ausbildet. Die äußerst filigranen Arten dieser Gattung wurden in den Jahren 1993 – 1996 unter der Gattungsbezeichnung *Limnothrix* zusammengefasst. Im Sommer 1999 und 2000 bestand das Phytoplankton vorwiegend aus den Gattungen *Planktolyngbya* und *Aphanizomenon* sowie Dinophyceen (Mischke & Rucker 2001).

Die Artenvielfalt des Zooplanktons war 1993/1994 mit insgesamt 37 Arten gering, was mit nur 18 Arten vorrangig die Rotatorien betraf. Die Zusammensetzung des Zooplanktons gestaltete sich 1993 in beiden Seebecken ähnlich (Nixdorf *et al.* 1995).

#### 1.8.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der See wird von der Ingenieurschule für Binnenfischerei Storkow genutzt, auch wurde Netzkäfighaltung betrieben. Das Gewässer ist außerdem touristisch erschlossen.

Die relativ hohe Trophiestufe steht u.a. im Zusammenhang mit der hohen externen Nährstoffbelastung im Einzugsgebiet bis 1990. Die sich abzeichnende Trophieerniedrigung kann als Folge der Zentralisierung der Abwasserbehandlung, der Modernisierung von Kläranlagen, des Rückgangs der Landwirtschaft und der Beendigung von Fischintensivhaltungen im Scharmützelseegebiet nach 1990 gedeutet werden.

## 1.9 Großer Treppensee

### 1.9.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der große Treppensee liegt im mittleren Schlaubetal am Anfang einer Seenkette. Das Schlaubetal befindet sich in Ostbrandenburg und erstreckt sich 15 km südwestlich von Frankfurt (Oder) bzw. südlich von Müllrose.

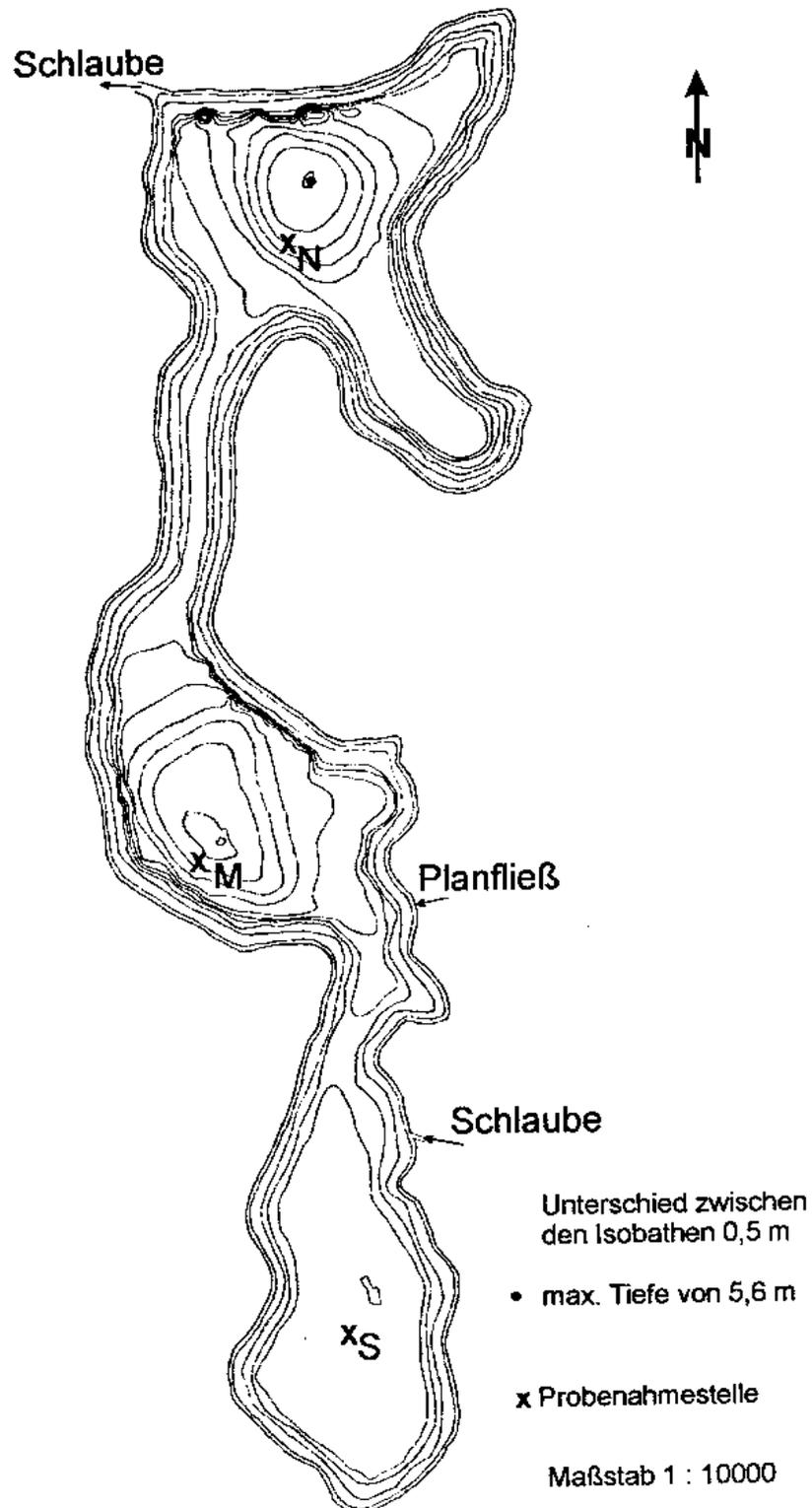


Abb. 17: Großer Treppensee (Osten 2000)

Das Gebiet gehört nach der naturräumlichen Gliederung von (Scholz 1962) zur Großeinheit „Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet“ und darunter zur naturräumlichen Haupteinheit „Lieberoser Heide und Schlaubegebiet“. Es ist durch vorwiegend ebene bis flachwellig-hügelige Geschiebelehm- und Geschiebesandflächen charakterisiert und im nördlichen Abschnitt von steil eingesenkten Schmelzwassererosionsrinnen (Schlaube und Ölse) mit perlschnurartigen Rinnenbeckenseen im Nord-Süd-Verlauf durchzogen. Der Große Treppensee stellt das südlichste Gewässer dieser Rinnenbeckenseenkette dar. Östlich vom Großen Treppensee erhebt sich der saalekaltzeitlich gelegene Fünfeichner Höhenkomplex und im Westen befinden sich neben Grundmoränenflächen vorrangig Sander, an die sich unmittelbar das Rinnensystem der Ölse anschließt. Das ca. 58,4 km<sup>2</sup> umfassende oberirdische Einzugsgebiet des Großen Treppensees erstreckt sich hauptsächlich nach Osten, nach Westen dehnt es sich nur wenige 100 m aus (OFM (Oberflussmeisterei) Frankfurt Oder 1982). Im Einzugsgebiet liegen die drei Gemeinden Bremsdorf, Kieselwitz und Fünfeichen. Die prozentuale Nutzungsverteilung der 3 Gemeindeflächen, welche allerdings nicht gänzlich identisch mit dem Einzugsgebiet sind, weist ca. 62,7 % als Forstflächen, ca. 31,8 % als Landwirtschaftsflächen, 2,9 % als bebaute Flächen und 2,6 % als Wasserflächen aus (Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik - Außenstelle Frankfurt Oder 1997). Die Fläche des Einzugsgebietes kann insgesamt als vorrangig forstwirtschaftlich genutzt bezeichnet werden. In den nördlichen Teil des südlichen Beckens des Großen Treppensees mündet die Schlaube, welche diesen im westlichen Teil des nördlichen Beckens wieder verlässt. Den zweitgrößten Zufluss bildet das von Osten in des mittlere Becken mündende Planfließ.

### 1.9.2 Topographie und Morphometrie

Der Große Treppensee ist mit 0,71 km<sup>2</sup> nach dem Großen Müllroser See das zweitgrößte Gewässer im Schlaubetal. Bei der typisch langgestreckten Form von Rinnenbeckenseen gliedert er sich in drei Teilbecken (Abb. 17). Das südliche langgezogene Becken ist mit fast durchgängig 2 m Tiefe am flachsten. In den durch die Schlauberinne verbundenen Mittel- und Nordbecken wurden maximale Tiefen von 5,55 m ermittelt. Der Große Treppensee ist nicht stabil geschichtet, da die theoretische Epilimniontiefe größer als die reale maximale Tiefe ist und sich ein Tiefengradient < 1,5 errechnet (Tab. 17).

Tab. 17: Topographie und Morphometrie des Großen Treppensees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>max</sub> [m]	B <sub>max</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
1,6	0,71	5,55	2,26	2370	550	2,37	0,97	5,7	0,14

### 1.9.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Große Treppensee ist ein polymiktisches Gewässer mit zeitweiligen Schichtungsphasen. Die Ausbildung von Stagnationsperioden wird durch die windgeschützte Lage, vorrangig in Richtung Westen (sommerliche Hauptwindrichtung) gefördert. Süd- und Nordwinde tragen zur Zirkulation bei. Unter Bezugnahme auf Beprobungen im Jahr 1999 wiesen die Vertikalprofile der Temperatur der Seebecken

des Großen Treppelsees insgesamt nur eine geringe Abnahme mit der Tiefe auf. Die größten Gradienten mit  $2,5\text{ °C}$  pro  $0,5\text{ m}$  Wassersäule wurden im Mittel- und Nordbecken im Juli in einer Tiefe von  $2,5 - 3\text{ m}$  gefunden, was auf eine relativ stabile Schichtungsphase zu diesem Zeitpunkt hinweist. Im flachen Südbereich waren Temperaturgradienten von  $0,5 - 1,4\text{ °C}$  pro  $0,5\text{ m}$  Wassertiefe zu beobachten. Das Mittel- und Nordbecken wiesen ab  $2,5\text{ m}$  unterhalb der Wasseroberfläche bereits Mitte Mai sauerstofffreie Verhältnisse auf, während sich bis in eine Wassertiefe von  $1\text{ m}$  eine starke Sauerstoffübersättigung mit Werten um  $150\%$  zeigte. Unter den anaeroben Verhältnissen konnte in  $3$  bis  $4\text{ m}$  Tiefe die Bildung von Schwefelwasserstoff nachgewiesen werden. Im nur  $2\text{ m}$  tiefen Südbecken war im Vertikalprofil zwar ebenfalls ein Absinken der Sauerstoffsättigung festzustellen, allerdings traten keine anaeroben Zustände auf. Ende August und Ende September wurden im Mittel- und Nordbecken jeweils geringere Temperaturunterschiede und höhere Sauerstoff- bzw. geringere Schwefelwasserstoffkonzentrationen in der sedimentnahen Wassersäule gefunden, was auf eine vorangegangene Zirkulation hindeutet und die Polymixie mit kurzzeitigen Stagnationsperioden unterstreicht.

Die Sichttiefe war im Großen Treppensee insgesamt sehr gering und lag im Jahr 1999 durchgängig unter  $1\text{ m}$ . In den Sommermonaten gingen die Sichttiefenwerte aller drei Teilbecken weiter auf minimale  $30 - 40\text{ cm}$  zurück. Die epilimnischen Gesamtphosphor- bzw. Chlorophyll a-Konzentrationen der drei Teilbereiche lagen von Ende Juli bis Ende September 1999 bei  $200\text{ µg/l}$  bzw. im Bereich von  $86 - 158\text{ µg/l}$ . Die Phosphor-Freisetzungsraten der Becken des Großen Treppelsees sind mit  $1,5 - 6,2\text{ mg/(m}^2\text{ d)}$  im Vergleich zu anderen eutrophen und hypertrophen Seen unbedeutend, können durch die Flachheit des Gewässers allerdings schnell wieder in die trophogene Zone eingetragen werden. Die gemessenen epilimnischen Nitratstickstoffkonzentrationen waren mit  $< 0,01 - 0,02\text{ mg/l}$  geringer als die Ammoniumstickstoffkonzentrationen mit  $0,03 - 0,19\text{ mg/l}$ . Zehn Zentimeter über dem Sediment waren die Ammoniumstickstoffkonzentrationen im Juli 1999 im Nord- und Mittelbecken ca.  $50$  mal und im Südbecken ca.  $2$  mal höher als die epilimnischen. Die dortigen Sauerstoffverhältnisse hemmten die Nitrifikation. Das molare N:P-Verhältnis im Epilimnion der drei Seebecken unterschritt von Ende Juli bis Ende September 1999 das molare Redfield-Verhältnis von  $7 : 1$ , was auf eine zeitweilige Stickstofflimitierung des Phytoplanktonwachstums schließen lässt (Osten 2000).

Zwischen 1992 und 1994 wiesen die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen zunächst einen Rückgang auf ein Drittel der Ausgangskonzentration auf, bis 1999 jedoch einen erneuten Anstieg auf ein noch höheres Niveau als 1992 (Abb. 18). Ein äquivalenter Ganglinienverlauf war für den Parameter Chlorophyll a zu beobachten. Hier fielen die Konzentrationen bis 1994 auf nur wenige  $\text{µg/l}$ , um nachfolgend wieder auf  $117\text{ µg/l}$  (1999) anzusteigen. Die mittleren Sichttiefen lagen im gesamten Zeitraum unter  $0,7\text{ m}$ . Die trophierelevanten Parameter zeigen gemäß LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) für das Jahr 1999 einen (hoch-) polytrophen Ist-Zustand des Großen Treppelsees an (Tab. 18). Als morphometrischer Referenz-trophiegrad ergibt sich unter Berücksichtigung der Schichtung Eutrophie (e2). Dieser gilt als Anhaltspunkt für den natürlichen Trophiegrad des Gewässers (LAWA 1998).

Tab. 18: Mittelwerte (Juli-September) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999 (Osten 2000)

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 <sub>Früh</sub> [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
8,3	267	117,3	0,36	1,08	198	

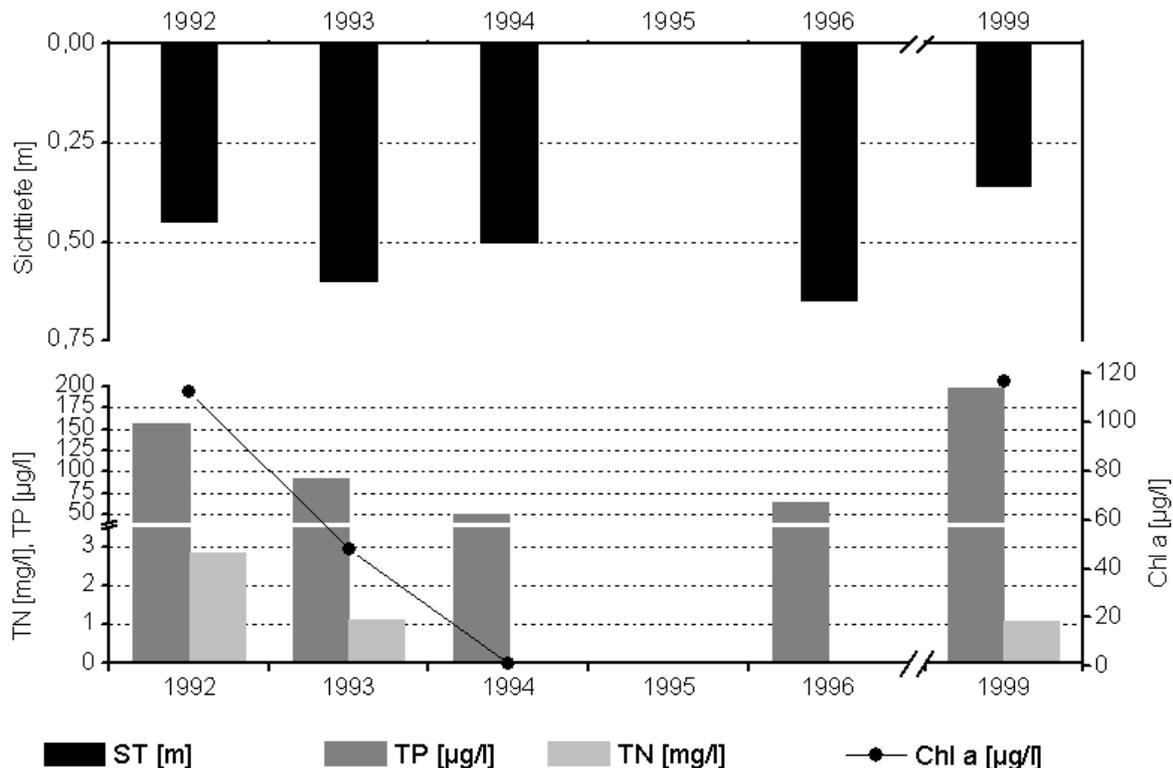


Abb. 18: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Treppensee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April – Oktober, Ausnahme 1999: Mittelwerte des Zeitraumes von Juli - September) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Osten 2000)

#### 1.9.4 Flora und Fauna

Aktuell werden jährlich Aale, Schleien und Karpfen in die Seenkette Großer Treppensee, Hammersee, Schinkensee und Lange See eingesetzt.

#### 1.9.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Große Treppensee wurde bis 1979 als Intensivgewässer für die Karpfenproduktion genutzt (Scheffler 1980). Bis 1989 wurden in ihm Silber-, Marmor- und Graskarpfen extensiv produziert. Heute werden jährlich ca. 100 kg Aal, 100 kg Schleie und 1 t Karpfen in die Seenkette Großer Treppensee, Hammersee, Schinkensee und Lange See eingesetzt (Osten 2000). Das im Mittelbecken zufließende Planfließ wird ebenfalls fischereilich genutzt und unterliegt einer starken Staubewirtschaftung. Das

Südbecken des Großen Treppelsees dient der ansässigen Bevölkerung zudem als Badegewässer.

Die Abwasserentsorgung erfolgte in den drei Gemeinden des Einzugsgebietes bis Anfang der 1990er Jahre dezentral. Heute sind die Gemeinde Fünfeichen und die Gemeinde Kieselwitz, ausgenommen die Kieselwitzer Mühle, an die Kläranlage Eisenhüttenstadt angeschlossen. Die Gemeinde Bremsdorf war 1999 bereits zu mehr als 60 % angeschlossen (Osten 2000).

## 1.10 Großer Wummsee

### 1.10.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Große Wummsee liegt ca. 10 km nordwestlich von Rheinsberg im Norden Brandenburgs und grenzt direkt an den östlich gelegenen Twernsee. Die Rheinsberger Landschaft ist wegen ihres formenreichen Reliefs, das durch mehrere Rückzugsstadien des weichseleiszeitlichen Inlandeises geprägt ist, eine der abwechslungsreichsten Landschaften Brandenburgs. Der Große Wummsee befindet sich nur wenige Kilometer östlich der Endmoränen der Frankfurter Staffel, die u.a. zwischen Zechlin und Fürstenberg mit ihren ausgeprägten Sandern, ihrem Endmoränenkranz und mit tief von der Gletscherzunge ausgeschürften Becken nördlich von Rheinsberg das Relief gestalten.

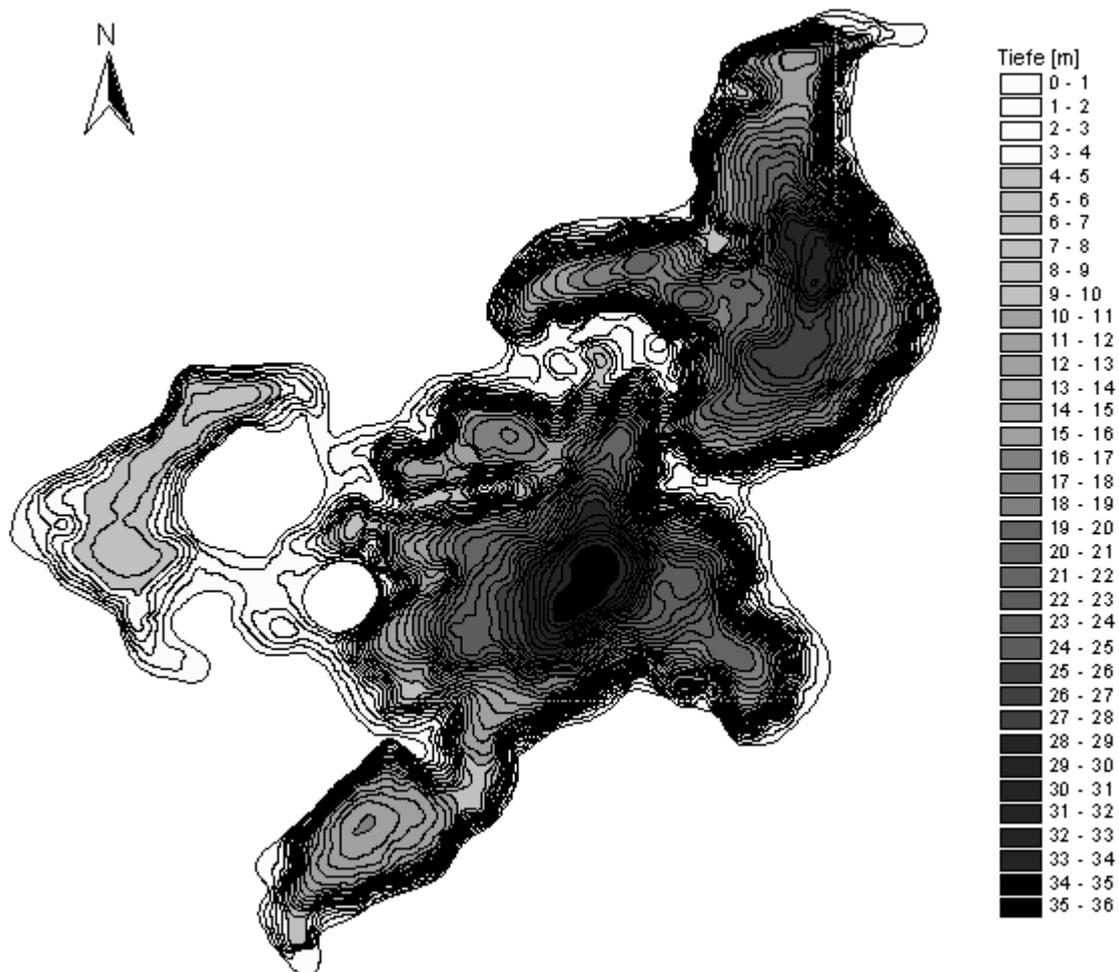


Abb. 19: Großer Wummsee (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

Durch die Lage des Sees in einem Binnenentwässerungsgebiet, also einem Gebiet ohne natürlichen oberirdischen Zu- oder Abfluss, wird der Wasserhaushalt nur durch unterirdischen Austausch mit dem Grundwasser sowie durch Niederschläge und Verdunstung im Einzugsgebiet und auf der Seefläche verändert. Diese Tatsache begünstigt ebenso wie die waldreiche Umgebung mit geringem anthropogenen Einfluss einen primär nährstoffarmen Status. Das Grundwassereinzugsgebiet des Großen und Kleinen Wummsees beträgt ca. 861 ha und erstreckt sich ausschließlich westlich des Großen Wummsees. 97 % des Einzugsgebietes sind von Mischwald

bedeckt, 2,9 % entfallen auf ehemaliges Moorgebiet und jetziges Grünland und nur 0,002 % sind besiedelt. Bis Mitte des Jahres 1996 bestand im Zuge von Meliorationsmaßnahmen (Drainierung) ein Abfluss aus dem südlichen Teil des ehemaligen Moorgebietes in das Westbecken des Sees (Arp 1997).

### 1.10.2 Topographie und Morphometrie

Der Große Wummsee gehört zu den größten und tiefsten Seen Brandenburgs. Er ist durch Engstellen in zwei größere „Zentralbecken“ und ein südlich angrenzendes Seitenbecken unterteilt (Abb. 19). Das südlichere „Zentralbecken“ weist die mit 36 m tiefste Stelle des Sees auf (Tab. 19) und wird im folgenden als Hauptbecken bezeichnet. Zwischen den beiden zentralen Becken liegt die kleinste der drei im See befindlichen Inseln. Durch die größeren Inseln Großer und Kleiner Horst und dazwischenliegende, dichte Schilfbestände ist die flache Westbucht vom restlichen See weitgehend abgetrennt. Aufgrund der Buchtenbildung ist die Uferentwicklung relativ lang.

Tab. 19: Topographie und Morphometrie des Großen Wummsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
17,44	1,48	36,0	11,8	2330	1200	2,3	5,3	6,8	17,24

### 1.10.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Große Wummsee ist im Sommer thermisch stabil geschichtet. Aufgrund seiner günstigen Morphometrie und der relativ geringen anthropogenen Beeinträchtigungen ist er nährstoff- und produktionsarm. Auch im Hypolimnion tritt während des Sommers kaum Sauerstoffschwund auf. Mitte September 1995 betrug die Sauerstoffsättigung an der tiefsten Stelle des Sees < 5 %. Der pH-Wert schwankt jahreszeitlich und im vertikalen Verlauf zwischen 7,0 und 8,5, die Pufferkapazität ist bei einer mittleren Calciumkonzentration von 41 mg/l entsprechend hoch. Die Gesamtstickstoffkonzentrationen des Hauptbeckens schwanken seit 1992 im oberen Wasserkörper (0 – 7 m) zwischen ca. 0,4 mg/l und 1,0 mg/l (Abb. 20), im Tiefenbereich > 30 m lagen diese im Spätsommer/Herbst meist höher, jedoch stets unter 2 mg TN/l. Auch die Gesamtphosphorkonzentrationen zeigten im Tiefenbereich (> 30 m) ab August in Verbindung mit geringen Sauerstoffsättigungen im Vergleich zum oberen Wasserkörper erhöhte Konzentrationen (70 – 80 µg TP/l in den Jahren 1995 und 1996). Der geringe Massenquotient DIN/TP (Median des Jahres 1995: 4,9) in der euphotischen Zone deutet auf eine zeitweilige N - Limitation der Produktion hin (Arp 1997).

Die Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoffkonzentrationen des flacheren Westbeckens sind mit 30 µg TP/l und 0,65 mg TN/l (Mittelwerte von Mai – Juli 1996) mit denen des Hauptbeckens vergleichbar, auffallend ist jedoch die stärkere Umsetzung in Biomasse, was sich an den geringeren Sichttiefen von 3,6 m und höheren Chlorophyll a-Konzentrationen von 5,2 µg/l zeigt. Das Westbecken weist also eine deutliche Eutrophierung auf, für die unterirdische, nährstoffreiche Strömungen aus dem ehemaligen Moorgebiet westlich des Sees und oberirdische Zuflüsse über den

Meliorationsgraben aus diesem Gebiet als Ursache angenommen werden (Arp 1997).

Für die Vegetationsmittelwerte der epilimnischen TP-Konzentrationen des Hauptbeckens ergibt sich im Verlauf der 1990er Jahre ein Bereich von 15 – 30 µg/l. Die entsprechenden Chlorophyll a-Konzentrationen stiegen zwischen 1992 und 1996 von 1 µg/l auf ca. 2,6 µg/l an, vergleichbare Konzentrationen wurden dann erneut im Untersuchungsjahr 2000 gemessen (Tab. 20). Die mittleren Sichttiefen schwanken seit 1992 zwischen 5 m und ca. 8 m. Die Trophiebeurteilung des Hauptbeckens ergibt nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) für das Untersuchungsjahr 2000 einen oligotrophen Ist-Zustand, der sich am Übergang zur Mesotrophie befindet. Die Trophie hat sich im Vergleich zu den Jahren 1994 – 1996 um eine Stufe verringert und liegt damit unter dem morphometrischen Referenzzustand, der Mesotrophie anzeigt.

Tab. 20: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter vom Hauptbecken, Epilimnionwerte des Jahres 2000 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,6	255	2,52	6,7	0,54	17,8	10,3

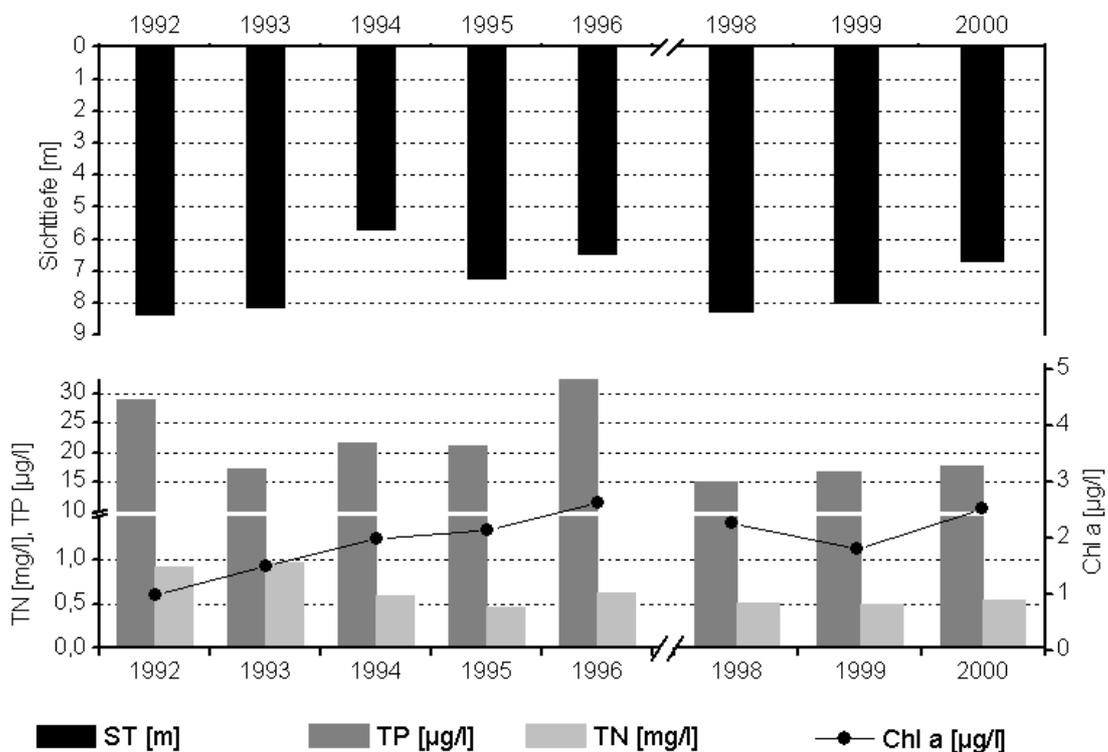


Abb. 20: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Wummsee, Hauptbecken, Epilimnion (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.10.4 Flora und Fauna

Der Große Wummsee besitzt einen schmalen Röhrichtgürtel, der hauptsächlich von *Phragmites australis* gebildet wird. Daneben kommt v.a. *Scirpus lacustris* und nach älteren Angaben (Krausch & Zühlke 1974) *Carex acutiformis* vor. Im Jahr 1994 wurde eine Tauchkartierung (Hoesch 1995) durchgeführt. Die Unterwasservegetation dringt bis in maximale Tiefen von 12 m vor und wird von Characeenrasen dominiert. Die häufigsten Arten sind *Chara hispida*, *Ch. tomentosa*, *Ch. filiformis*, *Ch. contraria*, *Nitella flexilis* und *Nitellopsis obtusa*. Zahlreich vertreten sind auch die Laichkräuter mit den Arten *Potamogeton pectinatus*, *P. lucens* und *P. perfoliatus* und die Tausendblattgewächse mit der Hauptart *Myriophyllum spicatum*. In größeren Mengen wurde des weiteren *Ceratophyllum demersum* nachgewiesen und vertreten war außerdem die Krebssehre *Stratiotes aloides f. submersa*. In allen Bereichen fanden sich Algenmatten, vornehmlich in der nährstoffreicheren West- und Südbucht. Der Anteil der mit Makrophyten bedeckten Fläche an der Seefläche beträgt insgesamt 42 %, bezogen auf das flache Westbecken liegt er sogar bei 78,1 % (Arp 1997).

Das Nano- und Netz-Phytoplankton wurde dem Biovolumen nach im März 1995 von Dinophyceen, in den Monaten April und Mai 1995 von Diatomeen und Ende Mai von Chrysophyceen dominiert. Die Cryptophyceen waren das ganze Jahr über vertreten und bildeten von Ende Juni bis Mitte Juli sowie Mitte September als einzige Algenklasse Biovolumenanteile von annähernd 100 % aus. Ende Juli/August und im Oktober kamen dann verstärkt Dinophyceen und sonstige Algen mit Biovolumenanteilen von zusammen 60 – 80 % auf. Einen großen Anteil am Gesamtbiovolumen hatten Picoplankter (z.B. im April 1995: 0,46 mm<sup>3</sup>/l bei einem Gesamtbiovolumen von 0,5 mm<sup>3</sup>/l, (Arp 1997). Nach Daten aus der Vegetationsperiode 2001 (Nixdorf & Mischke 2002) wurde das Phytoplankton des Hauptbeckens im März und Juni zu etwa gleichen Anteilen von Cryptophyceen mit der Hauptart *Cryptomonas sp.* und Diatomeen mit der Hauptart *Cyclotella spp.* dominiert. Im März wurde zugleich das maximale Gesamtbiovolumen von 1,2 mm<sup>3</sup>/l registriert. Im Juli 2001 waren v.a. Conjugatophyceen mit *Cosmarium sp.* vertreten, die weiteren Anteile am geringen Gesamtbiovolumen von 0,6 mm<sup>3</sup>/l verteilten sich vorwiegend auf Cryptophyceen, Diatomeen, Chryso- und Dinophyceen. Im August lag der Anteil des Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* am Gesamtbiovolumen bei 70 %. Cyanobakterien (*Oscillatoria sp.*) dominierten dann im September neben *Ceratium hirundinella* das Phytoplankton, dessen Biovolumen im Vegetationsmittel nur bei 0,5 mm<sup>3</sup>/l lag. Im Westbecken ergab sich ein maximales Gesamtbiovolumen von 1,4 mm<sup>3</sup>/l im September 2001. Der Vegetationsmittelwert des Phytoplanktonbiovolumens lag in diesem Becken bei 1,0 mm<sup>3</sup>/l. Größte Anteile am Gesamtbiovolumen hatten im Juni die Cryptophyceen mit den dominanten Arten *Cryptomonas sp.* und *Rhodomonas spp.*, deren Anteil am Gesamtbiovolumen zusammen bei 57 % lag und im August die Dino-, Crypto- und Conjugatophyceen mit den dominanten Arten (Gesamtbiovolumenanteil  $\geq 15$  %) *Ceratium hirundinella*, *Cryptomonas sp.* und *Staurastrum spp.* Im Juni ist als dominantes Taxon auch *Cyclotella sp.* (Diatomeen) zu nennen. Der Phytoplanktonaspekt wurde dann im September gleichermaßen von *Ceratium hirundinella* und *Cryptomonas sp.* dominiert.

Die Gesamtbiomasse des Zooplankton nimmt zum Sommer hin zu (Juni/Juli 1995: 0,06 mg/l) und mit zunehmender Mixis im Herbst wieder ab. Calanoide und cyclopoide Copepoden waren annähernd ganzjährig die dominanten Vertreter des Zooplanktons, wobei erstere die größten Anteile am Trockengewicht aufwiesen. Cladoceren waren im Sommer stärker vertreten und dominierten nur Mitte Juli mit einem TG-Anteil von ca. 50 %. Die Rotatorien zeigten im Frühjahr und Frühsommer

ein gehäuftes Auftreten mit maximalen TM-Anteilen von ca. 23 %. In den flachen Buchten des Westufers wurden in den Seggenbeständen hohe Abundanzen von *Scapholeberis mucronata* (Cladocera) festgestellt (Arp 1997).

Die Characeen-Rasen im Westteil des Hauptbeckens sind in mittleren Abundanzen von den Gastropoden *Bithynia tentaculata* und *Theodoxus fluviatilis* und den Larven der Kleinlibelle Becher-Azurjungfer (*Enallagma cyathigerum*) sowie vereinzelt von jungen Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) durchsetzt. Letztere besiedeln auch flächendeckend die Steine bis in 2 m Tiefe am Ostufer des Hauptbeckens. Zahlreiche abgestorbene Bäume im wasserseitigen Uferbereich beherbergen eine Aufwuchsgesellschaft aus der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* sowie aus Schwämmen (Porifera) und Moostierchen (Bryozoa). In den nährstoffreichen Schlammablagerungen des Westbeckens wurden von Krausch & Zühlke (1974) Chironomiden der Gattung *Chironomus* nachgewiesen. Auf den Steinen am Südwestufer (im Eulitoral) sind dagegen die Larven der Ephemeropterenart *Leptophlebia marginata* häufig, die nährstoffärmere Verhältnisse bevorzugt (Arp 1997).

Der See gilt als Maränen (*Coregonus sp.*) – Aal (*Anguilla anguilla*) – Hecht (*Esox lucius*) – Gewässer (Arp 1997).

#### 1.10.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Große Wummsee wird fischereilich extensiv genutzt. Es werden jährlich Aale und ca. 2 Mio. Setzlinge der Kleinen Maräne vom einzigen Berufsfischer des Sees ausgesetzt. Die Fangmethoden folgen der Auflage, keine Zug- und Elektrofischerei, keine Intensivfischerei, also keine Zufütterung, zu betreiben und auch nicht verwertbare Fische zu entnehmen. Der Meliorationsgraben aus dem Wiesengebiet zum Westbecken des Großen Wummsees wurde im Juni 1996 verfüllt, um die Nährstoffzufuhr zu stoppen. Am See befinden sich zwei kleinere Badestellen, außerdem wird er für den Tauchsport genutzt (Seenkataster Brandenburg des Landesumweltamtes 2003). Das Gewässer liegt inmitten eines Naturschutzgebietes, welches neben dem Fischadler weiteren seltene Vogelarten wie Schellenten, Krickenten, Eisvogel, Gänsesäger und Rothalstaucher Lebensraum bietet. Die Inseln der westlichen Bucht werden seit 1993 vermehrt von Kormoranen besiedelt (Arp 1997).

## 1.11 Gülper See

### 1.11.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Gülper See befindet sich östlich der Havel zwischen Rathenow und Havelberg (Landkreis Havelland). Die Entstehung des ovalen Seebeckens geht wahrscheinlich auf den Ausschub durch einen Gletscherlobus des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit zurück, der durch den Widerstand der zu Stauchmoränen geformten Rhinower Berge abgelenkt wurde und in westlicher Richtung bis zur Elbe vordrang. Durch Eintrag von Talsand über den Rhin, der den See von Osten nach Westen durchströmt, verflachte das Hauptbecken und das Ostbecken (das sogenannte Kudden) ist fast vollständig versandet.

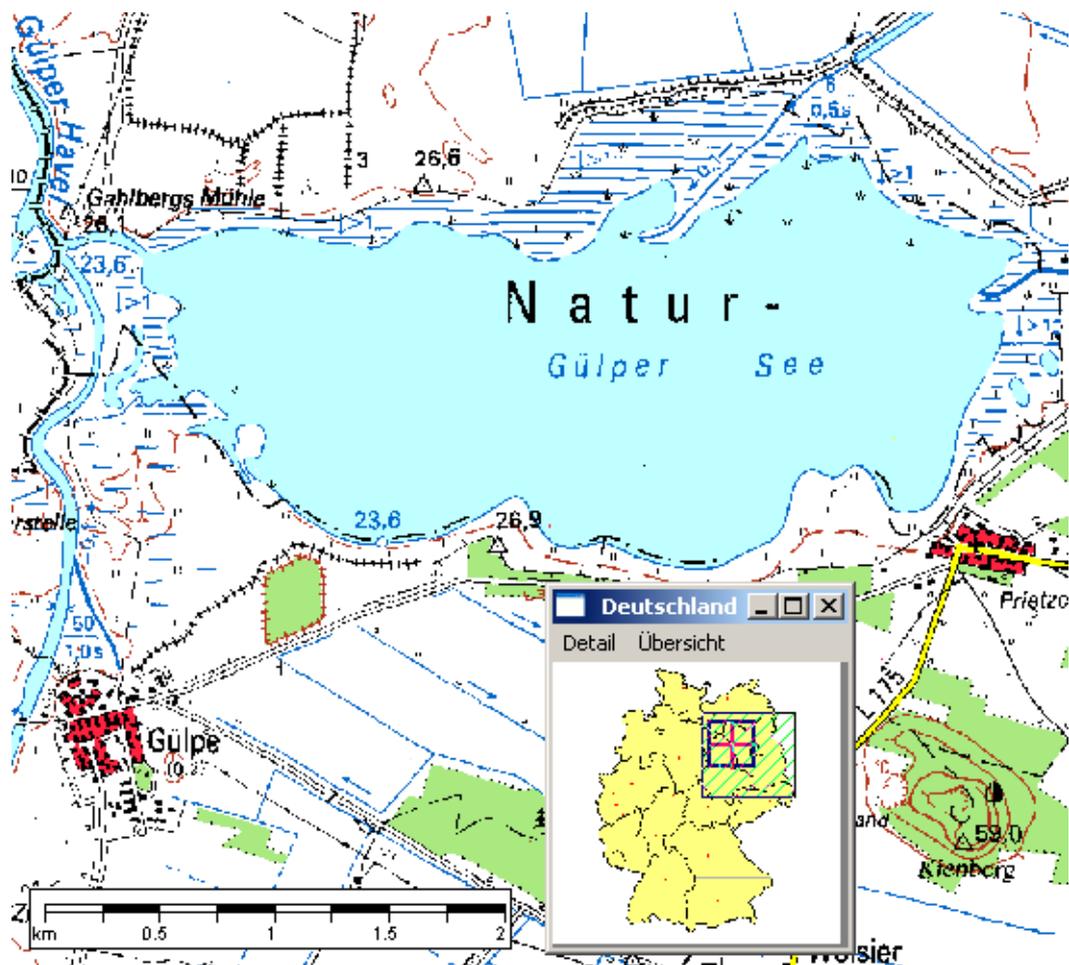


Abb. 21: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

Das Gewässer stellt die Kernzone eines Naturschutzgebietes dar, das als Feuchtgebiet Internationaler Bedeutung (FIB) nach der Konvention von Ramsar ausgewiesen wurde (Henker & Schönfelder 1996). Der Gülper See wird von der Wasserstandsdynamik der unteren Havel im Rückstaubereich der Elbe beeinflusst. Alljährlich tritt die Havel in wechselnder Intensität in ihrer Aue über die Ufer und bildet zusammen mit dem Gülper See in der unteren Havelniederung eine über 20 km<sup>2</sup> große, flache Wasserfläche, aus der einzelne Auengehölze und im frühen Holozän entstandene Dünen mit Pflanzengesellschaften wechselfeuchter bis trockener Standorte herausragen. Die Größe der Wasserfläche des Gülper Sees wird durch

Stauhaltung am Wehr Gahlbergs Mühle auf minimal 4,4 km<sup>2</sup> im Sommer reguliert. Die rezente Pegelamplitude beträgt ca. 1,2 m. Ein Entwässerungskanal, der Bärengraben, führte dem See in den 1970er und 1980er Jahren über ein Pumpwerk Wasser aus den nördlich des Sees gelegenen Polderflächen zu. Von der Gülper Havel wurde ein Durchstich zum See ausgeführt, dessen Durchfluss über ein Wehr steuerbar ist. Über diesen Kanal wird insbesondere bei sommerlichem Niedrigwasser in Zusammenhang mit dem Anstau der Havel am Wehr Garz und am Nadelwehr Gülper Havel ein großer Teil der Wassermenge der Havel durch den Westteil des Sees geleitet (Henker & Schönfelder 1996).

### 1.11.2 Topographie und Morphometrie

Der See stellt aufgrund seiner großflächigen Flachwasserbereiche wechselnden Ausmaßes (Abb. 21) einen besonderen Typus innerhalb der märkischen Seen dar. Sein Ostteil ist im Mittel nur 0,8 m tief, der Westteil dagegen annähernd doppelt so tief und weist bis zu 4 m mächtige Feindetrismusudden über dem Talsand auf (Tab. 21). Da die maximale Tiefe des Gülper Gewässers kleiner als die berechnete theoretische Epilimniontiefe und der Tiefengradient kleiner 1,5 ist, bildet der See keine stabile Schichtung aus.

Tab. 21: Topographie und Morphometrie des Gülper Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. M <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
3,70	4,40	1,6	0,8	3745	1690	1,5	0,2	7,7	

### 1.11.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Als Flachwassersee von nur maximal 1,6 m Tiefe zählt der Gülper See zu den polymiktischen Gewässern, die durch einen raschen Wechsel von Sauerstoffübersättigung und Sauerstoffmangel charakterisiert werden. Ein Rückgang des Sauerstoffgehaltes kann zum Fischsterben führen. Der aus Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit im Jahr 1993 resultierende Datensatz charakterisiert den Gülper See chemisch als schwach alkalisch und gut mineralisiert (Tab. 22). Die entsprechenden pH- bzw. Leitfähigkeitswerte lagen im Vegetationsmittel bei 8,8 bzw. 740 µS/cm. Trophisch befand sich das Gewässer 1993 nach (LAWA 1998) in einem hoch polytrophen (p2) Zustand und damit um eine Stufe günstiger als noch in den 1980er Jahren, wo hypertrophe Verhältnisse herrschten. Die hohe Nährstoffbelastung, zwischen April und Oktober 1993 lagen die Mittelwerte bei 278 µg TP/l sowie 1,1 mg TN/l, führte zu einer intensiven Produktion mit massenhafter Planktonentwicklung (57 µg Chl a/l). Die Sichttiefe betrug nur wenige Dezimeter. Durch die hohe Produktivität können die organischen Abfallstoffe (Detritus) nur teilweise mineralisiert werden, so dass große Ablagerungen von anaerob entstandenem Faulschlamm (Sapropel) oder Halbfaulschlamm (Gyttja) den Freiwasserkörper einengen. Als potentiell natürlicher Referenz trophiegrad wird nach (Henker & Schönfelder 1996) für das Gewässer ein schwach eutropher Zustand angenommen.

Tab. 22: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1993 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 1993) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,8	740	57,0	0,4	1,10	278	89

#### 1.11.4 Flora und Fauna

Die zusammen fast 2 km<sup>2</sup> umfassenden Röhrichtflächen am Nordufer werden regelmäßig überflutet und fallen im Sommer größtenteils trocken. Seit den 1980er Jahren wurde infolge der Eutrophierung keine Submersflora mehr festgestellt (Henker & Schönfelder 1996). Die Aufnahme von Dauerbeobachtungsflächen am Südufer des Gülper Sees über den Zeitraum von 1994 bis 1997 ergab folgende Vegetationsstruktur (Wichmann M. 2000): Die am höchsten gelegenen, trockensten Standorte werden von *Diantho-Armerietum sedetosum* in zwei Ausprägungen besiedelt. Eine nicht näher zu bestimmende *Arrhenatheretalia*-Gesellschaft kommt in typischer Ausprägung auf gelegentlich überfluteten, in der *Inula britannica*-Ausprägung auf etwas feuchteren Standorten vor. Auf je einer Fläche wurden das *Lolio-Cynosuretum*, eine *Filipendu-lion*- und eine *Molinio-Arrhenatheretea*-Gesellschaft unbekannter Ordnung gefunden. In wenig tiefergelegenen Flächen tritt die *Agrostis stolonifera*-*Potentilla anserina*-Gesellschaft aus der Klasse der Flutrasen in mehreren Varianten auf. Daran schließen sich wasserseits Röhrichte des *Caricetum gracilis* und des *Glycerietum aquaticae* an. Auch eine Gesellschaft der *Galio-Urticetea* mit Dominanz von *Calystegia sepium* ist zu finden. Eine Aufnahme auf ganzjährig nassem Standort wird der *Mentha aquatica*-Gesellschaft zugeordnet. Das *Cypero-Samoletum* gedeiht auf Flächen, die die längste Zeit des Jahres überflutet sind.

Der See unterliegt einer gezielten Befischung von Aal (*Anguilla anguilla*) und Hecht (*Esox lucius*).

#### 1.11.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Über den Bärengraben ist dem Gülper See in der Vergangenheit übermäßig nährstoffreiches Wasser aus den im Norden angrenzenden Polderflächen zugeführt worden. Heutzutage beeinflusst die Nährstofffracht der Havel den Wasserhaushalt des Gülper Sees. Teilflächen des Gewässers wurden zwischen 1979 und 1982 sowie zwischen 1988 und 1990 wegen ausgebliebener Sanierungseffekte ausgebaggert. Die kurzfristig erreichten Tiefen von 4 m wurden durch die starke Mobilität der organogenen Sedimentauflagen rasch wieder auf ein Niveau von unter 3 m nivelliert (Henker & Schönfelder 1996).

Der See gilt als international bedeutsamer Rastplatz für zehntausende nordische Wildgänse und Kraniche.

## 1.12 Hölzerner See

### 1.12.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Hölzerne See befindet sich südlich von Berlin, 13 km südöstlich von Königs Wusterhausen (Landkreis Dahme-Spreewald). Als Bestandteil der Teupitz-Köriser-Seenkette erhält er seinen Zufluss aus dem sich nordöstlich anschließenden Schmöldesee und sein Abfluss erfolgt in den südwestlich gelegenen Klein Köriser See. Das Gewässer ist großteils von Wald umgeben, südlich grenzt es an die Ortschaft Neubrück.

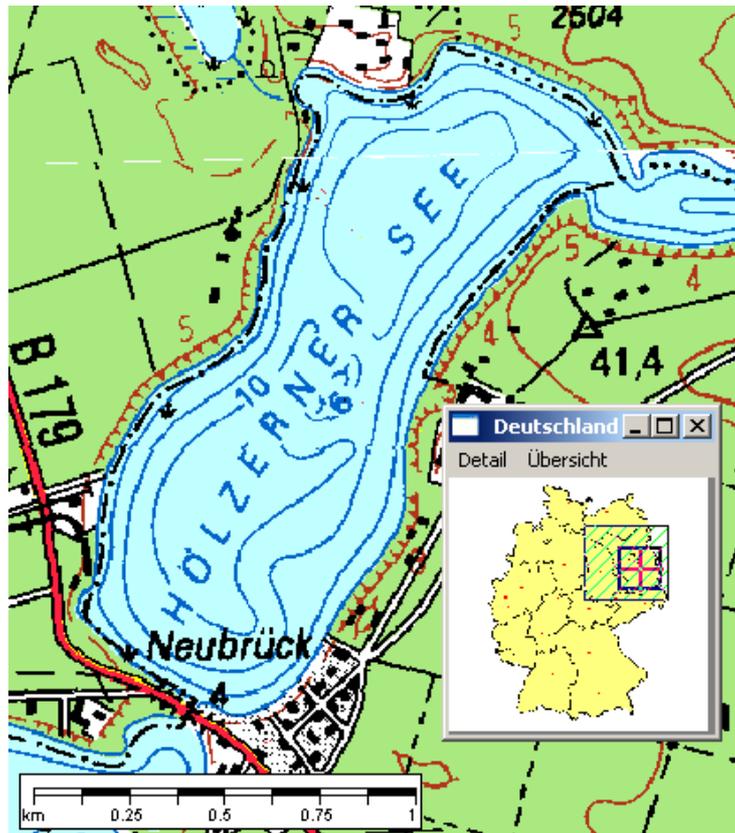


Abb. 22: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.12.2 Topographie und Morphometrie

Die größte Längsausdehnung verläuft von Nordosten nach Südwesten, dabei beschreibt der Hölzerne See eine länglich ovale Form (Abb. 22). Seine Böschungen fallen allmählich zur Mitte hin ab, wobei jeweils im Nord- und Südteil maximale Tiefen von ca. 12,5 m erreicht werden. Mittig befindet sich eine flachere Zone. Die Uferbereiche zeigen nur eine geringe Verzahnung mit dem Umland und der Tiefengradient von 2,0 weist auf eine stabile Schichtung des Sees hin (Tab. 23).

Tab. 23: Topographie und Morphometrie des Hölzerner Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
9,10	1,15	12,5	7,9	1900	765	1,4	2,0	6,3	0,9

### 1.12.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Die Leitfähigkeit des geschichteten Sees lag im Untersuchungsjahr 1994 mit durchschnittlich 384  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in einem Bereich, der als elektrolytarm gilt (Tab. 24). Der pH-Vegetationsmittelwert desselben Jahres betrug 8,3 und entspricht damit schwach alkalischen Verhältnissen, wie sie für die heimische Süßwasserfauna (insbesondere Fische) als ideal anzusehen sind. Die Sichttiefe des Hölzernen Sees war insgesamt recht niedrig und schwankte zwischen April und Oktober des Untersuchungsjahres 1994 um ein Mittel von 1,1 m. Im gleichen Zeitraum wurde für Gesamtphosphor ein Durchschnittswert von 190,8  $\mu\text{g}/\text{l}$ , für Gesamtstickstoff von 3,45  $\text{mg}/\text{l}$  sowie für Chlorophyll a von 44,8  $\mu\text{g}/\text{l}$  bestimmt. Entsprechend ergab die Klassifikation des Trophiezustandes nach LAWA (1998) einen schwach polytrophen (p1) Status, wie er bereits im Vorjahr 1993 anzutreffen war. Im Vergleich beider Jahre zeigt sich hinsichtlich Gesamtphosphor ein leichter Werterückgang, während die Chlorophyll a-Konzentrationen um etwa 7  $\mu\text{g}/\text{l}$  zunahmen und sich die Transparenz um etwa 0,1 m verminderte (Abb. 23). Aus der Morphometrie ist für den geschichteten Hölzernen See als potentiell natürlicher Trophiezustand Mesotrophie abzuleiten.

Tab. 24: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1994 (Ausnahme  $\text{TP}_{\text{Früh}}$ : Mittelwert der Monate März und April 1994) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	Chl a [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	$\text{TP}_{\text{Früh}}$ [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
8,3	384	44,8	1,1	3,45	191	

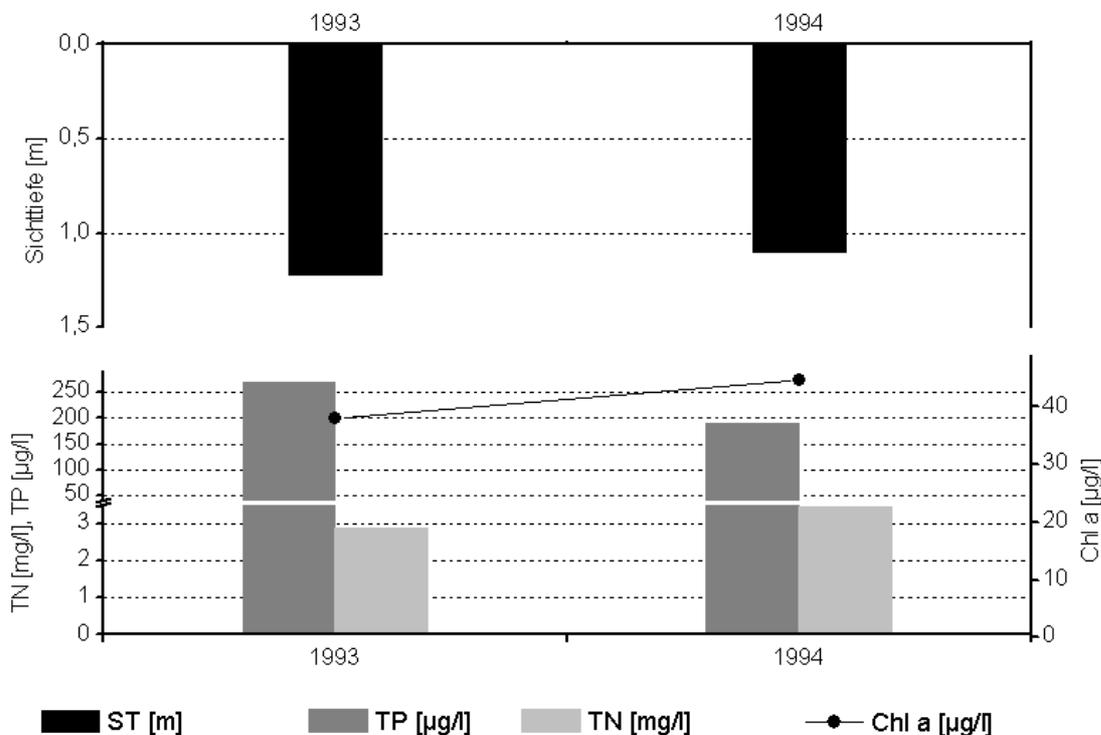


Abb. 23: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Hölzernen See (Jahresmittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.12.4 Nutzung, anthropogener Einfluss

Das Gewässer wird intensiv für Freizeit- und Erholungszwecke genutzt. Am Nordwestufer befindet sich ein Erholungszentrum mit Strandbad, Bootsverleih (Kajak, Ruderboot, Surfbike) und Campingplatz. Für Angler existiert eine Anglerbucht.

## 1.13 Kalksee

### 1.13.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Kalksee liegt ca. 20 km östlich des Stadtzentrum Berlin und gehört zur Gemeinde Rüdersdorf, die nördlich an den See grenzt. Am West - und Südufer liegt die Ortschaft Woltersdorf.

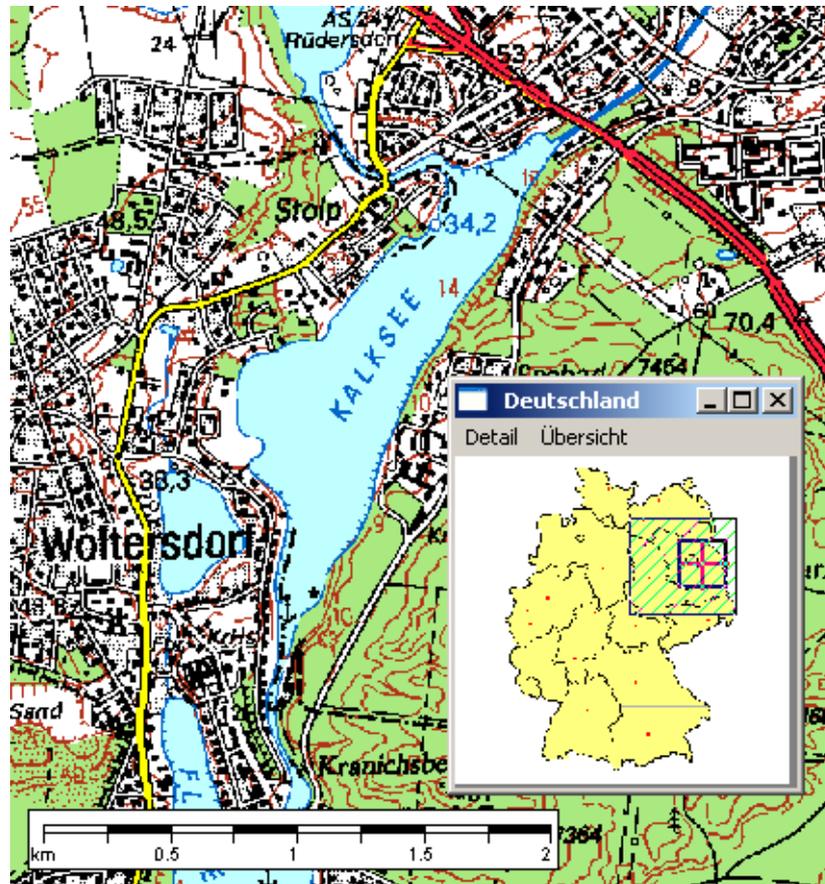


Abb. 24: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

Der Kalksee ist Teil einer weichseleiszeitlichen Rinnenseekette, bestehend aus Gamengrund, Straussee, Stienitzsee, Kalksee und Flakensee. Er befindet sich am südlichsten Rand des Barnim-Plateaus, welches direkt an das Warschau-Berliner Urstromtal angrenzt und dessen Oberfläche vorherrschend durch Grund- und Endmoränen sowie Schmelzwasserschüttungen (Sander) des Brandenburger Stadiums der Weichselvereisung gebildet wurde. Aus subglazialen Entwässerungsbahnen entstanden die heutigen Rinnenseeketten. Im Rinnental dominieren Wechselfolgen von fein-, mittel- und grobkörnigen Sanden mit schwach kiesigen bis kiesigen Lagen. Bei Rüdersdorf existiert eine Hochlage des prätertiären Untergrundes, die durch Halokinese von Zechsteinsalzen an der Potsdam-Buckower Störungszone entstanden ist, so dass Muschelkalk und oberer Buntsandstein an der heutigen Geländeoberfläche anstehen (Cepek 1995). Die Gesteine des Muschelkalks sind seit Jahrhunderten Ziel des Bergbaus. Der Hauptzufluss erfolgt im Norden aus dem Stienitzsee über das Mühlenfließ, welches in den Hohlen See mündet und via Stolpkanal in den Kalksee. Der ebenfalls von Norden kommende Kalkgraben führt nur wenig Wasser. Über das Mühlenfließ und den Stolpkanal besteht eine Verbindung zwischen Kalksee und Kriensee, in den die Entwässerung des Rüdersdorfer Tagebaus mit ca. 22 m<sup>3</sup>/min erfolgte (Rieke 1997). Der Kalksee

entwässert über eine ca. 500 m lange Wasserstraße nach Süden in den Flakensee. Zwischen dem Kalksee und dem Flakensee befindet sich die Woltersdorfer Schleuse, durch die der Wasserspiegel des Kalksees künstlich auf einer Höhe von +34,5 mNN gegenüber +32,0 mNN im Flakensee gehalten wird. Das Seespiegelniveau entspricht nach Koszinski (1993) dem obersten Grundwasserstand von +34,5 mNN. Die Grundwasserströme der Region Rüdersdorf verhalten sich analog zur Strömungsrichtung der Oberflächenwässer des Rinnenzugs, d.h. sie fließen von Nordosten kommend nach Südwesten in Richtung des Warschau-Berliner Urstromtals (Koszinski 1993). Die Rüdersdorfer Struktur wirkt als hydraulische Barriere und wird entsprechend vom Grund- und Oberflächenwasser umflossen. Das Einzugsgebiet Mühlenfließ weist eine Größe von 180 km<sup>2</sup> auf, der Anteil von landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet des Sees ist aufgrund der sandigen Böden relativ gering. Die Westseite des Kalksees ist dicht besiedelt, die Ostseite größtenteils bewaldet (Rieke 1997).

### 1.13.2 Topographie und Morphometrie

Das Seebecken ist ungegliedert. Die Westseite fällt relativ flach, das Ostufer dagegen sehr steil ab. Der Kalksee ist eher schmal und verläuft von Nordosten nach Südwesten. Mit einer mittleren Tiefe von 5,8 m gehört das 4,95 Mio. m<sup>3</sup> fassende Gewässer zu den Flachseen Brandenburgs (Tab. 25).

Tab. 25: Topographie und Morphometrie des Kalksees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
4,95	0,84	10,7	5,8	2300	650	1,8	1,5	6,5	0,2

### 1.13.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Kalksee zeigt im Frühjahr und Herbst eine Volldurchmischung, eine thermische Schichtung während des Sommers 1994 ließ sich nicht erkennen. Im Juli 1994 wurde bis in eine Tiefe von 5 m eine maximale Sauerstoffsättigung von 128 % erreicht, ab 6 m Tiefe nahm die Sauerstoffkonzentration dann rapide auf unter 1 mg/l ab. In dem tieferliegenden Wasserkörper herrschten anaerobe Verhältnisse. Der See zeigt schwach alkalische pH-Werte und ganzjährig extrem hohe Leitfähigkeitswerte. Diese sind mit den hohen Konzentrationen vor allem an Calcium- (> 160 mg/l) und Chloridionen (> 100 mg/l) zu erklären, die ihre Ursache in dem direkten Kontakt des Grundwassers mit der Rüdersdorfer Muschelkalkstruktur haben. Von den in den Kriensee eingeleiteten Tagebauwässern sind Sulfatkonzentrationen zwischen 700 mg/l und 1100 mg/l bekannt. Einen zusätzlichen Einfluss auf die Leitfähigkeitswerte üben sicher auch die gelösten Metallionen und organischen Anionen der sauren Moorwässer der Region und Elektrolyte aus der Verwitterung des umgebenden Moränenmaterials aus. Die Vegetationsmittelwerte der Jahre 1992 und 1993 ergaben für die Sichttiefe 4,2 m und für Chlorophyll a 6,6 µg/l. Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen lagen im selben Zeitraum bei 200 µg/l, die mittleren Gesamtstickstoffkonzentrationen bei 0,53 mg/l. Die Klassifizierung der Trophie des Kalksees in Anlehnung an die TGL 27885/01 ergab eine Trophienote von 3,3 und damit eine Einstufung des Kalksees als hoch eutrophes Gewässer (Rieke 1997).

Im Zeitraum 1994 – 2001 nahmen die anfangs noch sehr hohen mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen drastisch auf  $< 50 \mu\text{g/l}$  im Jahr 2001 ab, die mittleren Gesamtstickstoffkonzentrationen scheinen dagegen relativ stabil bei  $0,4 \text{ mg/l}$  zu liegen (Abb. 25). Hinsichtlich des Parameters Chlorophyll a lässt sich eine starke Zunahme auf mittlere  $14 \mu\text{g/l}$  im Jahr 1995 und ein anschließender Rückgang auf  $7,3 \mu\text{g/l}$  im Jahr 2001 erkennen, ohne dass sich ein solcher Wechsel in den dargestellten Sichttiefen bemerkbar macht. Letztere variierten nur gering zwischen 3 und  $3,2 \text{ m}$ . Die Trophiebeurteilung des Kalksees ergibt unter Bezug auf die in Tab. 26 aufgeführten relevanten Parameter des Untersuchungsjahres 2001 nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen mesotrophen Ist-Zustand. Dieser kann bei Gültigkeit der von (Behrendt & Böhme 1994) beschriebenen Makrophytendominanz im Gewässer allerdings nur unter Vorbehalt gelten. Auf der Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient errechnet sich als potentiell natürlich ein ebenfalls mesotropher Zustand.

Tab. 26: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme  $\text{TP}_{\text{Früh}}$ : Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [ $\mu\text{S/cm}$ ]	Chl a [ $\mu\text{g/l}$ ]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [ $\mu\text{g/l}$ ]	$\text{TP}_{\text{Früh}}$ [ $\mu\text{g/l}$ ]
8,2	1387	7,3	3,2	0,40	41,3	87,0

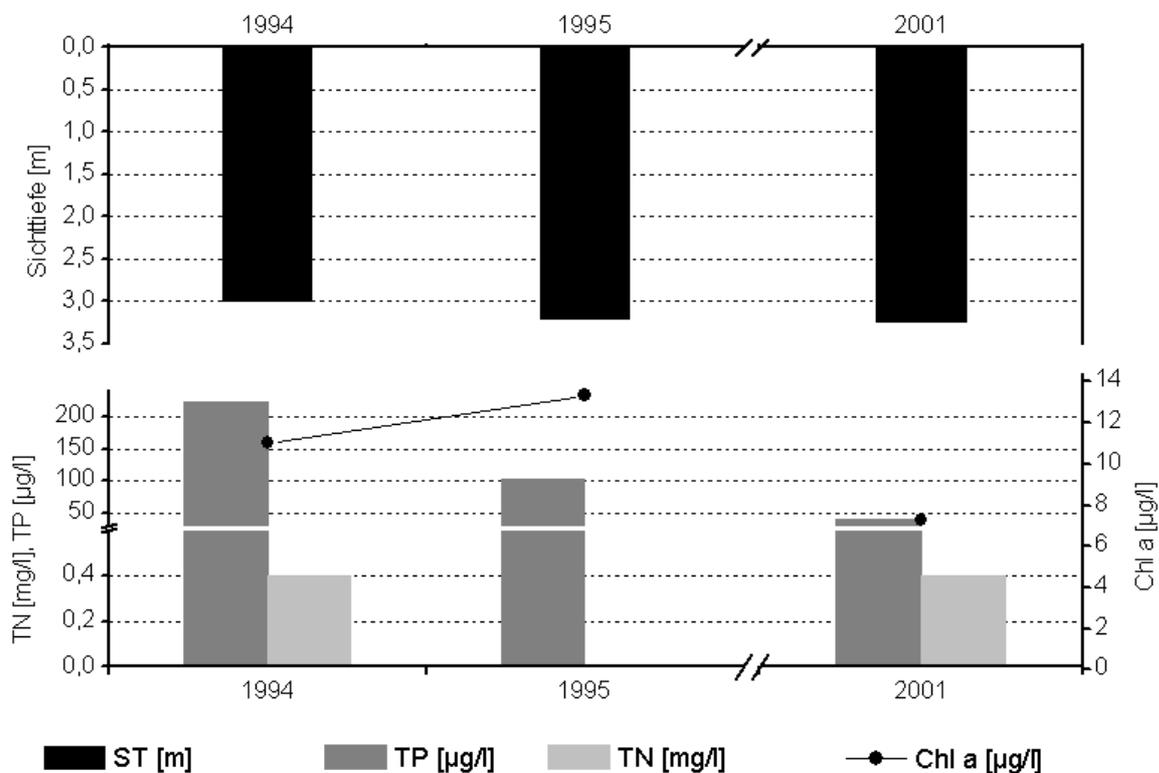


Abb. 25: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Kalksee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002)

#### 1.13.4 Flora und Fauna

Der Kalksee ging Mitte der 1980er Jahre von einem phytoplanktondominierten in einen makrophytendominierten eutrophen Klarwassersee über. An Makrophyten wurden die Gattungen *Ceratophyllum*, *Najas*, *Potamogeton*, *Ranunculus* und *Myriophyllum* bis in Tiefen von > 5 m nachgewiesen (Behrendt & Böhme 1994).

Das gesamte Phytoplanktonbiovolumen war mit 4,0 mm<sup>3</sup>/l in den Vegetationsperioden 1992 – 1993 als gering zu bezeichnen. Der Cyanobakterien-Anteil am Phytoplanktonbiovolumen lag bei 11,1 %, der Diatomeen-Anteil bei 31,6 % und 57,4 % entfielen auf andere Algenklassen. Die im Frühjahr beobachteten hohen Konzentrationen an anorganischem, gelöstem Phosphor weisen auf eine Hemmung der Biomasse z.B. durch fehlende Mikronährstoffe, hydrophysikalische Faktoren oder spezifische Hemmstoffe hin. Die genaue Ursache hierfür ist noch nicht geklärt (Behrendt & Böhme 1994). Auch im gesamten Jahresverlauf 2001 (Nixdorf & Mischke 2001) zeigte das Phytoplankton im Kalksee nur eine schwache Entwicklung. Im März 2001 lag das Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons bei 0,9 mm<sup>3</sup>/l. Wesentliche prozentuale Anteile an diesem hatten mit 66 % Dinophyceen, jeweils 15 % entfielen auf Cryptophyceen und Chlamydothricophyceen mit dem Hauptvertreter *Erkenia subaequiciliata*. Einzige dominante Art (Anteil am Gesamtbiovolumen > 15 %) war zu dieser Zeit *Peridinium spp.*. Die Cryptophyceen waren vor allem durch die Arten *Cryptomonas erosa/ovata* und *Rhodomonas minuta* vertreten, die ähnliche Biovolumina ausbildeten, wenngleich letztere Art wesentlich zahlreicher war. Im Juni 2001 besaßen die Diatomeen mit 77 % den überwiegenden Anteil am Gesamtbiovolumen von 1,1 mm<sup>3</sup>/l und waren durch die Arten *Asterionella formosa* und *Nitzschia cf. acicularis* vertreten. Daneben ist *Gloeotila cf. protogenita var. pelagica* (Ultrichales) als dominante Art zu nennen. Im Juli traten neben den Diatomeen mit nun 39 % auch stärker Dinophyceen mit 29 % Anteil am Gesamtbiovolumen von 0,7 mm<sup>3</sup>/l hervor, auf Chlorophyceen entfiel ein Anteil von 7 %. Als dominante Arten erschienen *Fragilaria crotonensis* (Diatomeae), *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) und *Gloeotila cf. protogenita var. pelagica*. Auch im August blieb das Gesamtbiovolumen relativ unverändert bei 0,9 mm<sup>3</sup>/l. Die wesentlichen Anteile daran entfielen zu 42 % auf Cyanobakterien, zu 23 % auf Cryptophyceen und zu 10 % auf Dinophyceen. Das Phytoplankton wurde dabei von der Cyanobakterienart *Anabaena flos-aquae* und der Cryptophyceen-Art *Cryptomonas erosa/ovata* dominiert. Sehr häufig waren neben *Anabaena flos-aquae* auch die Cyanobakterienart *Aphanizomenon flos-aquae* und *Rhodomonas minuta* (Cryptophyceae). Innerhalb der Dinophyceen entfielen ähnliche Biovolumenanteile auf *Peridinium willei* und *Gymnodinium cf. eurytopum*, wobei letztere Art zahlenmäßig überwog.

Bis in Tiefen von 7,5 m sind große Populationen von *Dreissena polymorpha* angetroffen worden. Das Vorkommen von *Chironomus plumosus* reichte bis in Sedimenttiefen von 9,5 cm (Rieke 1997).

Das Gewässer wird mit Hecht, Aal, Karpfen, Zander, Barsch, Waller und den üblichen Weißfischen besetzt.

#### 1.13.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Kalksee dient heute vor allem als Naherholungsgebiet von Berlin und wird als Badesee und Wasserweg für Motorboote zwischen Oder und Elbe genutzt.

Insbesondere am Westufer und entlang des Kalkgrabens stehen viele Wochenendhäuser.

Die Nährstoffsituation des Kalksees hat sich seit der Mitte der 1980er Jahre im Zuge der im folgenden erwähnten Maßnahmen deutlich verbessert. So erfolgte im Jahr 1976 der Bau der Kläranlage in Münchehofe und die Schließung der Rieselfelder bei Tasdorf. 1980/1981 wurde das am Kalksee gelegene Kreiskrankenhaus an das kommunale Abwassernetz angeschlossen und dessen Abwassereinleitungen in den See unterbunden. In den Jahren 1990 bis 1992 erfolgte die Beendigung der Fischintensivhaltung in Netzkäfigen und der Bau der kommunalen Abwasserkanalisation mit Anbindung ehemaliger Großeinleiter wie der örtlichen Wohnungsbaugesellschaft, der Tapetenfabrik und der Psychiatrie (Rieke 1997).

## 1.14 Köthener See

### 1.14.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Köthener See befindet sich südlich von Berlin, ca. 32 km südwestlich von Beeskow, zwischen der Teupitz-Köriser Seenplatte und dem Unterspreewald. Der Unterspreewald entstand in der Niederung einer quer zum Urstromtal verlaufenden Schmelzwasserrinne, die die letzte Eiszeit zurückließ. Der Neuendorfer und Köthener See sind die Reste dieses ehemaligen Beckens. Der äußerste Nordosten des Gewässers wird vom Dahme-Umflut-Kanal durchflossen und in den Südosten mündet ein Nebenarm der Wasserburger Spree. Südlich schließen sich mehrere Kleingewässer (u.a. Mittelsee, Schwanensee) an, die z.T. direkt mit dem Köthener See in Verbindung stehen. Ebenfalls im Süden grenzt die Ortschaft Köthen an den See, in nördlicher sowie westlicher Richtung folgen ausgedehnte Wälder und in Richtung Osten Wiesen und Weiden.



Abb. 26: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.14.2 Topographie und Morphometrie

Der See erstreckt sich in seiner Längenausdehnung von Osten nach Westen, wobei er östlich an Breite zunimmt (Abb. 26). Aufgrund seiner geringen Tiefe von maximal 2 m ist das Gewässer nicht stabil geschichtet, was der geringe Tiefengradient bestätigt (Tab. 27). Mittig leicht nach Osten und Süden verschoben befindet sich eine Insellage.

Tab. 27: Topographie und Morphometrie des Köthener Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
	1,48	2,0		2250	1000	2,4	0,3	6,7	

### 1.14.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der polymiktische Flachsee weist schwach alkalische und gut mineralisierte Verhältnisse auf (Tab. 28). Seine Trophiebewertung ergibt nach LAWA (LAWA 1998) anhand der Daten des Untersuchungsjahres 1994 einen hoch polytrophen (p2) Zustand. Dieser war im Zeitraum 1992 – 1994 durch mittlere Gesamtphosphorkonzentrationen zwischen ca. 80 µg/l und 110 µg/l, extrem hohe mittlere Chlorophyll a-Konzentrationen zwischen ca. 65 µg/l und 100 µg/l sowie entsprechend geringe mittlere Sichttiefen zwischen ca. 0,5 m und 0,6 m gekennzeichnet (Abb. 27). Die mittleren Gesamtstickstoffkonzentrationen lagen 1992 und 1994 unverändert bei 1,5 mg/l.

Die Daten reichen nicht aus, um Angaben zur potentiell natürlichen Trophie abzuleiten.

Tab. 28: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1994 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 1994) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,1	704	68,3	0,5	1,5	83,3	174

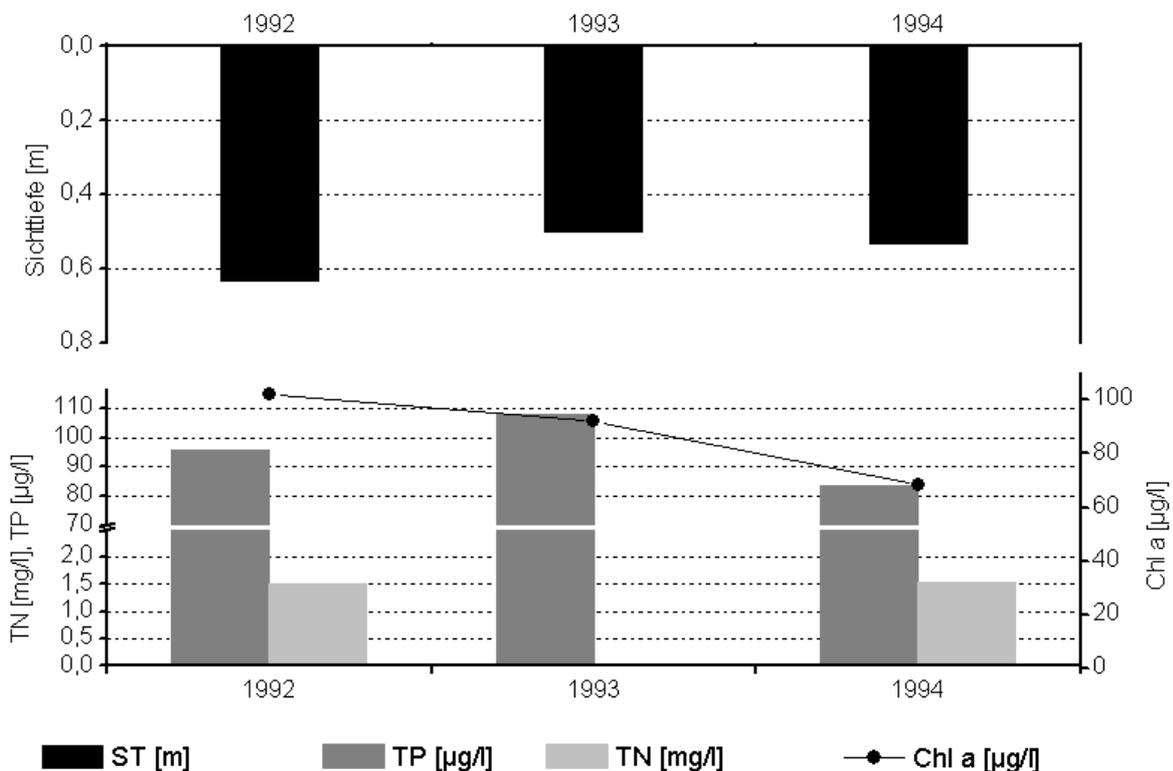


Abb. 27: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Köthener See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.14.4 Flora und Fauna

Der Köthener See ist mit Schilf bewachsen.

#### 1.14.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der See dient der Erholungsnutzung. Er wird u.a. von Ruderbooten / Kanus befahren und ist oft Anlaufpunkt von Wasserwandertouren. Am Rande des Dorfplatzes von Köthen befindet sich eine Jugendherberge mit eigenem Bootssteg und einer Badestelle.

## 1.15 Langer See bei Dolgenbrodt

### 1.15.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Lange See bei Dolgenbrodt befindet sich im wasserreichen Kreis Dahme-Spreewald des Landes Brandenburg. Die oberflächlichen, geologischen Bildungen des Gebietes gehören vorwiegend dem Holozän (Flugsand und humose Bildungen) und Pleistozän (Geschiebemergel, -sande und -kiese) an, in geringem Maße auch dem Tertiär, erkennbar an Schichten der märkischen Braunkohlebildung des Miozäns (Müller 1952). Der Lange See ist während des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit entstanden und befindet sich südlich des Berliner Urstromtals am Rande der südlichen märkischen Hochfläche. Er bildet ein Glied der Storkower Seenkette und erhält in diesem Zusammenhang über einen Kanal Zuflüsse aus dem sich nordöstlich anschließenden Wolziger See. Der Abfluss der Seenkette erfolgt in die Dahme. Das Einzugsgebiet des Langen Sees beläuft sich auf 395 km<sup>2</sup> (Nixdorf et al. 1995).

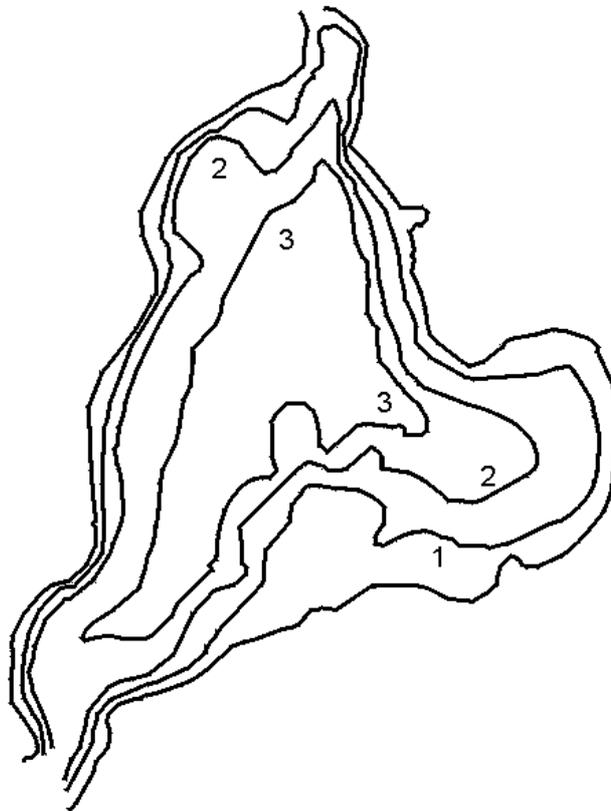


Abb. 28: Tiefenlinien des Langen Sees (Deneke 1996)

### 1.15.2 Topographie und Morphometrie

Der Lange See erstreckt sich in seiner Längsausdehnung von Nord nach Süd und weist in östlicher Richtung eine erheblich Ausbuchtung auf (Abb. 28). Die Ufer fallen allseitig stetig zur Mitte auf maximale 3,5 m ab, wobei das Westufer die größte Steilheit aufweist. Insgesamt zählt der See zu den flachen, ungeschichteten Gewässern. Dies bestätigt der geringe Tiefengradient und die theoretische Epilimniontiefe, welche größer ist als die maximale Tiefe (Tab. 29).

Tab. 29: Topographie und Morphometrie des Langen Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001){Mietz & Meisel 2001 81 /id}

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
3,27	1,38	3,5	2,4	2000	1225	2,0	0,5	6,6	0,09

### 1.15.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Bei dem Langen See handelt es sich um ein sehr flaches, polymiktisches Gewässer, wobei die Sauerstoffkonzentrationen des Wasserkörpers während der Sommermonate zeitlich begrenzt eine deutliche Abnahme im Tiefenverlauf zeigen. Bezogen auf das Untersuchungsjahr 2000 lagen letztere bis April in der gesamten Wassersäule gleichmäßig verteilt zwischen ca. 9 mg/l und 16,1 mg/l (entspricht 81 bis 125,6 % Sättigung). Mitte Mai wurden an der Oberfläche Sauerstoffübersättigungen von 153 % (entspricht 13,2 mg/l) gemessen, während die Werte im Tiefenbereich bis auf 4,4 % (entspricht 0,4 mg/l) zurückgingen. Bereits Ende Mai war der gesamte Wasserkörper wieder gleichmäßig und ausreichend mit Sauerstoff angereichert (101 % Sättigung, 9,9 mg O<sub>2</sub>/l). Ähnliche Entwicklungen waren bis September wiederholt zu beobachten. Die pH- bzw. Leitfähigkeitsmittelwerte des Jahres 2000 (April bis Oktober) charakterisieren das Gewässer mit 8,5 bzw. 465 µS/cm des weiteren als schwach alkalisch und mäßig mineralisiert (Tab. 30). Innerhalb der Gewässer des Scharmützelseegebietes zeigt der Lange See die höchste Trophiestufe. Nach den Kriterien der LAWA-Richtlinie (LAWA 1998) ergeben sich für das Untersuchungsjahr 2000 hoch polytrophe (p2) Verhältnisse, bei einem morphometrischen, hoch eutrophen (e2) Referenzzustand. Im Vergleich der Zeiträume 1994 – 1997 und 1998 – 2000 haben sich die Vegetationsmittel der Chlorophyll a-Konzentration und Sichttiefe nicht verändert, sie schwankten um ca. 90 µg/l bzw. 0,5 m (Abb. 29). Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen dagegen nahmen geringfügig von 107 µg/l auf 116 µg/l zu (Deneke *et al.* 2001). Im Jahr 1997 kam es zu einer kurzfristigen Verminderung der Trophiestufe von p2 auf p1 (Deneke 1997).

Tab. 30: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,5	465	96,0	0,5	1,6	127,0	66,9

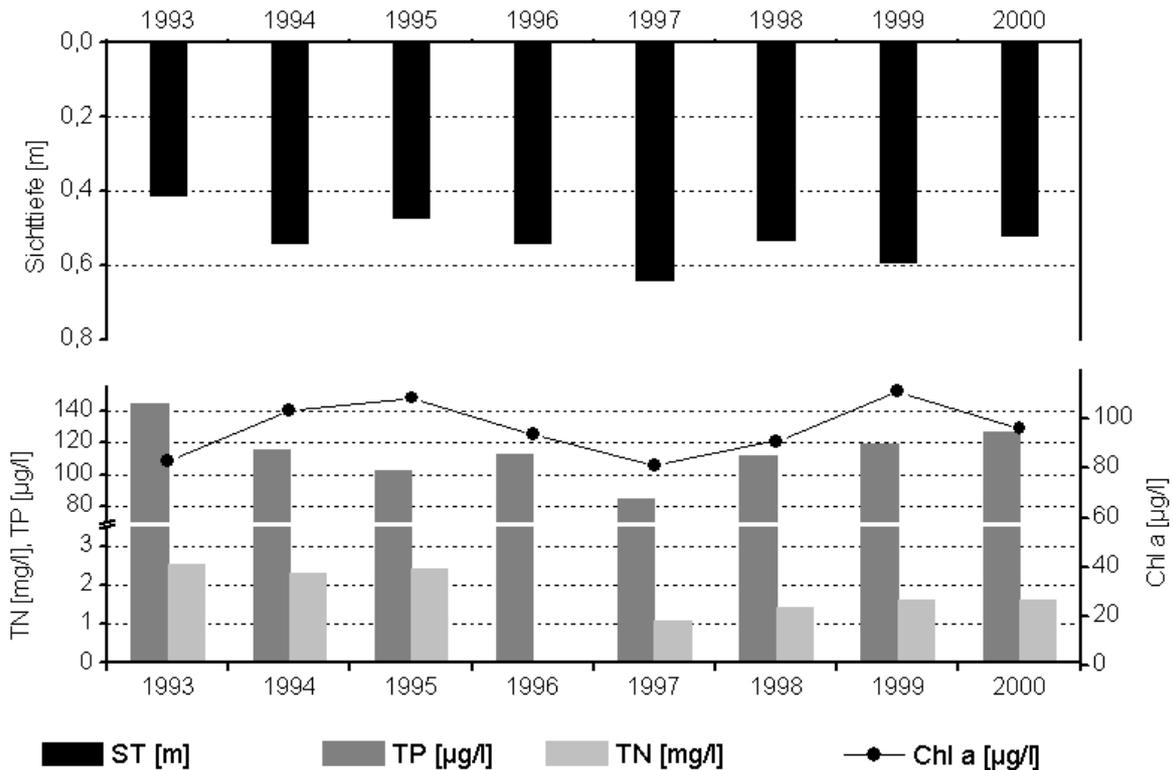


Abb. 29: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Langen See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) & (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

#### 1.15.4 Flora und Fauna

Der Lange See weist heutzutage keine Makrophytenvegetation auf und kann als Cyanobakterien-dominiert bezeichnet werden.

Die extrem starke Phytoplanktonentwicklung des Langen Sees, die bereits Biomassekonzentrationen von 60 mg/l erreichte (August 1994), wurde in den letzten Jahren durch Massenentwicklungen von Cyanobakterien hervorgerufen (Zippel 1996). Die ausgeprägte Cyanobakteriendominanz erreichte vom Frühjahr bis zum Winter meist Anteile von über 80 % am gesamten Phytoplanktonbiovolumen. Dabei wurde der Lange See deutlich durch *Planktothrix agardhii* dominiert, deren Biovolumen im Sommer Spitzenwerte von 45 mm<sup>3</sup>/l erreicht, *Limnothrix* spp. hatte hier nur im Winter und im Frühjahr einen größeren Anteil am Biovolumen. Während der Sommermonate entfielen auf *Aphanizomenon* spp., *Anabaena* spp. und *Anabaenopsis* spp. weitere relevante Anteile am Biovolumen der Cyanobakterien. Mit der Dominanz von *P. agardhii* stehen vermutlich die hohen ermittelten Microcystin-konzentrationen von 500 – 2.800 µg/g Trockengewicht in Zusammenhang. Auch die Anatoxin-a-Konzentrationen lagen mit 13,1 µg/l deutlich über den Werten der anderen Gewässer der Region. Das eukaryotische Phytoplankton setzte sich während der Sommermonate in erster Linie aus Diatomeen (hauptsächlich *Fragillaria* und *Aulacoseira*), Cryptophyceen (hauptsächlich *Cryptomonas* spp. und *Rhodomonas minuta*) und Dinophyceen (hauptsächlich *Ceratium hirundinella*) zusammen. Im Langen See hielt die Dominanz von Cyanobakterien bis Dezember

an, während der Wintermonate wurden relevante Biovolumina von *Limnothrix* spp. ermittelt bei gleichzeitigem Wechsel der Dominanzverhältnisse hin zu eukaryotischen Phytoplanktern wie Diatomeen (v. a. *Stephanodiscus* spp.), Cryptophyceen und Dinophyceen (Wiedner 1999). Auch nach Daten der Vegetationsperiode 2000 (Nixdorf & Mischke 2002) war das Phytoplankton durchgängig von Cyanobakterien geprägt. Dabei traten als dominante Arten im Mai zunächst *Aphanizomenon gracile* und *Planktothrix agardhii* zusammen mit *Limnothrix redekei* auf, in der Folge war dies dann *Planktothrix agardhii* allein oder in Kombination mit *Aphanizomenon gracile* (bis Ende Juni) bzw. mit *Pseudanabaena* spp. (im Juli). Ab Ende Juli dominierte dann ausschließlich *Planktothrix agardhii* mit maximalen Anteilen am Gesamtbiovolumen von 64 % (Mitte September), der Anteil aller Cyanobakterien lag im Hochsommer bei 87 %. Der Vegetationsmittelwert des Gesamtbiovolumens lag im Jahr 2000 bei 31,8 mm<sup>3</sup>/l, das Maximum wurde mit 41,5 mm<sup>3</sup>/l im September erreicht.

In Bezug auf das Zooplankton ist der Lange See sehr artenreich (45 Arten). Dies trifft insbesondere auf die Crustaceen zu, die 1994 mit 8 Cyclopoiden und 12 Cladoceren vertreten waren. Wie auch im Wolziger und Storkower See wurden *Cyclops kolensis* und *Bosmina coregoni thersites* gefunden, die ansonsten im Berliner Raum häufiger sind. *Daphnia cucullata* dominierte gegenüber anderen *Daphnia*-Arten die Biomasse, des weiteren hatten auch die Rotatorien einen höheren Anteil an der Zooplanktonbiomasse (Nixdorf *et al.* 1995).

#### 1.15.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Lange See wird touristisch genutzt.

## 1.16 Liepnitzsee

### 1.16.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Liepnitzsee befindet sich nordöstlich von Berlin, ca. 3 km östlich von Wandlitz (Landkreis Barnim). Er gehört zur Liepnitzseenkette und mündet als Bestandteil dieser am nordöstlichen Zipfel über ein Verbindungsfließ in den Obersee, der wiederum in den Hellsee abfließt. Das heutige Gewässernetz des Naturparks Barnim, dem auch der Liepnitzsee angehört, ist eiszeitlichen Ursprungs und bildete sich aus den Urstromtälern, in denen sich das Rückschmelzen des Inlandeises vor 16.000 Jahren vollzog. Die direkte Umgebung des Liepnitzsees ist vorrangig mit Wald bestanden.

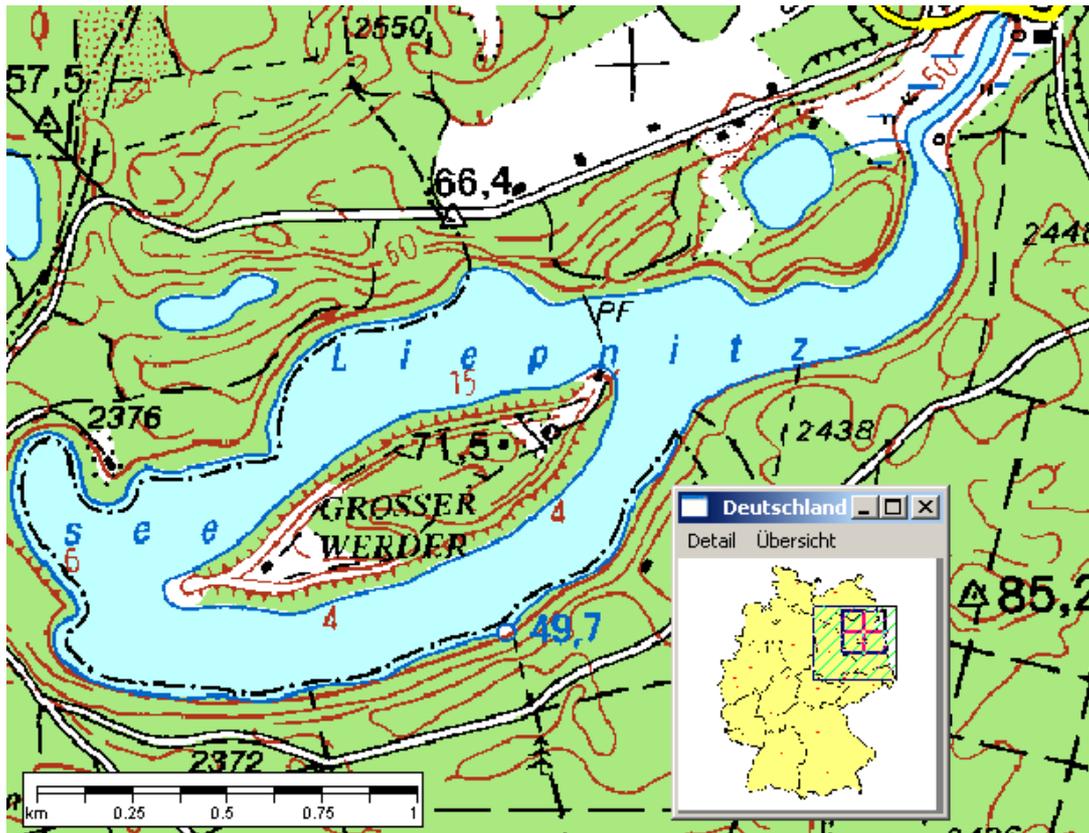


Abb. 30: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.16.2 Topographie und Morphometrie

Das Zentrum des Sees wird von der ca. 40 ha großen Insel „Großer Werder“ beherrscht. Dadurch ist das Gewässer als schmal einzustufen, bestätigt durch ein Längen-Breitenverhältnis von 3,0. Der Tiefengradient von 2,5 deutet auf eine stabile Schichtung des Liepnitzsees hin, der maximale Tiefen von 16,5 m erreicht (Tab. 31).

Tab. 31: Topographie und Morphometrie des Liepnitzsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
	1,15	16,5		2210	760	2,9	2,5	6,5	

### 1.16.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der dimiktische See wurde im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 1994 durch ein pH-Mittel von 8,2 sowie einen Leitfähigkeitsmittelwert von 338  $\mu\text{S}/\text{cm}$  charakterisiert (Tab. 32). Chemisch ist der Liepnitzsees demnach als schwach alkalisch und elektrolytarm einzustufen. Die trophisch relevanten Parameter des Jahres 1994 entsprachen nach LAWA (1998) mesotrophen Verhältnissen. Gesamtphosphor wurde im Vegetationsmittel mit 60,3  $\mu\text{g}/\text{l}$  bestimmt und die durchschnittliche Gesamtstickstoffkonzentration betrug 0,3  $\text{mg}/\text{l}$ . Dieses Nährstoffangebot führte zu einer mäßigen Planktonproduktion (6,2  $\mu\text{g Chl a}/\text{l}$ ), die wiederum eine hohe Transparenz (4,3 m) des Liepnitzseewassers nach sich zog.

Die Daten reichen nicht aus, um Angaben zur potentiell natürlichen Trophie abzuleiten.

Tab. 32: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 1994 (Ausnahme  $\text{TP}_{\text{Früh}}$ : Mittelwert der Monate März und April 1994) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 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	338	6,2	4,3	0,3	60,3	

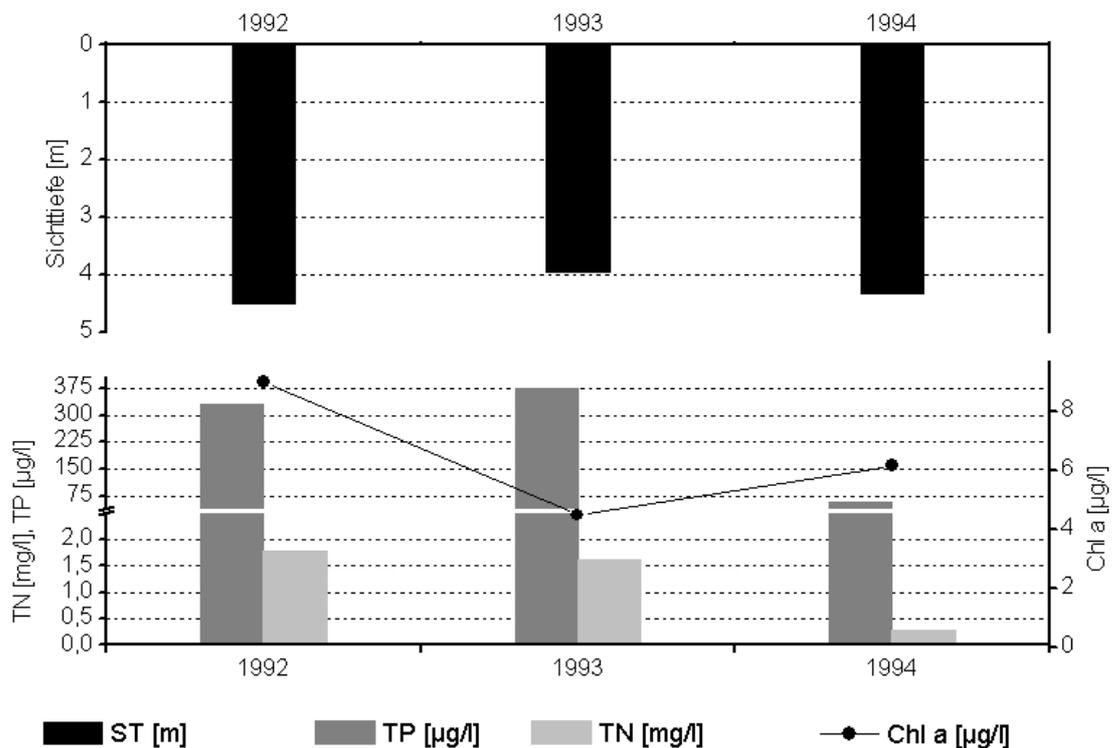


Abb. 31: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Liepnitzsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

Im Zeitraum 1992 – 1994 zeigten sich trophische Veränderungen. So nahmen die mittleren Gesamtposphorkonzentrationen im Jahr 1994 auf ein Fünftel und die mittleren Gesamtstickstoffkonzentrationen auf ca. ein Drittel der Vorjahreskonzentrationen ab. Die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen entwickelten sich bereits zwischen 1992 und 1993 regressiv, bei 1994 wieder leicht gestiegenen Werten, während die Sichttiefen über den Beobachtungszeitraum keine Veränderungen aufwiesen (Abb. 31).

Welche Entwicklung der Liepnitzsee nach 1994 genommen hat, müssen aktuelle Untersuchungen zeigen. Taucher berichten allerdings, dass der früher klare See, der als Gewässer mit der besten Wasserqualität in ganz Brandenburg galt, in jüngster Vergangenheit deutlich an Transparenz verloren hat.

#### 1.16.4 Flora und Fauna

Das Ufer des Liepnitzsees säumt ein Schilfgürtel. Im ufernahen Bereich herrschen hohe Sichttiefen und hier ist der Grund praktisch flächendeckend mit Wasserpflanzen bewachsen. In tieferen Bereichen des Gewässers ist die Transparenz deutlich geringer und der Untergrund schlammig.

In Ufernähe waren Krebse anzutreffen.

Die Kleine Maräne, eine Fischart, die als Lebensraum die großen, bis zum Gewässergrund sauerstoffreichen Seen bevorzugt, kommt auch im Barnimer Liepnitzsee vor.

#### 1.16.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Liepnitzsee ist ein beliebtes Erholungsgewässer vor allem der Berliner Bevölkerung. Am Westufer liegt das Waldbad Wandlitz und im Nordosten gibt es in der Nähe von Ützdorf einen Campingplatz mit einer größeren Badestelle. Weitere kleinere Badestellen sind rund um den See verteilt, vor allem im Süden in der Nähe des Waldbades. Die Insellage in der Mitte des Sees beherbergt einen zweiten Campingplatz und weitere Badestellen. Die Insel ist bequem über eine Personenfähre vom Campingplatz Ützdorf aus zu erreichen, die Badestellen liegen jedoch am entgegengesetzten Ende der Insel. Der Liepnitzsee wird des Weiteren von Booten befahren (Bootsverleih am Strandbad) und ist als Tauchgewässer ausgewiesen.

## 1.17 Maxsee

### 1.17.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Maxsee liegt östlich von Berlin, ca. 10 km westlich von Müncheberg (Landkreis Märkisch-Oderland). Sein Auslauf befindet sich am Südwestende und mündet in das Mühlenfließ, welches wiederum die Quelle der Löcknitz darstellt. Letztere verbindet den Maxsee mit dem Flakensee. Nordöstlich nahe Hoppegarten / Müncheberg schließen sich mehrere Kleingewässer (Kiesseen) an, die z.T. direkt mit dem Maxsee in Verbindung stehen. Die direkte Umgebung des Gewässers ist vorrangig mit Wald bestanden.

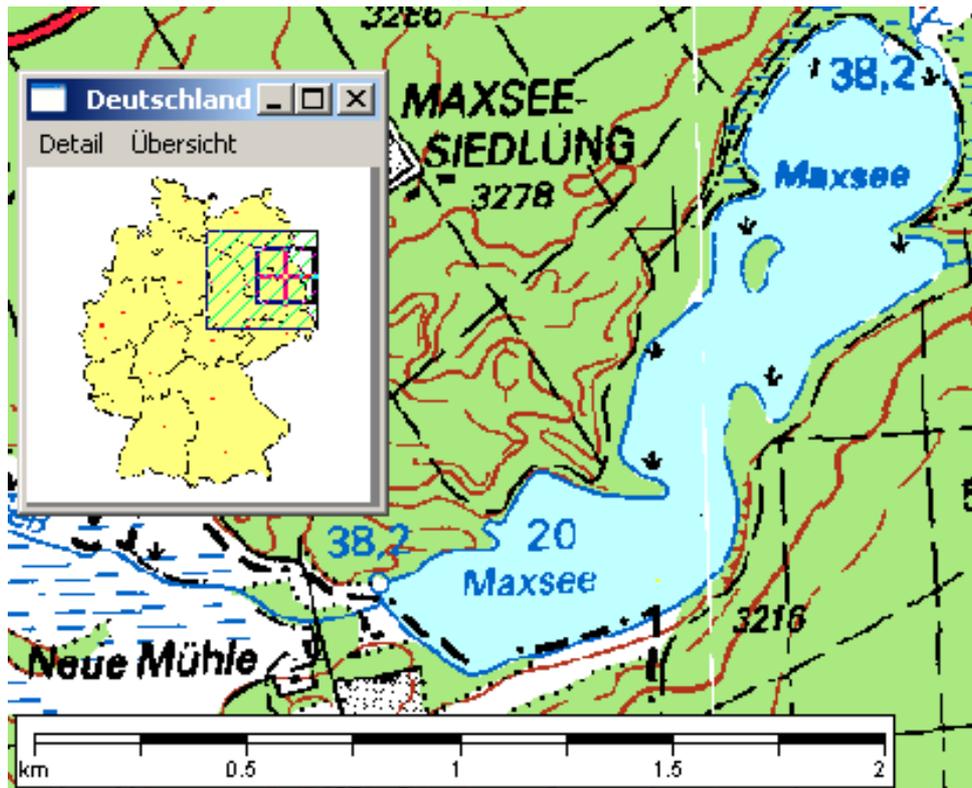


Abb. 32: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.17.2 Topographie und Morphometrie

Das Gewässer weist eine schmale und langgestreckte Oberflächenform auf. Die größte Längsausdehnung erstreckt sich von Nordost nach Südwest, wobei der Maxsee im südlichen Bereich einen Bogen nach Westen beschreibt (Abb. 32). Seine geringe maximale Tiefe von nur 4 m (Tab. 33) führt dazu, dass der See nicht stabil geschichtet ist. Mittig nach Nordwest versetzt befindet sich eine Insellage innerhalb des mit einer Fläche von 68 ha nicht zu den großen Seen Brandenburgs gehörenden Gewässers.

Tab. 33: Topographie und Morphometrie des Maxsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. M <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
	0,68	4,0		1560	480	2,1	0,7	5,8	

### 1.17.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Maxsee zählt unter Berücksichtigung seiner nur geringen Tiefe und einem daraus resultierenden Tiefengradienten von  $< 1,5$  zu den polymiktischen Gewässern. Das zwischen April und Oktober des Jahres 1993 gewonnene Datenmaterial beschreibt ihn des weiteren als schwach alkalisch, elektrolytarm sowie reich an Nährstoffen (Tab. 34). So erreichten die pH-Werte im Mittel 8,5 und die durchschnittliche Leitfähigkeit lag bei  $369 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Die Nährstoffe Phosphor bzw. Stickstoff wurden in Größenordnungen von  $72,8 \mu\text{g TP/l}$  bzw.  $2,0 \text{ mg TN/l}$  ermittelt. Das große Angebot an Nährstoffen führte zu einer hohen Planktonproduktion sowie daraus resultierender geringer Transparenz im Gewässer. Chlorophyll a-Konzentrationen von im Vegetationsmittel  $90 \mu\text{g/l}$  und Sichttiefen von nur  $0,3 \text{ m}$  charakterisieren den Maxsee 1993 nach LAWA (1998) als polytroph (p2).

Die Daten reichen nicht aus, um Angaben zur potentiell natürlichen Trophie abzuleiten.

Tab. 34: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1993 (Ausnahme  $\text{TP}_{\text{Früh}}$ : Mittelwert der Monate März und April 1993) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	Chl a [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	$\text{TP}_{\text{Früh}}$ [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
8,5	369	90,0	0,3	2,0	72,8	104

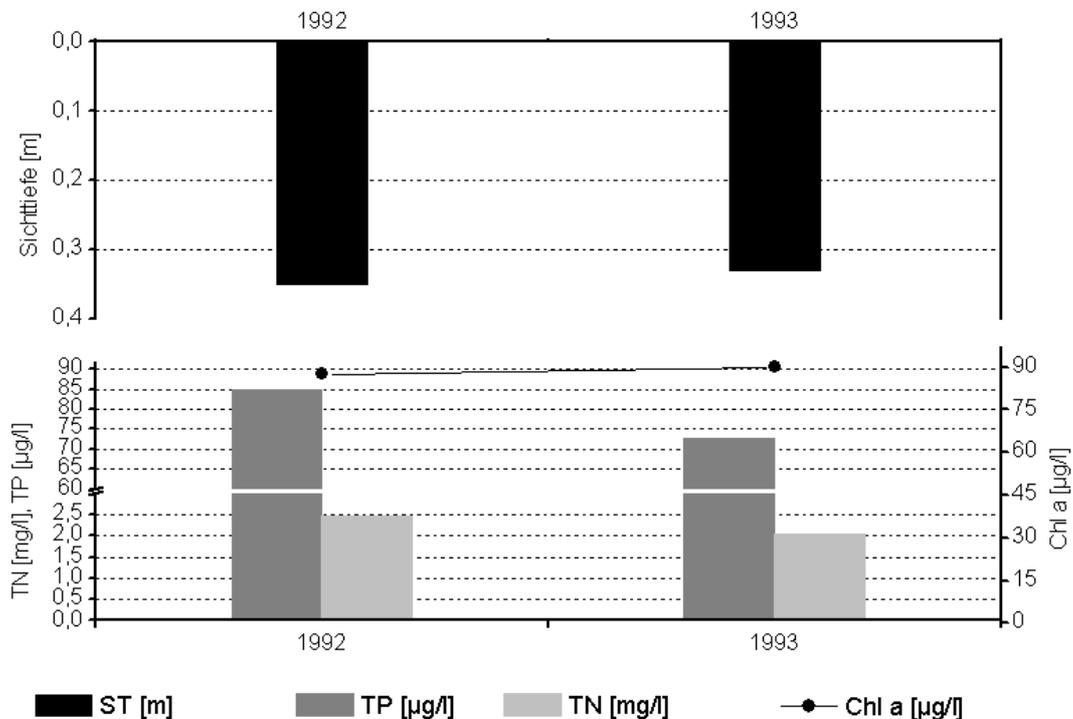


Abb. 33: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Maxsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

Im Vergleich der Jahre 1992 und 1993 nach Abb. 33 werden bezüglich der Nährstoffe Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff leicht rückläufige Konzentrationsentwicklungen sichtbar. Es zeigte sich jeweils ein Rückgang der Vegetationsmittelwerte um ca. 20 %. Die Parameter Chlorophyll a und Sichttiefe ließen über den entsprechenden Zeitraum keine Veränderungen erkennen.

#### 1.17.4 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Maxsee wird als Bade- und Angelgewässer (Fischerei) genutzt.

## 1.18 Möllensee

### 1.18.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Möllensee befindet sich ca. 30 km östlich des Stadtzentrums von Berlin und südöstlich von Rüdersdorf im Wald- und Seengebiet des Landschaftsschutzgebietes Grünau-Grünheide. Er bildet das östliche Glied der Löcknitz-Seenkette, die von Südwesten nach Nordosten den Werlsee, Peetzsee und Möllensee umfasst. Er ist ein Rinnenbeckensee, der seine Entstehung der erosiven Wirkung von Schmelzwasserströmen in Verbindung mit dem Austauen von Toteisblöcken verdankt (Vietinghoff 1995). Die subglazial angelegte Rinne tiefte sich während der Weichselkaltzeit in die glaziofluviale Füllung des Warschau-Berliner Urstromtales ein. Der See und der größte Teil seines 35,0 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebietes liegen in den Sanderablagerungen dieses Urstromtales. Entsprechend wird das gesamte Einzugsgebiet von fluviatilen kiesigen Sanden gebildet, denen im Osten und Nordosten Niedermoortorfe aufliegen. Die Vegetation in unmittelbarer Seenähe besteht aus Erlenbruchwald, im übrigen Einzugsgebiet aus Mischwald und landwirtschaftlich genutzten Wiesen. Im Süden grenzt die Ortschaft Buchhorst und im Nordosten die Siedlung Neu Finkenstein an das Gewässer. Der Möllensee erhält im Norden oberirdischen Zufluss über zwei Gräben, von denen der eine als Quellgraben und der andere als Vorfluter für die nördlich des Sees gelegenen Wiesen anzusehen ist sowie geringen Zufluss über einen ca. 600 m langen Kanal, der den Möllensee mit dem östlich gelegenen Kiesesee der Märkischen Sandwerke verbindet. Im Süden entwässert der Möllensee in den Peetzsee und dieser wiederum in den Werlsee. Der Werlsee mündet in die Löcknitz. Alle genannten Gewässer sind über Kanäle schiffbar verbunden (Elfenbein 1997).

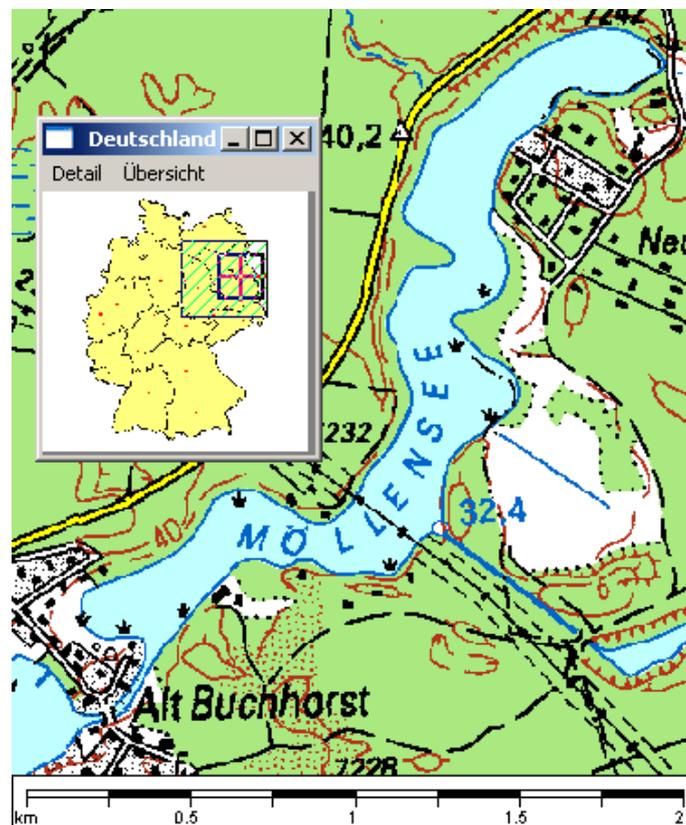


Abb. 34: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.18.2 Topographie und Morphometrie

Der See ist in drei Becken gegliedert, von denen das größte den Nordost-Teil des Gewässers bildet. Die maximale Tiefe weist das mittlere und zugleich zweitgrößte Becken auf. Die Längenausdehnung verläuft von Nordosten nach Südwesten. Mit einem Längen-Breiten Verhältnis von 4,5 (Tab. 35) handelt es sich beim Möllensee um ein sehr schmales Gewässer.

Tab. 35: Topographie und Morphometrie des Möllensees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
	0,61	6,5		1700	380	2,4	1,1	5,9	

### 1.18.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Aufgrund der geringen Tiefe des Sees kommt es zu keiner thermischen Schichtung. Er zeigt eine Vollzirkulation im Frühjahr und Herbst, während die Sauerstoffganglinien im Sommer auf längere Stagnationsphasen hindeuten. Im Winter froh der Möllensee bisher schnell und regelmäßig zu. Die Leitfähigkeitswerte sind aufgrund der geologischen Gegebenheiten des Einzugsgebietes ganzjährig hoch, da viele Elektrolyte aus der Gesteins- und Bodenverwitterung sowie gelöste Metalle und organische Anionen aus den sauren Moorgewässern in den See eingetragen werden. Die pH-Werte sind schwach alkalisch. Im Jahr 1993 wurden maximale Gesamtphosphor-Konzentrationen von 257 µg/l und maximale Gesamtstickstoff-Konzentrationen von 0,95 mg/l gemessen. Orthophosphat war auch während des Sommers in Oberflächennähe nachweisbar. Die hohen Sulfatkonzentrationen betragen meist über 70 mg/l und üben als Sauerstoffquelle für bakterielle Stoffumsetzungen einen Einfluss auf die Redoxbedingungen im Tiefenwasser aus. Während des Sommers kam es im Zeitraum 1994 – 1995 dennoch bereits ab 2 m Tiefe zu einer starken Sauerstoffverknappung und ab 4 m Tiefe zu anaeroben Verhältnissen. Die Trophieklassifizierung nach TGL 27885/01 (durchgeführt vom Gewässerkataster und angewandte Gewässerökologie e.V. Potsdam) ergab für diesen Zeitraum mit einer Trophieeinstufung von 3,3 einen hoch eutrophen Zustand (Elfenbein 1997). Die Böden in der gesamten Umgebung des Möllensees sind durch Stäube der Rüdersdorfer Kalk- und Zementwerke geprägt, die zu erhöhten pH-Werten in den Oberböden führen, welche wiederum eine erhöhte Bioproduktivität und Eutrophierung der Waldböden nach sich ziehen. Ein weiterer Nährstoffeintrag in die Böden erfolgt über phosphorhaltige Emissionen eines Chemiewerkes im Industriegebiet Rüdersdorf, das Phosphorite zu Düngemitteln verarbeitet (Rentzsch *et al.* 1995).

Mitte der 1990er Jahre zeigten sich bei den trophierelevanten Parametern des Möllensees Veränderungen (Abb. 35). So gingen die mittleren Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoffkonzentrationen im Jahr 1995 auf weniger bzw. ca. ein Fünftel und die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen auf ca. die Hälfte der Vorjahrskonzentrationen zurück. Dieser Trend spiegelt sich allerdings nicht in einer zeitgleichen Verbesserung der Transparenz wider. Im Jahr 1996 stabilisierten sich die Verhältnisse des Vorjahres (Tab. 36). Vegetationsmittelwerte von 103,3 µg TP/l, 32,6 µg Chl a/l sowie Sichttiefen von 1,1 m charakterisieren das Gewässer nach LAWA (1998) dennoch auch 1996 als hoch eutroph (e2).

Die Daten reichen nicht aus, um Angaben zur potentiell natürlichen Trophie abzuleiten.

Tab. 36: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 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 <sub>Früh</sub> [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
8,0	687	32,6	1,1		103	

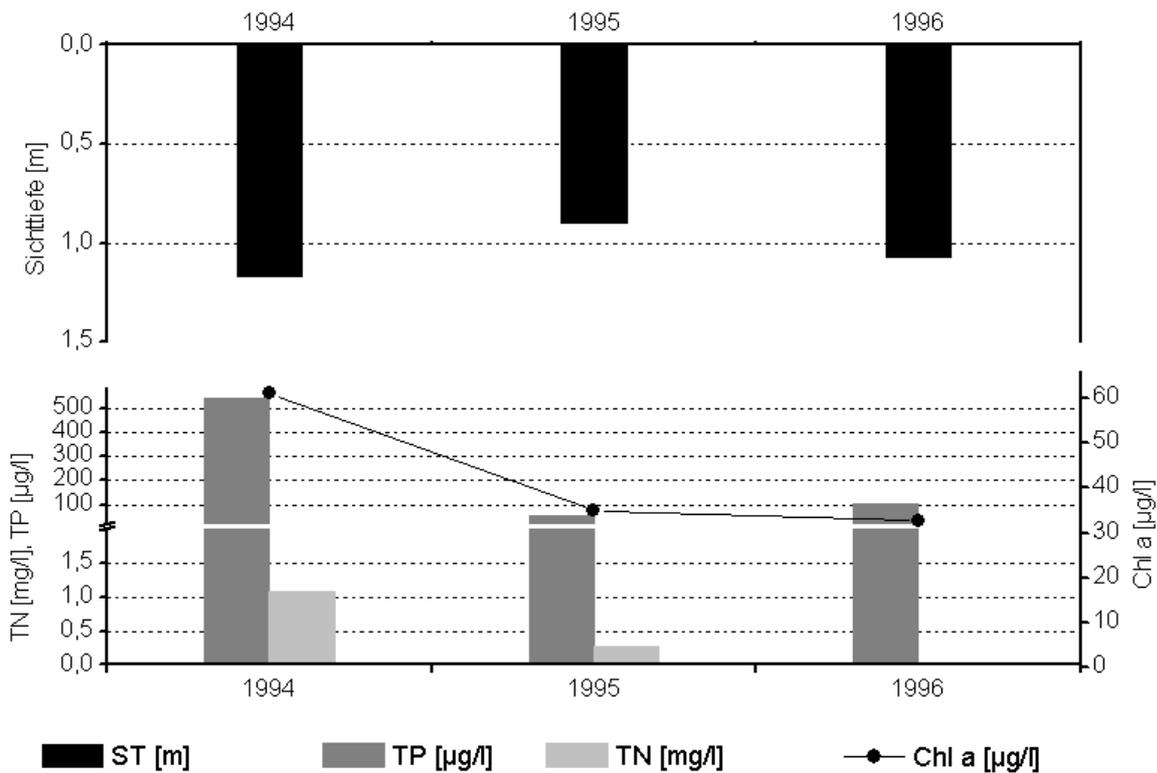


Abb. 35: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Möllensee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.18.4 Flora und Fauna

Die flachen Ufer begünstigen die Ausbildung eines nahezu vollständigen Makrophytengürtels, der an den Badestränden unterbrochen wird. An den Enden des südwestlichen Seerittels und an der Ostseite des mittleren Beckens gibt es größere Schilfbereiche, entlang dem übrigen Ufer sind kleinere Röhrichtbestände und ausgedehnte Schwimmblattzonen zu finden (Elfenbein 1997).

#### 1.18.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die Rüdersdorfer Gewässer bilden zusammen mit der schiffbaren Löcknitz ein abwechslungsreiches Wassersportgebiet, welches für alle Bootstypen befahrbar ist.

Die Zufahrt vom Möllensee östlich über den Kieskanal zum Kieselsee ist nur für Sportboote (ohne Antriebsmaschine) gestattet. Der ebenfalls am Südufer befindliche Campingplatz wird von Erholungssuchenden frequentiert.

## 1.19 Nehmitzsee

### 1.19.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Nehmitzsee liegt im Zentrum des Naturschutzgebietes Stechlin, nördlich von Berlin, ca 7 km nordöstlich der Stadt Rheinsberg. In den oberen Nehmitzsee münden zwei Zuflüsse, die aus dem Großen Stechlinsee zufließen. Der oberirdische Abfluss aus dem Stechlinsee-Nehmitzsee-System wird bei hohen Wasserständen durch den Polzowkanal reguliert, der über den Roofensee mit der Oberen Havel verbunden ist. Die unterirdischen Abflüsse erfolgen nach Norden in Richtung Großer Glietensee, Kleiner und Großer Boberowsee in das Flussgebiet der Oberen Havel und aus dem Hauptgrundwasserleiter in das tiefergelegene Grundwasserstockwerk (Ginzel 1999).

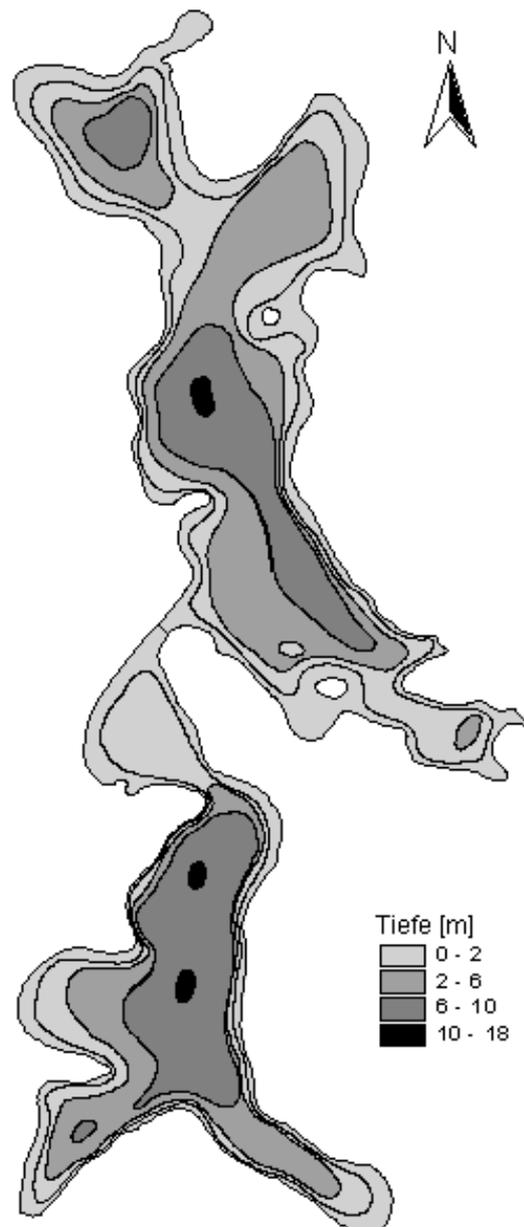


Abb. 36: Nehmitzsee (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

### 1.19.2 Topographie und Morphometrie

Der Nehmitzsee lässt sich in den oberen und den unteren Nehmitzsee einteilen (Abb. 36). Beide Teile sind durch eine sehr schmale Enge von ca. 30 m Breite verbunden. Der obere Nehmitzsee ist etwa ein Drittel größer als der untere Nehmitzsee. Die Tiefenverhältnisse beider Bereiche sind vergleichbar, wobei jeweils Maxima von 18,6 m erreicht werden (Tab. 37).

Tab. 37: Topographie und Morphometrie des gesamten Nehmitzsees (GS) und der Teilbereiche oberer Nehmitzsee (oS) und unterer Nehmitzsee (uS) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

	V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>max</sub> [m]	B <sub>max</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
oS	5,34	0,98	18,6	6,79	2430	700	2,37	2,83	6,57	
uS	3,96	0,62	18,6	6,79	1800	850	2,18	2,78	6,57	
GS	9,30	1,61	18,6	6,8	3650	1210	3,2	2,8	6,6	8,0

### 1.19.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Nehmitzsee zählt zu den dimiktischen Gewässern. Die Ausbildung der Sprungschicht setzt unter natürlichen Bedingungen Mitte Mai in einer Tiefe zwischen 3 m und 6 m ein, im Herbst liegt sie in 8 m bis 11 m Tiefe. Beide Teilbereiche des Gewässers weisen ähnliche chemische und trophische Gegebenheiten auf, so dass sich die nachfolgenden Ausführungen zwar auf Datenmaterial des oberen Nehmitzsees beziehen, allerdings auf das Gesamtgewässer übertragbar sind. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes 1995 lagen die pH-Werte mit 8,3 im schwach alkalischen Bereich und eine durchschnittliche Leitfähigkeit von 241 µS/cm weist den See als elektrolytarm aus (Tab. 38). Die Trophiebeurteilung nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) ergibt anhand der Daten von 1995 einen mesotrophen Zustand. Dabei deutete sich im Vergleich der Jahre 1993 und 1994 hinsichtlich der mittleren Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoffkonzentrationen, die sich 1994 auf das Vierfache der Vorjahreskonzentrationen erhöhten, eine Trophieverschlechterung an (Abb. 37). Im Folgejahr 1995 gingen die Werte beider Parameter allerdings wieder auf 56 µg TP/l bzw. 0,8 mg TN/l zurück. Das Phytoplankton reagierte anscheinend mit Verzögerung auf das verbesserte Nährstoffangebot, erkennbar an einer leichten Erhöhung der mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen im Jahr 1995. Die Sichttiefen lagen bezogen auf den Zeitraum 1992 bis 1995 durchgängig oberhalb von 5 m. Der trophische Ist-Zustand des Jahres 1995 entspricht dem morphometrischen Referenztrophiegrad des Nehmitzsees.

Tab. 38: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1995 vom oberen Nehmitzsee (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 1995) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,3	241	3,3	7,1	0,80	56,0	27,0

Tab. 39: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1995 vom unteren Nehmitzsee (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 1995) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 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 <sub>Früh</sub> [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
8,4	224	2,54	6,3	0,75	59,4	23,0

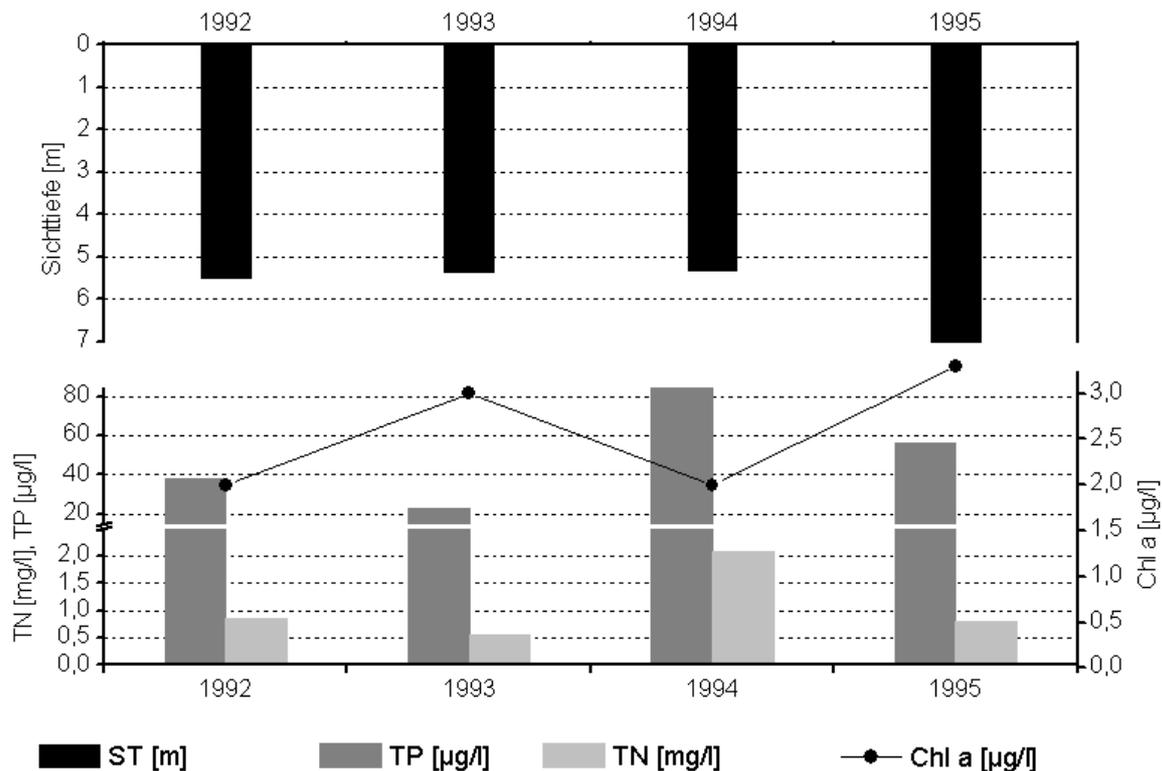


Abb. 37: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom oberen Nehmitzsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.19.4 Flora und Fauna

Das Phytoplankton zeichnete sich zwischen März und Oktober 2001 (Nixdorf & Mischke 2002) in beiden Seeteilen durch ein gleichbleibend geringes Biovolumen von  $\leq 0,5 \text{ mm}^3/\text{l}$  aus. Im oberen Nehmitzsee dominierten im März Cyanobakterien mit der Art *Snowella lacustris*, deren Anteil am Gesamtbiovolumen (GBV), das bei  $0,5 \text{ mm}^3/\text{l}$  lag und zugleich dem Jahresmaximum entsprach, 86 % erreichte. Im unteren Nehmitzsee war diese Art mit 54 % am GBV von  $0,2 \text{ mm}^3/\text{l}$  beteiligt, daneben entfielen noch wesentliche Anteile gleichermaßen auf *Cryptomonas sp.* (Cryptophyceae) und *Peridinium spp.* (Dinophyceae). Im oberen Nehmitzsee waren im Juni *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) mit einem Anteil am GBV von 42 % und *Rhodomonas spp.* (Cryptophyceae) mit 22 % Anteil am GBV dominante Taxa (Anteil am GBV > 15 %), im Juli hatten hier *Ceratium hirundinella* und *Cryptomonas sp.* mit

je 25 % gleiche Anteile am GBV von 0,2 mm<sup>3</sup>/l. Im August 2001 dominierten in diesem Seeteil die Arten *Cryptomonas sp.*, *Rhodomonas spp.* und *Snowella lacustris* bei vergleichbaren Biovolumina, im September hatten *Staurastrum spp.* (Conjugatophyceae), die Diatomeenarten *Asterionella formosa* und *Cyclotella spp.* sowie *Rhodomonas spp.* die größten Anteile am GBV. Dieses ging im oberen Nehmitzsee im August auf 0,08 mm<sup>3</sup>/l zurück und zeigte im September eine leichte Zunahme auf 0,3 mm<sup>3</sup>/l. Im unteren Nehmitzsee dominierte im Juni 2001 vor allem *Closterium aciculare* als Vertreter der Conjugatophyceae mit 44 %, daneben auch *Ceratium hirundinella* und *Cryptomonas sp.* mit je 22 %. Während der GBV-Anteil von *Cryptomonas sp.* auch im Juli unverändert blieb, überwog zu diesem Zeitpunkt *Cyclotella spp.* (30 %), der Anteil von *Coelastrum microporum* (Chlorophyceae) lag bei 15 %. Im August und September trat vermutlich zugunsten eines diverseren Phytoplanktonbildes nur *Ceratium hirundinella* dominant in Erscheinung, ihr Anteil am GBV von 0,3 mm<sup>3</sup>/l bzw. 0,4 mm<sup>3</sup>/l lag bei 44 % bzw. 28 %.

#### 1.19.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Nehmitzsee wird durch seine Verbindung u.a. zum Großen Stechlinsee für Kanu- und Paddelbootstouren genutzt.

An der Nordspitze des Gewässers befindet sich das zwischen 1966 und 1989 betriebene Kernkraftwerk Rheinsberg. Dieses entnahm sein Kühlwasser dem Nordbecken des Nehmitzsees und leitete es in das Westbecken des Stechlinsees ein. Von hier aus durchfloss es zunächst das Westbecken, dann das Südbecken des Stechlinsees und gelangte über den Verbindungskanal wieder in das Nordbecken des Nehmitzsees. Somit wurden noch ca. 5 % der zugeführten Wärmemenge zum Nehmitzsee abgegeben, wodurch auch dieser See (Nordbecken) einer nachweislichen Beeinflussung unterlag (Richter *et al.* 1979).

## 1.20 Neuendorfer See

### 1.20.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Neuendorfer See liegt südöstlich von Berlin nahe der Ortschaft Neuendorf. Er ist Teil des Biosphärenreservates Spreewald und wird von der Spree durchflossen. Letztere mündet bei Neuendorf in das Gewässer und verlässt es bei Alt-Schadow wieder. Entwicklungsgeschichtlich stellt der Unterspreewald und damit auch der Neuendorfer See einen Abschnitt des Tales der Urspree (Schmelzwasserabfluss) dar. Diese Niederungszone, der heutige Unterspreewald, wurde von einer Gletscherzunge geschaffen. Der Neuendorfer See gehört heute zu den glazigenen, ungeschichteten Flusseen (Mietz 1996a). Die in ihm befindliche Wassermenge kann mit Hilfe der bei Leibsch und Alt Schadow gebauten Wehranlagen reguliert werden. In der Umgebung dominieren ländliche Siedlungsstrukturen mit land- und forstwirtschaftlicher Nutzung. Das unmittelbare Einzugsgebiet des Sees ist nur 34 km<sup>2</sup> groß, demgegenüber hat die Spree, die das Seewasser ca. 90 mal im Jahr austauscht, einen deutlich stärkeren Einfluss auf den Wasserhaushalt. Der Neuendorfer See dient der Wasserwirtschaft als Stauraum bei Hochwasser und zur Stützung des Spreeabflusses bei Niedrigwasser (Ripl *et al.* 1995).

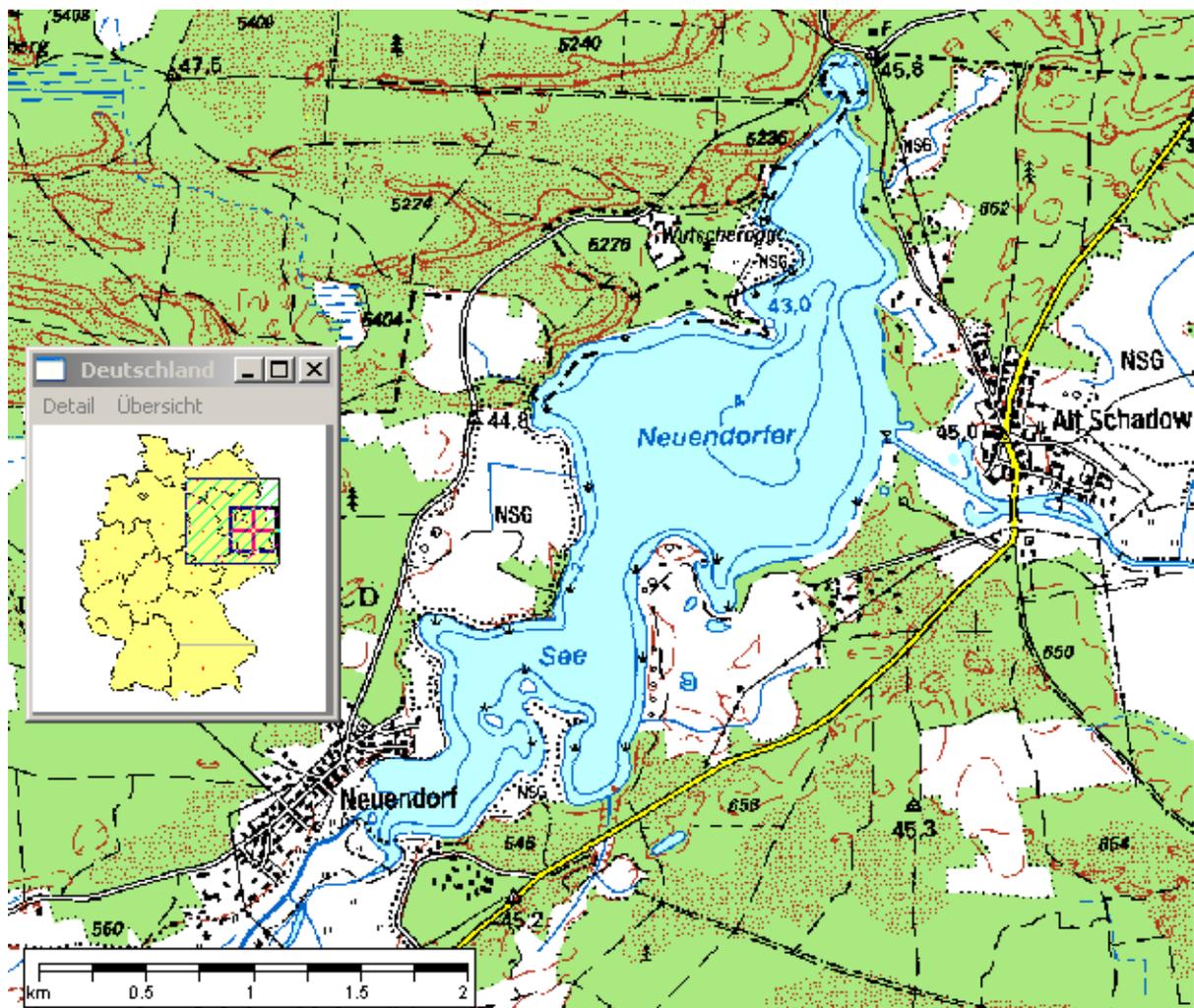


Abb. 38: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.20.2 Topographie und Morphometrie

Das Gewässer erstreckt sich in seiner Längenausdehnung von Nordost nach Südwest und ist durch Landzungen in mehrere Becken untergliedert (Abb. 38). Die Seefläche macht bei einer effektiven Länge von 4,3 km und einer effektiven Breite von 1,5 km ca. 300 ha aus (Tab. 40). Offensichtlich hat im Laufe des 20. Jahrhunderts eine Verringerung der Seegröße stattgefunden, (Samter 1912) gibt noch eine Fläche von 333,3 ha an und noch heute sind an verschiedenen Uferabschnitten deutliche Hinweise auf die ursprüngliche Seebeckengröße erkennbar. Hinsichtlich der Wassertiefe ist der Neuendorfer See als auffallend flach zu bezeichnen, im Südbereich befinden sich zwei Insellagen. Sein Tiefengradient von 0,4 und die berechnete theoretische Epilimniontiefe von 7,6 m weisen auf eine nicht stabile Schichtung des Wasserkörpers hin.

Tab. 40: Topographie und Morphometrie des Neuendorfer Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
8,50	2,97	3,0	2,8	3675	1500	2,7	0,4	7,6	0,3

### 1.20.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Neuendorfer See stellt ein stark gegliedertes polymiktisches Gewässer dar, dessen Wasserkörper in seinem Umsatz und seiner wasserchemischen Zusammensetzung in starkem Maße von der Spree geprägt wird. Untersuchungsergebnisse der Vegetationsperiode April bis Oktober des Jahres 1994 charakterisieren den See chemisch als schwach alkalisch und gut mineralisiert (Tab. 41). Ein durchschnittlicher Härtegrad von 17,3°d weist ihn des weiteren als mittelhart aus. Als flacher Flussee war das Wasser des Neuendorfer Gewässers ganzjährig ausreichend mit Sauerstoff angereichert. In 0,5 m Tiefe lag der Sättigungswert im März bei 101 %, im Mai/Juli bei 123 % und im September bei 87 %. Nach Angaben des Landesumweltamtes Brandenburg wurde der Neuendorfer See 1993 als eutroph und damit günstiger als noch 1992 eingestuft (Abb. 39). Die Trophiebeurteilung nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) ergibt für das Untersuchungsjahr 1994 jedoch wieder einen polytrophen (p1)-Zustand, der insbesondere durch die sehr hohen Frühjahrskonzentrationen an Gesamtphosphor (180 µg/l) und die extrem geringen mittleren Sichttiefen von 0,5 m bedingt zu sein scheint. Die Phosphorretention machte nach Rippl *et al.* (1995) einen Wert von 6 g/(m<sup>2</sup> a) aus und erreichte damit nur noch 43 % der Retentionsleistung früherer Jahre, bedingt durch einen deutlich rückläufigen Phosphorgehalt des Spreewassers. Inwieweit sich letzterer Fakt in der Zwischenzeit auch auf die trophische Situation des Neuendorfer Sees ausgewirkt hat, müssen aktuelle Messwerte zeigen. Aus der Morphometrie ist für den See als potentiell natürlicher Trophiezustand hohe Eutrophie (e2) abzuleiten (LAWA 1998).

Tab. 41: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1994 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 1994) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 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 <sub>Früh</sub> [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
8,3	725	59,0	0,5	1,70	74,8	180

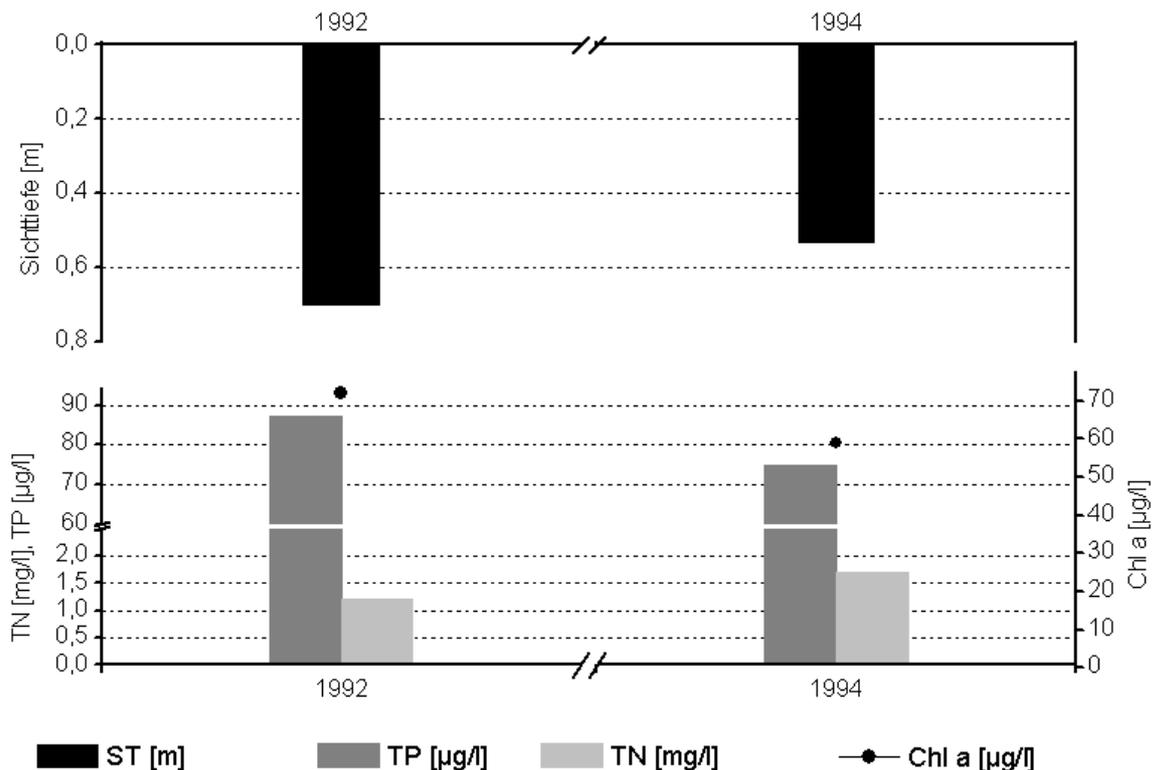


Abb. 39: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Neuendorfer See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.20.4 Flora und Fauna

Die Ufer des Neuendorfer Sees werden insgesamt von einer ca. 1 m schmalen Wasserröhrichtzone gesäumt, die meist aus *Phragmites australis* besteht. Auf Einzelabschnitte beschränkt und z.T. in geringen Abundanzen wies Kummer (1998) des weiteren Vertreter der Gesellschaften: Sagittario-Sparganietum emersi, Typhetum angustifolio-latifoliae, Sparganietum erecti, Acoretum calami, Glycerietum maximae, Cicuto-Caricetum pseudocyperis, Caricetum ripario-acutiformis, Caricetum gracilis, Peucedano-Calamagrostietum canescentis sowie die Arten *Rorippa amphibia*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Carex disticha*, *Phalaris arundinacea* nach. Die Schilfbestände sind auf etwa der Hälfte der Uferlänge durch Bootsstege und Trittschneisen stark zerteilt. Die wasserseitige Ausdehnung ist möglicherweise

durch den starken Wasseraustausch begrenzt. In den letzten 30 Jahren ist ein Verlust von mehr als einem Drittel der Röhrichtfläche des Sees zu registrieren.

Bei Erhebungen durch Kummer (1998) im Zeitraum 1992 bis 1997 war der Wasserkörper nördlich der Linie Güsternwinkel-Insel-Mühlenwinkel nahezu frei von submersen Makrophyten. „Lediglich *Potamogeton perfoliatus*, *P. pectinatus* und *P. obtusifolius* kamen, z.T. nur episodisch, an wenigen Stellen im Nordteil des Sees vor. Gelegentlich fanden sich auch einzelne Exemplare von *Ceratophyllum demersum*. Bestände von *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba* treten dagegen noch recht zahlreich und teilweise sehr ausgedehnt im gesamten See auf, besitzen aber ebenfalls im Südteil des Sees ihre stärkste Konzentration. Erfreulicherweise konnte während des Untersuchungszeitraumes eine deutliche Zunahme der submersen Vegetation hauptsächlich im Abschnitt zwischen Spreemündung und Insel verzeichnet werden. Dies ist sicherlich auf eine geringer gewordene Belastung des in den See hineinfließenden Spreewassers bei gleichzeitigem Eintrag von Diasporen und erneuter Wiederansiedlung bzw. dadurch ausgelöster Ausbreitung bereits im See vorhandener Taxa zurückzuführen.“ (Kummer 1998)

Das Phytoplankton wurde im Zeitraum Juni 1993 - Oktober 1994 am Auslauf des Sees untersucht. Es zeigte sich ein zweigipfliges Sommermaximum und ein Winterminimum der Phytoplanktonbiomasse. Als Maximalwert wurde im Juli 1994 ein Frischgewicht von 9,6 mg/l nachgewiesen. Das Phytoplankton dominierten centrische und pennate Diatomeen, die stets präsent waren und deren Anteil am Frischgewicht zwischen 33 % und 94 % schwankte. Neben Gattungen wie *Stephanodiscus* und *Cyclotella* erreichten auch die centrischen Gattungen *Aulacoseira* und *Skeletonema* sowie die pennaten Gattungen *Asterionella*, *Fragilaria* und *Nitzschia* insgesamt höhere Anteile am Frischgewicht (> 5 %). Daneben kamen im Frühjahr Chlorophyceen der Gattungen *cf. Chlamydomonas*, *Tetraselmis*, *Scenedesmus*, *Oocystis*, *Monoraphidium*, *cf. Chlorella*, *Crucigenia* und *Crucigeniella* vor, deren Maximum allerdings im April 1994 bei nur 0,5 mg FG/l lag sowie im Sommer Cryptophyceen der Gattungen *Rhodomonas*, *Cryptomonas* und *Chroomonas*, deren maximale Biomassekonzentration 1,8 mg FM/l erreichte (Juli 1994). Cyanobakterien wurden nur im Sommer 1994 in geringen Abundanzen beobachtet und waren hauptsächlich durch die Gattungen *Limnothrix* und *Woronichinia/Snowella* repräsentiert, auch Chrysophyceen stellten nur kurzfristig subdominante Anteile am Phytoplankton (Ripl *et al.* 1995). Phytoplanktondaten aus dem Jahr 2001 (Nixdorf & Mischke 2002) liegen für März - August vor. Das Gesamtbiovolumen war im März und April mit je 0,4 mm<sup>3</sup>/l noch gering, nahm dann im Mai auf 1,2 mm<sup>3</sup>/l zu und erreichte im Juni Maximalwerte von 4,5 mm<sup>3</sup>/l. Im Juli ging das Gesamtbiovolumen dann auf 1,6 mm<sup>3</sup>/l zurück. Über den gesamten Beobachtungszeitraum war *Cryptomonas erosa/ovata* als Vertreter der Cryptophyceen die zeitweilig sogar einzige dominante Art wie in den Monaten Mai und Juni. Der Anteil dieser Art am Gesamtbiovolumen lag dabei beständig zwischen 21 % und 33 %. Lediglich im März bildete *Euglena spp.* (Euglenophyceae) bei einem Anteil von 47 % größere Biovolumina als *Cryptomonas* aus. Im April waren neben *Cryptomonas* die Arten *Fragilaria ulna angustissima* (Diatomeae) und *Synura spp.* (Chrysophyceae) zu etwa gleichen Teilen vertreten, im Juli bildete die Diatomeen-Art *Aulacoseira granulata* einen vergleichbaren Anteil am Gesamtbiovolumen wie *Cryptomonas*.

Das Zooplankton bildete Bestandsmaxima im Oktober 1993 mit ca. 0,8 mg FG/l sowie im Juni 1994 mit 1,8 mg FG/l. Während das Auftreten von Crustaceen und Rotatorien in geringen Abundanzen sporadisch erfolgte (Maximum von 0,7 mg FG/l im August 1994), stellten die Protozoen bei einer maximalen Biomassekonzentration

von 1,76 mg FG/l im Juni 1994 in Extremfällen 11 – 99 % und im Mittel 65 % Anteil am Frischgewicht (Ripl *et al.* 1995).

Die benthische Zönose bestand aus Tubifiziden und Chironomidenlarven weit verbreiteter Taxa, die typisch für Faulschlammsedimente sind. Im Einzelnen wurden die Tubificiden-Arten *Limnodrilus hoffmeisteri* und *Potamothrix hammoniensis* sowie Arten der *Chironomus plumosus*-Gruppe, *Procladius sp.* und *Dicrotendipes sp.* nachgewiesen. Die mittlere Biomasse der Tubifiziden lag im März 1994 bei 1,4 g FG/m<sup>2</sup>, die der Chironomiden bei 1,3 g Frischgewicht/m<sup>2</sup> (Ripl *et al.* 1995).

#### 1.20.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der See wird intensiv zur Naherholung genutzt. Vier Zeltplätze befinden sich in seinem Bereich, hinzu kommen Bungalows (z.T. in direkter Ufernähe), Wochenendgrundstücke und Feriensiedlungen. Infolgedessen ergeben sich eine gewisse Zersiedlung sowie ein entsprechender Erholungsdruck auf den See und die angrenzenden Flächen (Kummer 1998). Vom Neuendorfer See bestehen Verbindungen über die Spree nach Lübben oder in Richtung Berlin - ideal für Wasserwanderer. Viele Buchten und schilfumsäumte Winkel garantieren für ausgezeichnete Angelreviere.

Am Neuendorfer See wurden Ende der 1970er / Anfang der 1980er Jahre Sanierungsmaßnahmen durchgeführt, im Rahmen dessen u.a. die linke und rechte Seite des Hohenbrücker Ufers, der Bereich beim Langen Luch als Spülflächen genutzt wurden. Auf diesen Flächen finden sich heute z.T. offene Sandfluren und ungenutzte Grünländereien (Kummer 1998).

## 1.21 Oberückersee

### 1.21.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Oberückersee befindet sich nordwestlich von Berlin und ist ca. 15 km südlich der Stadt Prenzlau gelegen – im Landkreis Uckermark. Zuflüsse erhält das Gewässer im südwestlichen Zipfel über den Stierngraben, im Westen über einen Kanal aus dem Potzlowsee sowie über mehrere einleitende kleine Sammelgräben aus der Umgebung. Der Hauptabfluss erfolgt über den Ucker-Kanal im Norden, welcher nach ca. 4,5 km in den Unterückersee mündet. Seiner Entstehung nach zählt der Oberückersee zu den schmalen Zungenbeckenseen, welche in unmittelbarer Nähe des ehemaligen Gletscherrandes und im Rückland der Endmoränen in den von den Gletschern während der Eiszeit ausgeschürften Hohlformen entstanden. Diese Seen können in Abhängigkeit von dem sie umgebenden Becken als rundliche oder auch als schmale Zungenbeckenseen vorgefunden werden. Die von der Eiszeit geprägte Landschaft wird vorwiegend landwirtschaftlich genutzt, zumal sie über gute Böden für den Weizen- und Zuckerrübenanbau verfügt. Im Norden grenzt die Ortschaft Seehausen an den Oberückersee und im Osten die Gemeinde Warnitz.

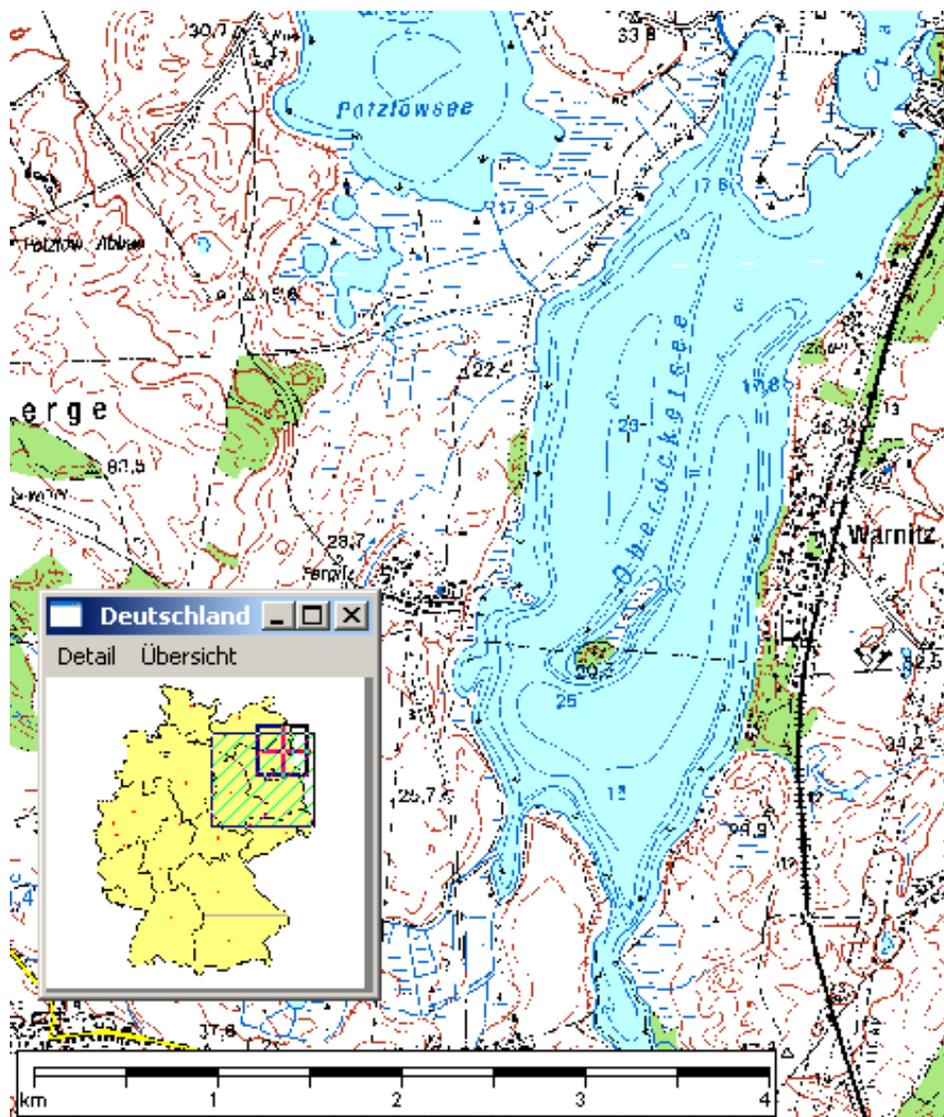


Abb. 40: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.21.2 Topographie und Morphometrie

Die Längsausdehnung erstreckt sich von Norden nach Süden, wobei das Oberücker Gewässer in den nördlichen Teilsee Lanke, den Hauptsee und den südlichen Teilsee Große Lanke gegliedert ist (Abb. 40). Mit einer Fläche von 5,89 km<sup>2</sup> gehört er zu den größten Seen des Biosphärenreservats Schorfheide-Chorin. Tiefenbereiche von > 20 m erreicht der Oberückersee südlich, östlich und nördlich der inmitten des Hauptbeckens gelegenen Insellage. Ein Uferentwicklungswert von 2,7 (Tab. 42) weist auf eine starke Verzahnung mit dem Umland hin.

Tab. 42: Topographie und Morphometrie des Oberückersees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
	5,89	24,5		4910	1600	2,7	3,0	8,1	

### 1.21.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Oberückersee stellt ein stabil geschichtetes Gewässer dar, welches chemisch schwach alkalische und elektrolytreiche Verhältnisse kennzeichnen. Die entsprechenden Vegetationsmittelwerte des Jahres 2001 lagen bei 8,3 bzw. 737 µS/cm (Tab. 43). Das Vorkommen der Kleinen Maräne im Oberückersee deutet auf bis zum Grund sauerstoffreiche Gegebenheiten hin. Im Vergleich der Jahre 1993 und 1995/2001 lässt sich in Bezug auf Gesamtphosphor und Gesamtstickstoff ein Rückgang der Vegetationsmittelwerte um mehr als die Hälfte auf ca. 30 µg/l bzw. 0,75 mg/l beobachten (Abb. 41). Die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen zeigten 1995 gegenüber 1993 einen drastischen Anstieg auf > 30 µg/l, der allerdings nicht andauerte. Zwischen April und Oktober des Jahres 2001 wurden wieder mesotrophe Bereiche mit 4,2 µg Chl a/l gemessen. Die Sichttiefenwerte schwankten über den gesamten Beobachtungszeitraum ohne ableitbare Tendenz in einem Bereich von 2,2 bis 2,6 m. Wies der Oberückersee im Jahr 1993 noch schwach eutrophe (e1) Verhältnisse auf, befand er sich 2001 in einem nach LAWA (1998) mesotrophen Ist-Zustand.

Die Daten reichen nicht aus, um Angaben zur potentiell natürlichen Trophie abzuleiten.

Tab. 43: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie-relevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,3	737	4,2	2,2	0,8	30,0	38,0

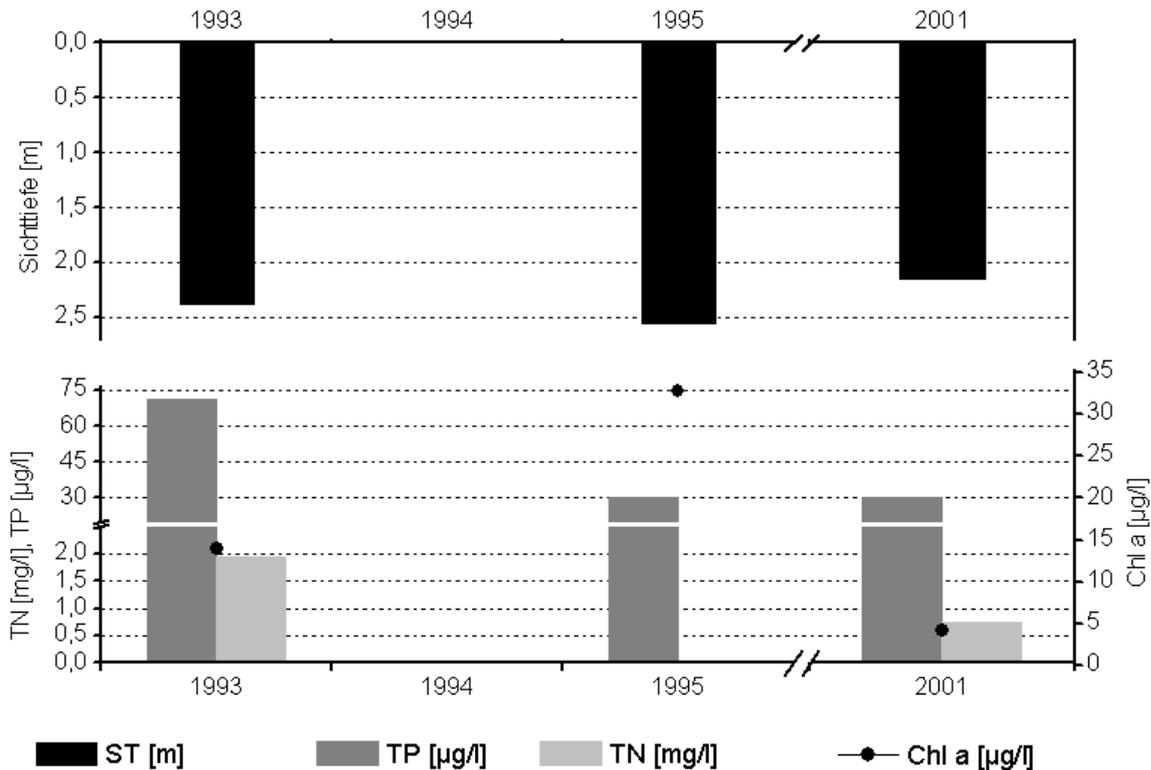


Abb. 41: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Oberuckersee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002)

#### 1.21.4 Flora und Fauna

Das Gesamtbiovolumen (GBV) des Phytoplanktons lag nach aktuellen Angaben (Nixdorf & Mischke 2002) im März bei 1,2 mm<sup>3</sup>/l. Die prozentualen Anteile daran verteilten sich zu 37 % auf heterotrophe Flagellaten, zu 31 % auf Cryptophyceae und zu 11 % auf Dinophyceae. Jeweils 7 % entfielen auf Diatomeen und Chrysophyceen, andere Algenklassen trugen nur unwesentlich zum Gesamtbiovolumen bei. Die heterotrophen Flagellaten waren durch die Art *Gymnodinium helveticum* repräsentiert, die dominante Art der Cryptophyceen war *Cryptomonas tenuis*, während die Chrysophyceen in erster Linie durch *Ochromonas spp.* vertreten waren. Innerhalb der Dinophyceen entwickelten *Peridinium aciculiferum* und *Ceratium hirundinella*, innerhalb der Diatomeen dagegen *Asterionella formosa* und *Fragilaria crotonensis* die größten Biovolumina. Die häufigsten Arten mit zugleich sehr geringen Biovolumina waren jedoch *Chrysochromulina parva* (Haptophyceae), die ihre stärkste Entwicklung erst im August zeigte und *Choriocystis chodatii* (Chlorophyceae). Im Juni 2001 hatten die Cryptophyceen einen Anteil von 66 % und Cyanobakterien einen Anteil von 22 % am GBV von 1,3 mm<sup>3</sup>/l. Chlorophyceen waren mit 5 % und Diatomeen mit 3 % beteiligt. Als dominante Art (Anteil am GBV > 15 %) trat zu diesem Zeitpunkt nur *Rhodomonas lacustris* auf, die Cyanobakterien waren vor allem durch *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis spp.* und nicht näher bestimmte Chroococcales repräsentiert. Auffallend häufig waren die extrem kleinen Cyanobakterienarten *Aphanocapsa holsatica* und *Aphanothece sp.*, die ihre maximalen

Zellzahlen im August erreichten. Im Juli wurde das Phytoplanktonbild kurzzeitig von Dinophyceen (mit einem GBV- Anteil von 38 %) der Art *Ceratium hirundinella* dominiert. Weitere, bedeutsame Anteile entfielen etwa gleichermaßen auf Cyanobakterien (19 %), Crypto-(16 %) und Chlorophyceen (14 %). Entscheidende Biovolumenbildner dieser Klassen waren *Aphanizomenon sp.* (Cyanobakterien), *Rhodomonas minuta* (Cryptophyceen) sowie *Coelosphaerium kuetzingianum* und *Planktosphaeria gelatinosa* (Chlorophyceen). Im August und September 2001 lag das Gesamtbiovolumen bei 2,4 mm<sup>3</sup>/l bzw. 2,1 mm<sup>3</sup>/l und war jeweils von Cyanobakterien geprägt, deren Biovolumenanteil 41 % bzw. 51 % erreichte. Es dominierte jeweils die Art *Aphanizomenon flos-aquae*, im September war außerdem *Ceratium hirundinella* dominant vertreten. Die Anteile der Dinophyceen am Gesamtbiovolumen lagen dabei bei 28 %, die der Cryptophyceae bei 13 % und die der Diatomeen bei 6 % (Die Daten wurden freundlicherweise vom LUA Brandenburg zur Verfügung gestellt).

Die Kleine Maräne, eine Fischart, die als Lebensraum die großen, bis zum Gewässergrund sauerstoffreichen Seen bevorzugt, kommt auch in einer kleinen Anzahl von Seen in der Uckermark - wie dem Oberückersee - vor.

#### 1.21.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Oberückersee dient der Bevölkerung zu Erholungszwecken. Höhe Warnitz befindet sich ein direkt am See gelegener Campingplatz mit Liegewiese und Badestrand. Des weiteren lädt das Gewässer zum Tauchen und Angeln ein. Als Bestandteil des Seenverbundes Potzlowsee, Oberückersee, Unterückersee eignet es sich für Wasserwanderungen und wird von Ruderbooten, Kajaks, Segelbooten, Paddelbooten, Wassertretern und Surfern befahren. Auf dem See verkehrt zudem das Fahrgastschiff „Uckerschwan“.

## 1.22 Parsteiner See

### 1.22.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Parsteiner See befindet sich im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Landkreis Barnim). Er liegt nördlich der Eisrandlage des Pommerschen Stadiums der Weichsel-Kaltzeit. Das Zungenbecken, das der See teilweise füllt, wurde durch den Parsteiner Inlandeislobus im Zuge von Exaration gebildet. Der See wird - abgesehen von Niederschlags- und Grundwasser - aus dem reliefreichen Einzugsgebiet von 4 kleinen Fließten, die z.T. Abflüsse kleiner Seen darstellen, gespeist. So erhält er im nördlichen Teil Zuflüsse vom Serwester See, Rosinsee und Midrowsee und im eigentlichen Hauptbecken vom Mooderbruch und Brodowinseegraben. Über den Nettelgraben entwässert das ehemalige Binnenentwässerungsgebiet des Parsteiner Sees heute zur Oder hin (Henker & Schönfelder 1996).

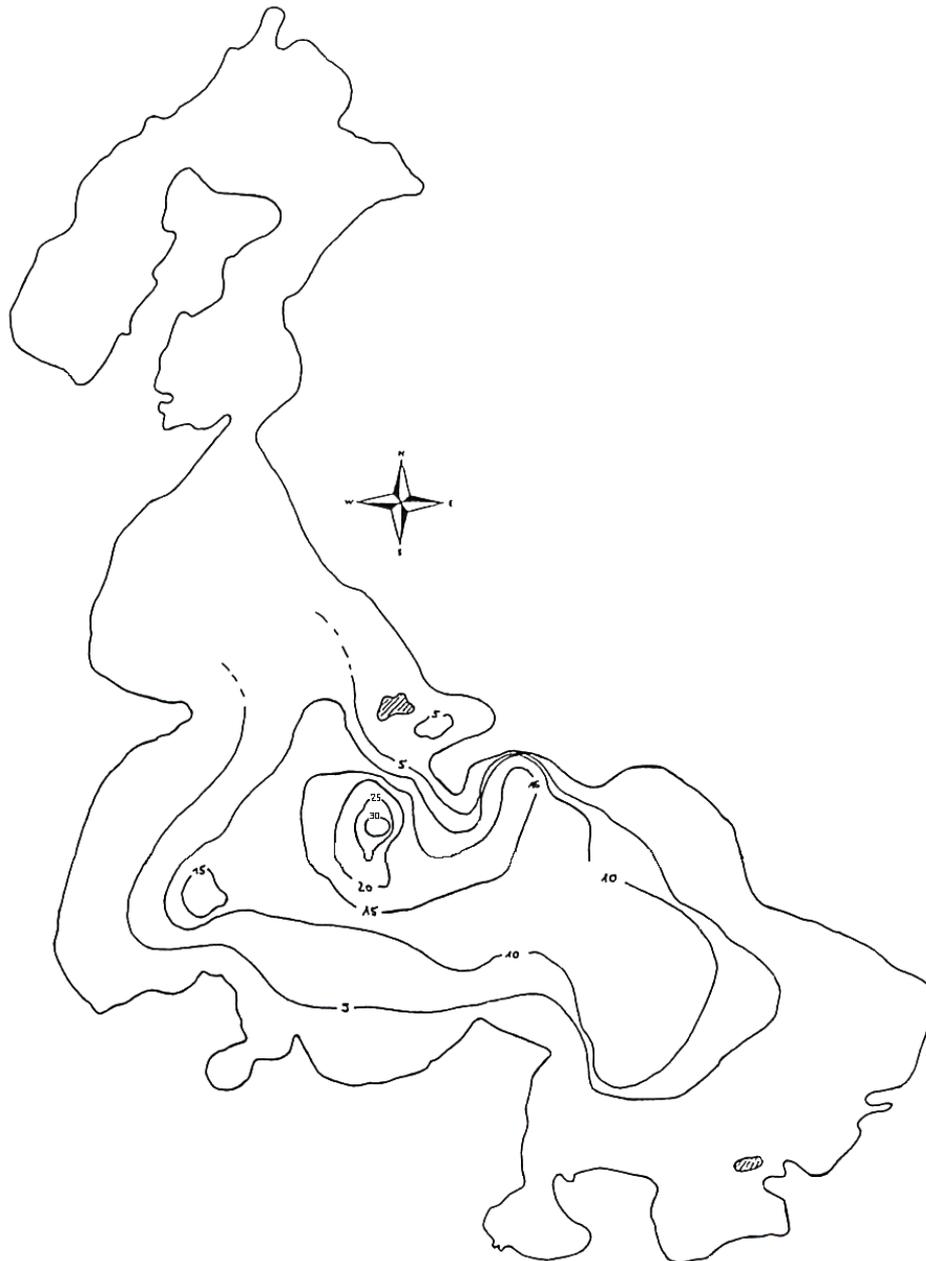


Abb. 42: Tiefenlinien des Parsteiner Sees (Schönfelder 1999)

Die Abflussmengen des Serwester Sees über den Krugsee lagen im Jahr 1996 bei 2 bis 5 l/s. In den zuführenden Gräben wurde entweder nur eine sehr schwache Strömung wie im Falle des Mudrowsee-Schulzensee-Abflusses festgestellt oder gar keine Wasserbewegung. Der Nettelgraben führte im Sommer 1996 ebenfalls kein Wasser. Das 130,5 km<sup>2</sup> große oberflächliche Einzugsgebiet besteht zu 77,7 % aus Ackerland in hügeliger Lage, nur kleine Flächen werden forstwirtschaftlich genutzt. Es dominiert Buchen-Kiefernmischwald auf der Pommerschen Endmoräne. Die landwirtschaftliche Nutzung um Brodowin und Parstein erfolgt seit etwa 1991 extensiv, ohne Herbizid- und Düngemittleinsatz, intensive agrarische Nutzung findet jedoch noch im Nordteil des Einzugsgebietes statt (Schönfelder 1999).

### 1.22.2 Topographie und Morphometrie

Das sich in seiner Längsausdehnung von Nordwest nach Südost erstreckende Parsteiner Gewässer gliedert sich in mehrere Becken und große Buchten (Abb. 42). Der im Umriss hufeisenförmige Nordteil ist vom Hauptbecken – dem Südteil – weitgehend abgetrennt und umfasst eine Fläche von 1,12 km<sup>2</sup>. Das Hauptbecken ist im Mittel 10 m tief, lediglich in einem engumgrenzten Bereich unmittelbar westlich der Halbinsel am Ostufer beträgt die Wassertiefe > 20 m. Hier wird die maximale Tiefe des Parsteiner Sees von 31 m (Tab. 44) erreicht und das Ufer fällt steil ab.

Tab. 44: Topographie und Morphometrie des Parsteiner Sees, Nordbecken, Südbecken und Gesamtsee (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

	V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>max</sub> [m]	B <sub>max</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
Nord		1,12	4,0		2150	1300	0,9	4,4	6,8	
Süd		8,91	31,0	10,0	5710	3800	2,7	3,5	9,0	
Gesamt	77,0	10,03	31,0	7,7	6750	3950	2,8	3,7	8,5	2,7

### 1.22.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Aufgrund starker Windexposition (geringer Waldanteil in Hauptwindrichtung) und der geringen, mittleren Tiefe der großflächigen Buchten des Sees wird der überwiegende Teil des Wasserkörpers auch im Sommer mehrfach durchmischt. Das Hauptbecken ist in der Regel das ganze Jahr über bis in eine Tiefe von 9 m, einem Wasservolumen von 70 % entsprechend, permanent durchmischt. Das Metalimnion bildet sich in der Tiefenzone zwischen 10 m und 20 m aus und geht in ein kleines, trichterförmiges, ab Juli sauerstofffreies Hypolimnion über. Das Nordbecken ist aufgrund seiner geringen Tiefe nur über wenige Wochen im Sommer geschichtet, ohne in Grundnähe starke Defizite der Sauerstoffsättigung aufzuweisen. Die bei Sauerstoffschwund über Grund einsetzende Freisetzung von Orthophosphat aus dem Sediment führte im Jahr 1996 im Hauptbecken zu Konzentrationen von 111 µg DRP/l, im flacheren, belüfteten Nordbecken lagen die Konzentrationen dagegen stets unter 5 µg DRP/l. Als potentiell natürlicher Referenzzustand der Trophie kann für den Parsteiner See ein oligo- bis schwach mesotropher Zustand angenommen werden (Henker & Schönfelder 1996). Die Trophieparameter des Jahres 2000 charakterisieren das Nordbecken nach LAWA (1998) als schwach eutroph (e1), das Südbecken hingegen als mesotroph (Tab. 45). Zwischen 1995 und 1996 stiegen die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen im Südbecken von ca.

20 µg/l auf > 40 µg/l und fielen 1998/99 wieder auf ca. 35 µg/l (Abb. 43). Im Jahr 2000 wurden maximale Vegetationsmittelwerte von 56,1 µg TP/l gemessen. Eine annähernd äquivalente zeitliche Entwicklung zeigen auch die Parameter Sichttiefe und Chlorophyll a. Nach trophisch günstigeren Vegetationsmittelwerten in den Jahren 1998/99 nahm die Transparenz des Wassers im Jahr 2000 auf 4,4 m ab und die Chlorophyll a-Konzentration auf 3,73 µg/l zu. Das Wasser des Parsteiner Sees ist des weiteren schwach alkalisch und mäßig elektrolytreich. Die Ursache für den im Vergleich zu den übrigen mesotrophen Seen Brandenburgs hohen Chloridgehalt kann in der natürlichen Abflusslosigkeit des Seebeckens begründet sein. Die Diatomeenentwicklung im Hauptbecken des Parsteiner Sees wurde aufgrund ganz-jährig extrem niedriger Silizium-Konzentrationen limitiert (Schönfelder 1999).

Tab. 45: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000, Nordbecken und Südbecken (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).

	pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
Nord	8,4	576	14,60	1,7	1,12	36,8	41,5
Süd	8,4	522	3,73	4,4	1,15	56,1	18,0

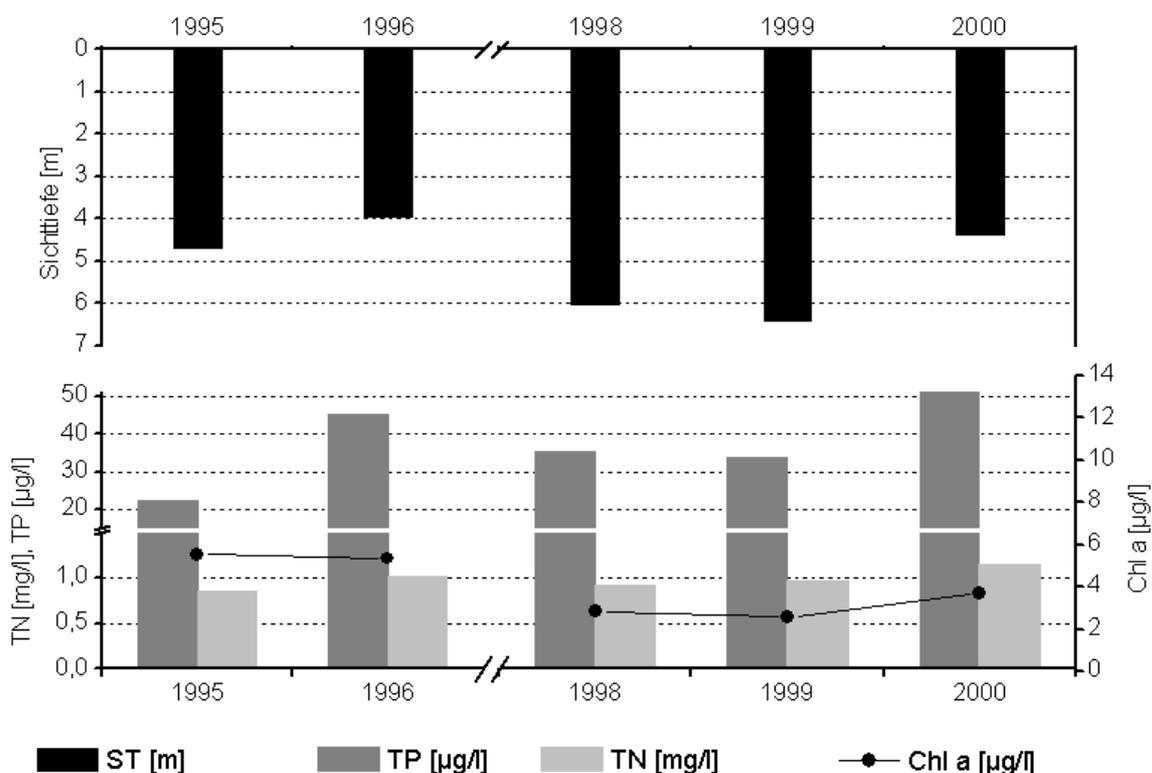


Abb. 43: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Parsteiner See, Südbecken (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.22.4 Flora und Fauna

Im Hauptbecken drang 1996 *Phragmites australis* innerhalb des Wasserröhrichts bis in Tiefen von 1,50 m in den See vor, nahezu überall flächendeckend begleitet von *Chara contraria*. Landwärts fand sich im Flachwasserbereich an der Prottenlanke eine *Chara aspera*-Gesellschaft. Seewärts schloss sich dagegen an das Röhricht im brandungsbeeinflussten Ostteil des Sees ein *Chara contraria*-Grundrasen mit Entfaltungsoptimum zwischen 1,7 m und 3,0 m an. In windgeschützten Bereichen der Westbucht und in der Südbucht östlich Pehlitzwerder konnte eine Verdrängung desselben durch *Chara tomentosa* in der Tiefenstufe 1 m – 2 m beobachtet werden. Innerhalb dieser Gesellschaften wurde sehr selten *Chara intermedia f. aculeolata* nachgewiesen. Die *Chara tomentosa*-Bestände werden in der Westbucht ab einer Tiefe von 1,8 m zunehmend von *Chara cf. hispida* und *Chara jubata* abgelöst und diese ab 3,4 m bis zur unteren Vegetationsgrenze bei 4,5 m von *Nitellopsis obtusa*. Das Nordwestufer der Westbucht weist noch einen größeren Bestand an *Potamogeton lucens* auf. In den mit Faulschlamm durchsetzten Uferbereichen der Südbucht kamen innerhalb der Submersflora *Najas marina ssp. intermedia* und *Chara fragilis* vor. Die Arten *Nuphar lutea*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* und *Fontinalis antipyretica* wurden nur lokal und in Form kleiner Bestände nachgewiesen. Die Makrophytenvegetation des Nordbeckens war gänzlich anders und vor allem durch üppige *Ranunculus circinatus*-Tauchfluren gekennzeichnet. Die Ausbildung des Schilfröhrichts entsprach dem eutrophen Seentypus (Schönfelder 1999).

Das Biovolumen des Phytoplanktons lag im Jahresmittel 1996 im südlichen Hauptbecken bei 0,33 mm<sup>3</sup>/l und entsprach den geringen, mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen von 3,9 µg/l. Die bezüglich der Biomasse wichtigsten Großgruppen waren ganzjährig v.a. die Dinophyceen mit den Hauptvertretern *Ceratium hirundinella* und der Gattung *Peridinium* (ausgenommen im Oktober), daneben auch Cryptophyceen (*Rhodomonas* und *Cryptomonas*). Weitere zeitweilig dominante Algenklassen waren Diatomeen (Centrales und *Asterionella formosa*) im Frühjahr und Herbst, Chrysophyceen mit der Hauptgattung *Dinobryon* im April sowie Cyanobakterien mit *Microcystis incerta* und der Gattung *Nostoc* von Juni bis August. Haptophyceen mit der Art *Chrysochromulina parva* waren zwar nahezu ganzjährig zahlreich, hatten jedoch nur einen geringen Anteil an der Biomasse. Auffällig ist die Dominanz von Taxa wie Cryptophyceen und Dinophyceen, die als fakultativ heterotroph gelten, bzw. von Taxa, die schnell auf kurzzeitige Nährstofferhöhungen reagieren können (Haptophyceen, kleine Crypto- und Chrysophyceen) oder die Möglichkeit eines intern kurzgeschlossenen Nährstoffkreislaufes haben (genannte Cyanobakterien). Die Struktur der Phytoplanktonzönose ist hier im jahreszeitlichen Verlauf seit 1990 als stabil zu bezeichnen. Im Nordbecken entwickelten sich höhere Phytoplanktonbiomassen, die aus den ganzjährig vorkommenden Dinophyceen (*Ceratium hirundinella* und *Peridinium*) und Cryptophyceen (*Rhodomonas* und vor allem *Cryptomonas*) gebildet wurden (Schönfelder 1999). Phytoplanktondaten aus dem Jahr 2001 wurden vom LUA Brandenburg zur Verfügung gestellt (Nixdorf & Mischke 2002). Im Nordbecken zeigten sich zwei Peaks der Phytoplanktonentwicklung im April und August mit Biovolumina von 9,5 mm<sup>3</sup>/l und 10,9 mm<sup>3</sup>/l. Dabei dominierten im April Diatomeen mit der Art *Fragilaria ulna var. acus*, deren Anteil am Gesamtbiovolumen (GBV) bei 83 % lag und im August Cyanobakterien (GBV-Anteil von 91 %). Bestandsbildende Art war dabei *Microcystis aeruginosa*, auf die allein 81 % des GBV entfielen. Im Juni dominierten (GBV-Anteil > 15 %) die Arten *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) sowie *Cryptomonas sp.*

(Cryptophyceae) und im Juli *Coelastrum microporum* (Chlorophyceae) sowie *Rhodomonas spp.* (Cryptophyceae). Anfang Oktober 2001 hatten dann die Arten *Cryptomonas sp.* und *Dictyosphaerium pulchellum* als Hauptvertreter der Crypto- bzw. Chlorophyceen mit 39 % bzw. 17 % die größten Anteile am GBV. Im Südbecken wurden maximale Biovolumina von 0,6 mm<sup>3</sup>/l im Zeitraum Juni – August registriert. Die Biovolumenanteile entfielen dabei wie in den Vorjahren hauptsächlich auf Diatomeen, Dino- und Cryptophyceen. Im April dominierte die Art *Stephanodiscus spp.* mit einem GBV-Anteil von 58 %, im Juni bildeten dann *Ceratium hirundinella* mit 32 % und *Cryptomonas sp.* mit 16 % die größten Biovolumenanteile. Der Biovolumenanteil des Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* vergrößerte sich bis Ende August auf 50 %, weitere je 17 % entfielen zu dieser Zeit auf *Cyclotella spp.* (Diatomeen) und *Dictyosphaerium pulchellum* (Chlorophyceae). Der Herbstaspekt war dann wiederum von Cryptophyceen und Dinophyceen geprägt, Hauptvertreter dieser Klassen waren dabei *Cryptomonas sp.* und *Gymnodinium sp.*.

Für das Zooplankton liegen quantitative Analysen aus den Jahren 1995 und 1996 vor. Danach führte eine verstärkte Populationsentwicklung von *Daphnia hyalina* im Juni 1995 und Mai 1996 zu klassischen Klarwasserstadien. *Eudiaptomus gracilis* war jeweils im Winter und Frühjahr die dominante Form des Crustaceenplanktons. Im August 1995 dominierten im Hauptbecken Copepodidstadien cyclopoider Copepoden wie *Thermocyclops oithonoides*. Zahlenmäßig relevant waren weiterhin die planktischen Kleinkrebse *Bosmina longirostris*, *Eubosmina coregoni*, *Ceriodaphnia quadrangula* und *Diaphanosoma brachyurum*. Herbivore Rotatorien traten im Untersuchungszeitraum im Hauptbecken nur in geringer Dichte auf (1 % der Trockenmasse). Hauptarten dieser Gruppe waren *Keratella cochlearis* und *Polyarthra sp.* (Schönfelder 1999).

Die sandigen Brandungsufer im Ostteil und die Characeen-Grundrasen vor der Prottenlanke sind Lebensraum der Larven der Gemeinen Flussjungfer (*Gomphus vulgatissimus*). Spezielle Untersuchungen zum Zoobenthos des Parsteiner See stehen noch aus (Schönfelder 1999).

Der See gilt als typisches Maränengewässer mit ursprünglich guten Erträgen an Kleiner Maräne (Kalbe 1993).

#### 1.22.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die ab den siebziger Jahren festgestellte und bis etwa 1990 nachweisbare erhebliche Eutrophierung wird vorwiegend auf Abschwemmungen von Dünger und Gülle aus dem überwiegend agrarisch genutzten Einzugsgebiet zurückgeführt. Eine maßgebliche Belastungsquelle stellte auch die in den 1970er und 1980er Jahren intensiv betriebene Karpfenmast im Nordteil des Sees dar (Henker & Schönfelder 1996). Gegenwärtig teilen sich drei Fischereibetriebe die Fischereirechte. Für den See wurde zur Stabilisierung der Biozönose eine Pflegefischerei zwischen dem Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin und den Fischereiausübungsberechtigten vereinbart, mit dem Ziel, zusätzlich zu den vermarkteten Raub- und Feinfischen ca. 20 t Weißfische zu entnehmen.

Die Befahrung des Sees mit Elektro- und Verbrennungsmotoren ist gemäß der Schutzgebietsverordnung verboten. Das Gewässer wird für den Tauchsport genutzt. Am Südostufer sind ein großer Dauercampingplatz und Badestrand eingerichtet, ein weiterer Campingplatz befindet sich am Südufer (Schönfelder 1999).

## 1.23 Peetzsee

### 1.23.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Peetzsee bei Grünheide (Landkreis Oder-Spree) befindet sich ca. 30 km östlich des Stadtzentrums von Berlin und südöstlich von Rüdersdorf im Wald- und Seengebiet des Landschaftsschutzgebietes Grünau-Grünheide. Er ist Teil der Löcknitz-Seenkette, die von Südwesten nach Nordosten den Werlsee, Peetzsee und Möllensee umfasst. Alle drei Gewässer stellen Rinnenbeckenseen dar, die ihre Entstehung der erosiven Wirkung von Schmelzwasserströmen in Verbindung mit dem Austauen von Toteisblöcken verdanken (Vietinghoff 1995). Die subglazial angelegte Rinne tiefte sich während der Weichselkaltzeit in die glaziofluviale Füllung des Warschauer-Berliner Urstromtales ein. Der Peetzsee liegt in den Sanderablagerungen dieses Urstromtales. Sein 50,0 km<sup>2</sup> großes Einzugsgebiet besteht zu 78 % aus Waldfläche und Feuchtgebieten, 10 % entfallen auf Ackerland, 8 % sind bebaut und 4 % stellen Wasserflächen dar (Vietinghoff 1995). An das nördliche und nordöstliche Ufer des Gewässers grenzt die Ortschaft Alt-Buchhorst und an das westliche Ufer die Ortschaft Waldeck. Der Möllensee entwässert im Süden in den Peetzsee und dieser wiederum in den Werlsee. Der Werlsee mündet in die Löcknitz. Alle genannten Seen sind über Kanäle schiffbar verbunden.

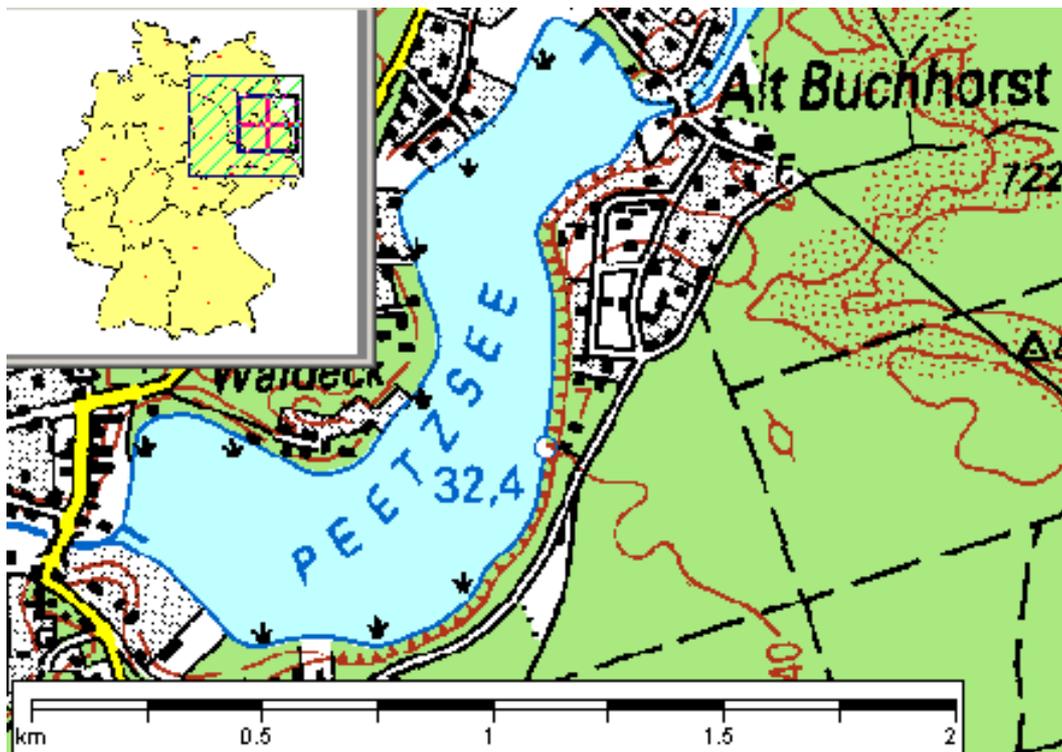


Abb. 44: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.23.2 Topographie und Morphometrie

Der See verläuft in seiner Längenausdehnung von Nordosten nach Südwesten, wobei er eine annähernde S-Form beschreibt. Seine große maximale Tiefe von 25,1 m und der hohe Tiefengradient von 4,2 (Tab. 46) weisen ihn als stabil geschichtetes Gewässer aus. Die Verzahnung des Ufers mit dem Umland ist eher gering.

Tab. 46: Topographie und Morphometrie des Peetzsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
	0,61	25,1		1460	825	1,6	4,2	6,0	

### 1.23.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Peetzsee gehört zu den dimiktischen Gewässern. Das Epilimnion reichte im Sommer 1993 bis in eine Tiefe von ca. 6,0 m. Die Leitfähigkeitswerte sind aufgrund der geologischen Gegebenheiten des Einzugsgebietes ganzjährig hoch, da viele Elektrolyte aus der Gesteins- und Bodenverwitterung sowie gelöste Metalle und organische Anionen aus den sauren Moorgewässern in den See eingetragen werden. Die entsprechenden Werte lagen zwischen April und Oktober des Untersuchungsjahres 1996 bei 685 µS/cm. Ein mittlerer pH-Wert von 8,3 charakterisiert das Gewässer des weiteren als schwach alkalisch. Trophisch befand sich der Peetzsee nach LAWA (1998) im selben Jahr in einem eutrophen (e1 bis e2) Zustand, gekennzeichnet durch eine Gesamtphosphorkonzentration von 168,3 µg/l, eine Transparenz von 1,4 m sowie einen Chlorophyll a-Wert von 17,3 µg/l (Tab. 47). Zu den Eutrophierungsgründen dürften Zuflüsse aus dem ebenfalls eutrophen (e2) Möllensee sowie die Lage des Peetzsees in der Umgebung von Rüdersdorf gehören. Letztere ist durch Stäube der Rüdersdorfer Kalk- und Zementwerke geprägt, die zu erhöhten pH-Werten in den Oberböden führen, welche wiederum eine erhöhte Bioproduktivität und Eutrophierung der Waldböden nach sich ziehen. Ein weiterer Nährstoffeintrag in die Böden erfolgt über phosphorhaltige Emissionen eines Chemiewerkes im Industriegebiet Rüdersdorf, das Phosphorite zu Düngemitteln verarbeitet (Rentzsch *et al.* 1995).

Die Daten reichen nicht aus, um Angaben zur potentiell natürlichen Trophie abzuleiten.

Tab. 47: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,3	685	17,3	2,4		168	

Zwischen 1992 und 1996 war ein Rückgang der mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen um ca. 140 % zu beobachten. Dagegen zeigten die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen im selben Zeitraum einen Anstieg von 6 µg/l auf 17 µg/l und parallel dazu eine Verminderung der Sichttiefenwerte (Abb. 45).

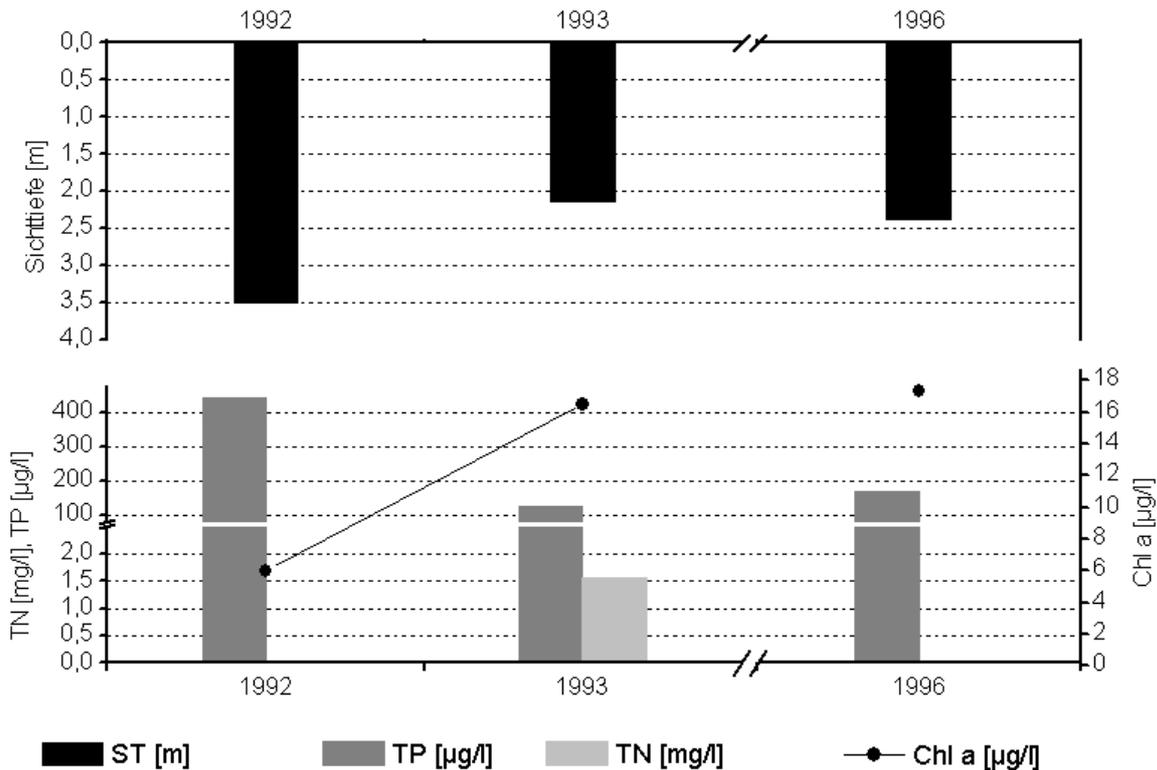


Abb. 45: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Peetzsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.23.4 Flora und Fauna

Phytoplanktondaten des Peetzsees liegen für das Untersuchungsjahr 1993 vor. Die Phytoplanktonbiomasse erreichte im März und April mit 15,14 mg FM/l und 9,69 mg FM/l Höchstwerte, im August lagen die Werte bei 4,56 mg FM/l. Im März wurde das Phytoplankton zu 95,2 % von centrischen Diatomeen unterschiedlicher Größenklassen dominiert. Im April hatte das Nanoplankton (vermutlich Cyanobakterien) einen Anteil von 63 % am Frischgewicht, weitere 20,3 % entfielen auf centrische Diatomeen, 6,9 % auf Dinophyceen (v.a. *Peridinium sp.*) und 8,8 % auf Chrysophyceen (v.a. *Dinobryon divergens*). Im Juni verteilten sich die prozentualen Anteile am Frischgewicht mit 35,4 %, 23,7 % und 26,2 % relativ gleichmäßig auf Diatomeen, Cryptophyceen und Chlorophyceen. Weitere 12,3 % entfielen auf Dinophyceen und 2,3 % auf Desmidiaceen. Innerhalb der Diatomeen dominierte neben centrischen Arten nun v.a. *Asterionella cf. formosa*, innerhalb der Desmidiaceen war dies die Art *Closterium cf. acutum*. Die Hauptarten der Dinophyceen und Cryptophyceen waren bis September 1993 *Ceratium hirundinella* bzw. *Cryptomonas cf. ovata*. Die Dinophyceen dominierten das Phytoplanktonbild mit 70,9 % im Juli, daneben erreichten Chlorophyceen mit 11,7 % und Diatomeen (v.a. *Asterionella cf. formosa*) mit 8,8 % größere Biomasseanteile. Im August nahm der Biomasseanteil der Dinophyceen auf 53,5 % ab, während derjenige der Diatomeen auf 31,3 % stieg. Hauptart dieser Algenklasse war zu diesem Zeitpunkt *Fragillaria crotonensis*. Der Anteil der Cyanobakterien lag bei geringen 3,1 %, diese waren in erster Linie durch *Anabaena flos-aquae* vertreten. Im September ging die

Biomassekonzentration des Phytoplanktons auf 1,9 mg FM/l zurück, Hauptbestandbildner mit Anteilen zwischen 20 % und 40 % waren Dino-, Cryptophyceen und Diatomeen (v.a. *Asterionella cf. formosa*). Der Anteil der Chlorophyceen (v.a. *Chlamydomonas sp.*) lag bei 7,1 %, je 2% entfielen auf Chrysophyceen (v.a. *Chromulina sp.*), Cyanobakterien (v.a. *Chroococcus minutus*) und Desmidiaceen (v.a. *Cosmarium cf. subcostatum*).

#### 1.23.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Peetzsee wird als Naherholungsgebiet von Berlin genutzt. Rund um den See befinden sich zahlreiche Wochenendhäuser. Am rechtsseitigen Ufer liegt ein Campingplatz mit 300 Stellplätzen und in der Nähe ein unbewachter Badestrand. Das Gewässer ist für den Motorsport und die Ausflugsschiffahrt freigegeben. Früher wurde im See Fischzucht betrieben.

## 1.24 Sacrower See

### 1.24.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Sacrower See liegt westlich der Havel im Landkreis Potsdam, nördlich der gleichnamigen Stadt. Als glazialer Rinnensee ist er Teil einer Seenkette, die auch den 650 m nördlich gelegenen Groß-Glienicker See einschließt. Die Gewässer des Potsdamer Seengebietes befinden sich im ältesten Jungmoränenland des Weichselglazials zwischen der Brandenburger und Frankfurter Eisrandlage. Das Gebiet ist durch einen mosaikartigen Wechsel von waldbestockten Endmoränen und Sandern, agrarisch genutzten Grundmoränenplatten, breiten Niederungen sowie zahlreichen Seen gekennzeichnet (Mietz 1996b). 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 über diesen nur unregelmäßig geringe Wassermengen zugeführt werden. Es erfolgt außerdem ein unterirdischer Zufluss aus dem Groß-Glienicker See. Im Verbindungsgraben zwischen dem Südbecken des Sacrower Sees und der Havel ist 1986 ein Rückschlagbauwerk errichtet worden, das seitdem den Zufluss von nährstoffbelastetem Havelwasser verhindert. Oberirdische Abflüsse treten hier nur gelegentlich im Frühjahr und Herbst auf (Rümmler & Walter 1995).

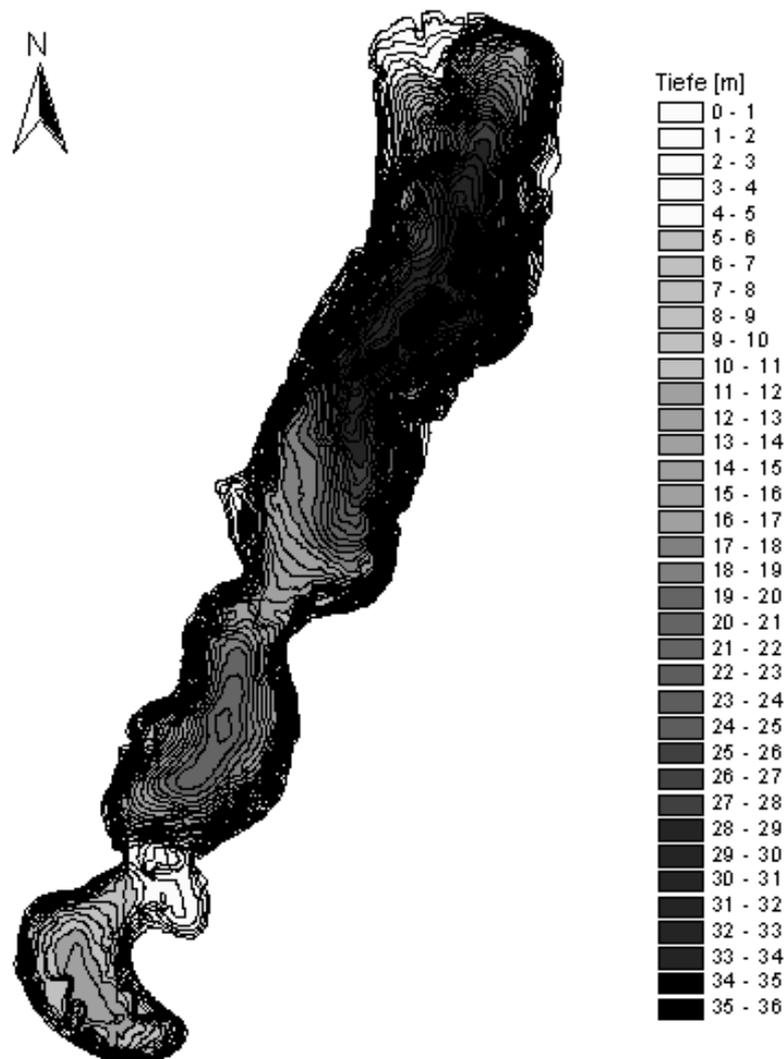


Abb. 46: Tiefenlinien des Sacrower Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

Das Binneneinzugsgebiet des Sacrower Sees ist nur 7,9 km<sup>2</sup> groß und zu 78 % bewaldet. 12,8 % entfallen auf Wasserflächen, 5,9 % auf landwirtschaftliche Nutzflächen und 1,3 % auf Siedlungsflächen. Das Einzugsgebiet des Groß Glienicker Sees beträgt 27,4 km<sup>2</sup> (Wöbbecke et al. 2003).

#### 1.24.2 Topographie und Morphometrie

Der Sacrower See ist in 3 Becken untergliedert, wobei das Nord- und Mittelbecken durch die 14 m tiefe Zedlitzschwelle und das Mittel- und Südbecken durch eine bis 1 m flache Krautbank getrennt sind (Abb. 46). Das Nordbecken weist die maximale Tiefe des Gesamtsees auf und führt 74 % des Gesamtwasservolumens. Mit einem Längen-Breiten Verhältnis von 5,6 (Tab. 48) handelt es sich beim Sacrower See um ein sehr schmales Gewässer.

Tab. 48: Topographie und Morphometrie des Sacrower Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
19,30	1,07	36,0	18,0	2760	490	1,9	5,4	6,7	3,7

#### 1.24.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

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 im Vergleich zum Epilimnion groß. Vereinzelt (z.B. 1995) verläuft die Herbstzirkulation nur unvollständig. In den 1970er Jahren zeigte der See erhebliche Eutrophierungserscheinungen bei Gesamtposphorkonzentrationen von 200 µg/l, extremen meta- und hypolimnischen Sauerstoffdefiziten bis hin zu Sauerstofffreiheit, Schwefelwasserstoffbildung im Tiefenwasser und Rückgang der Unterwasservegetation aufgrund verringerter Sichttiefen (Wöbbecke et al. 2003).

Als Verfahren zur Restaurierung des Sees wurde 1992 mit der Installation einer Tiefenwasserbelüftungsanlage im Nordbecken des Sees begonnen, um den Sauerstoffhaushalt im Hypolimnion auszugleichen und mit der Erhöhung des Redoxpotentials in der obersten Sedimentschicht eine verbesserte Phosphorfixierung am Gewässerboden zu erzielen. Infolge der Tiefenwasserbelüftung wurde in den Jahren 1992 und 1993 tatsächlich eine Verlangsamung des Abfalls der mittleren hypolimnischen Sauerstoffkonzentration im Nordbecken erreicht und anaerobe Verhältnisse über Grund verhindert. Die Sauerstoffkonzentrationen des Hypolimnions lagen im September beider Jahre bei ca. 3 mg/l (1992) bzw. 4 mg/l (1993). Ein positiver Einfluss auf die Phosphorretention an der Sedimentoberfläche war dennoch nicht zu beobachten und entsprechend auch keine Verringerung der Phosphorkonzentrationen zur Frühjahrsvollzirkulation. Im Mittelbecken traten weiterhin ab Juni anaerobe Bedingungen über Grund auf und im Freiwasser kam es am Ende der Sommerstagnation zur vollständigen Sauerstoffaufzehrung, da die Verfrachtung von sauerstoffangereichertem Wasser aus dem Nordbecken ins Mittelbecken durch die Zedlitzschwelle behindert wird. Das Hypolimnion des flacheren Südbeckens war bereits im Juni überwiegend anaerob und blieb ebenfalls von der Tiefenwasserbelüftung unbeeinflusst (Rümmler & Walter 1995). Letztere wurde aus Kostengründen 1997 eingestellt.

Das N/P-Verhältnis liegt im Sacrower See häufig deutlich unter 10, extrem niedrige N/P-Verhältnisse von 2 - 3 sind keine Seltenheit. Der anorganische Stickstoff ist dann oft nur noch in geringen Konzentrationen vorhanden, so dass es hier zur Stickstofflimitierung kommt. In den letzten drei Jahren war diese Situation durch die Abnahme der Phosphorkonzentrationen bei gleichbleibenden Stickstoffkonzentrationen seltener (Wöbbecke et al. 2003).

Die trophierelevanten Parameter zeigen im Zeitraum 1995 – 2001 insgesamt größere Schwankungen (Abb. 47). So erreichten die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen im Jahr 1997 Maximalwerte von > 150 µg/l und fielen bis 2001 auf 49 µg/l. Parallel dazu nahmen auch die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen von 24 µg/l auf 13 µg/l ab. Die Vegetationsmittel der Sichttiefen lagen meist zwischen 1,0 und 1,5 m, höhere Werte (> 2 m) in den Jahren 1997 und 1999 zeigen keine Abhängigkeit von den Chlorophyllkonzentrationen. Im Vergleich zu 1993 deutet sich vorrangig in Bezug auf die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen und Sichttiefen eine deutliche Trophieverbesserung an. Die aktuelle Trophiebewertung nach LAWA (LAWA 1998) ergibt für den potentiell mesotrophen Sacrower See einen eutrophen (e1) Ist-Zustand (Tab. 49).

Tab. 49: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,9	352	13,1	1,6	0,8	48,9	142

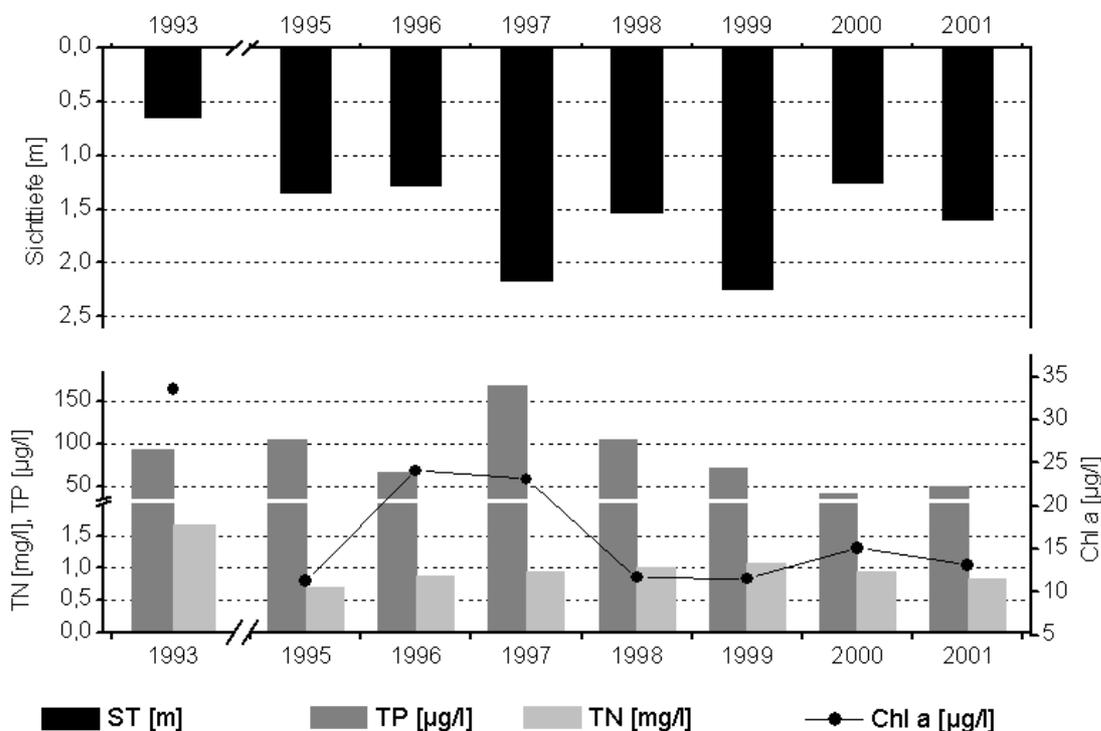


Abb. 47: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Sacrower See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002)

#### 1.24.4 Flora und Fauna

Der Röhrichtgürtel ist aufgrund steil abfallender Ufer nur als schmaler Saum ausgebildet. Zu Beginn der 1990er Jahre war das Röhricht durch wilde Badestellen stark geschädigt sowie die Unterwasserpflanzen und insbesondere Characeen durch die Eutrophierung stark zurückgedrängt. Eine Makrophytenkartierung erfolgte 1992, 1994 und 1995 (Rümmler & Walter 1995). Bis 1995 vergrößerte sich die Fläche der Schwimmblattpflanzen, hauptsächlich aus *Nuphar lutea* bestehend, von 620 m<sup>2</sup> auf 6.800 m<sup>2</sup>, die Röhrichtfläche dehnte sich aufgrund von landseitigem Schutz und vermutlich durch gleichmäßigere Wasserstände von 19.000 m<sup>2</sup> auf 27.600 m<sup>2</sup> aus. Die submersen Wasserpflanzen wie *Potamogeton lucens*, *P. perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum* und vereinzelt Characeen kommen vor allem im Südbecken vor. Ihre Ausbreitungsfläche vergrößerte sich von 23.000 m<sup>2</sup> auf 26.800 m<sup>2</sup> (Wöbbecke et al. 2003).

Das jahreszeitliche Phytoplanktonmuster scheint von Jahr zu Jahr unterschiedlich zu sein. Fädige Cyanobakterien herrschen zu allen Jahreszeiten vor und werden teilweise im Frühjahr und Herbst von Diatomeen, im Sommer von Dinoflagellaten begleitet. Zwischen 1973 und 1980 verschoben sich die Dominanzverhältnisse laut (LUA Brandenburg) innerhalb der Cyanobakterien von *Aphanizomenon* und *Anabaena* hin zu *Planktothrix*, die Zellzahlen verfünffachten sich (Wöbbecke et al. 2003). Phytoplanktondaten des LUA Brandenburg aus dem Jahr 2001 zufolge (Nixdorf & Mischke 2001) war das Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons im März mit 0,7 mm<sup>3</sup>/l noch gering. Cyanobakterien als dominante Algenklasse hatten zu diesem Zeitpunkt einen prozentualen Anteil am Gesamtbiovolumen von 71 %. Weitere 11 % entfielen auf Diatomeen und 10 % auf Chlorophyceen, andere Algenklassen trugen nur unwesentlich zum Gesamtbiovolumen bei. Dominante Arten waren *Limnothrix redekei*, gefolgt von *L. amphigranulata* und *Aphanizomenon gracile*. Die Diatomeen setzten sich in erster Linie aus centrischen Diatomeen unterschiedlicher Größenklassen zusammen, bedeutendste Vertreter der Chlorophyceen waren *Monoraphidium circinalis* und *M. komarkovae*. Im Mai ergab sich ein deutlicher Phytoplanktonzuwachs auf ein Gesamtbiovolumen von 6,5 mm<sup>3</sup>/l. Zu dieser Zeit lag der Anteil der Cyanobakterien bei 93 %. Vorherrschende Arten waren *Aphanizomenon gracile* und *Limnothrix amphigranulata*. Daneben sind *Limnothrix redekei*, *Planktolyngbya limnetica* (weitere Cyanobakterien), *Rhodomonas minuta* (Cryptophyceae) und *Nitzschia acicularis* (Diatomeae) als weitere wichtige Biovolumenbildner zu nennen, häufig waren auch die kleinen Arten *Erkenia subaequiciliata* (Chlamydomphyceae) und *Monoraphidium circinalis* (Chlorophyceae) anzutreffen. Extreme Zellzahlen von 141.947 Zellen/ml bildete die winzige Cyanobakterienart *Aphanocapsa* sp. aus. Im Juni 2001 ging das Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons auf 4,2 mm<sup>3</sup>/l zurück. Den größten Anteil hatten mit 49 % die Chlamydomphyceen mit *Pandorina morum*, wenngleich *Erkenia subaequiciliata* (ebenfalls Chlamydomphyceae) ähnlich hohe Zellzahlen entwickelte. Als weiterer dominanter Phytoplanktonvertreter trat die Euglenophyceen-Art *Phacus* spp. in Erscheinung. Der Anteil der Diatomeen am Gesamtbiovolumen lag bei 11 % und wurde maßgeblich durch die Art *Nitzschia acicularis* bestimmt, während der Anteil der Dinophyceen von 5 % vorwiegend auf *Peridinium* spp. zurückzuführen war. Im Anschluss nahm der Anteil der Cyanobakterien am Gesamtbiovolumen erneut zu, die dominante Art war zu dieser Zeit *Limnothrix amphigranulata*. Im Juli lag der Biovolumenanteil dieser Klasse bei 71 % (bei einem Gesamtbiovolumen von 5,1 mm<sup>3</sup>/l), daneben waren Chrysophyceen mit der Art *Dinobryon sociale* zu 19 % vertreten. Im August dominierten die Cyanobakterien zu 94 % das Gesamtbio-

volumen von 6,1 mm<sup>3</sup>/l. Neben *L. amphigranulata* war *Aphanizomenon gracile* die bedeutendste Phytoplankton-Art.

Das Zooplankton besteht laut Daten des LUA Brandenburg überwiegend aus Copepoden wie *Cyclops strenuus* und *Diatomus vulgaris*, im Spätsommer (1994) traten dann in geringen Dichten auch Cladoceren auf. Vermutlich ist hierfür der starke Frassdruck durch Fische verantwortlich (Wöbbecke et al. 2003).

In der Profundalzone überwiegen laut (Rümmler et al. 2002) Chironomidenlarven, Oligochaeten und Gastropoden treten nur in geringer Dichte auf. Während der Sommerstagnation verödet der weitgehend sauerstofffreie meta- und hypolimnische Bereich an Benthosorganismen (Wöbbecke et al. 2003).

Die Fischfauna ist durch das ortsansässige Institut für Binnenfischerei gut untersucht. Im Sacrower See kommen 18 Fischarten vor, die häufigsten sind Plötze (*Rutilus rutilus*), Blei (*Abramis brama*), Marmorkarpfen (*Aristichthys nobilis*), Kleine Maräne (*Coregonus albula*), Hecht (*Esox lucius*), Aal (*Anguilla anguilla*) und Barsch. Marmorkarpfen wurden in den Jahren 1984 und 1985 eingesetzt und bilden heutzutage einen geschätzten Bestand von ca. 20 t. Als Zooplanktonfresser haben die Marmorkarpfen negative Auswirkungen auf die Nahrungskette. Seit 1992 wird versucht, die Weißfischbestände mit Zugnetzen zu dezimieren (Wöbbecke et al. 2003). Innerhalb der Fischfauna sind 8 Arten der Roten Liste gefährdeter Tierarten des Landes Brandenburg vertreten. Aus Sicht der Fischerei und des Naturschutzes ist vor allem der Bestand der Kleinen Maräne (*Coregonus albula*) von Bedeutung und wurde bisher durch Besatz von jährlich 0,5 Mio. Brut/a aufrechterhalten (Rümmler & Walter 1995).

#### 1.24.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

1974 wurde der See als Vorbehaltsgebiet zur Gewinnung von Trinkwasser aus Oberflächenwasser für die Stadt Potsdam ausgewiesen. Teile des Gebietes stehen unter Naturschutz. Durch die ansässige Bevölkerung wird der Sacrower See als Badegewässer genutzt. Er darf nur mit einer Sondergenehmigung mit einem Ruderboot befahren und beangelt werden.

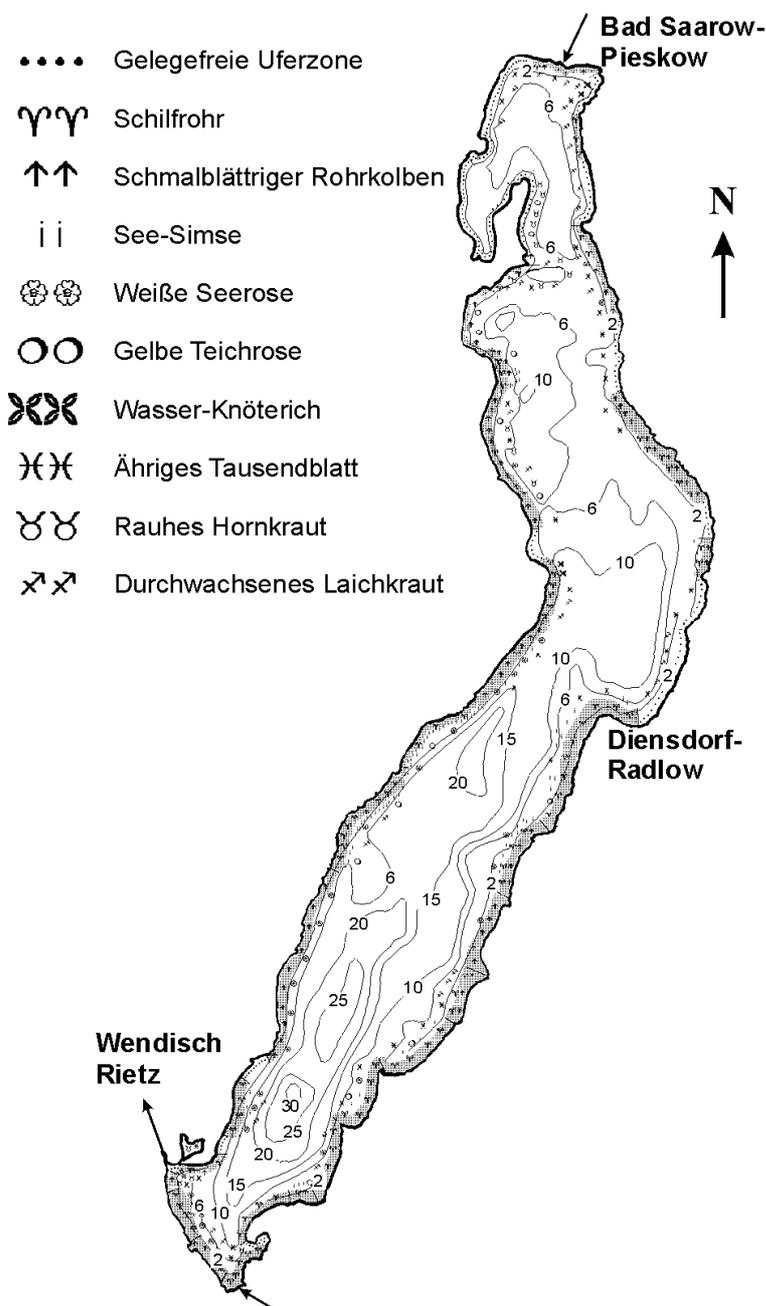
In den 1970er Jahren kam es durch Zufluss aus der damals hocheutrophen Havel und dem ebenfalls stark eutrophierten Glienicker See sowie diffusem Zustrom aus den umliegenden Feldern und aus Sickergruben zu erheblichen Eutrophierungserscheinungen (1.24.3). Aufgrund der schlechten Sauerstoffverhältnisse gingen die Maränenenerträge nach Angaben von Rümmler et al. (1997) von ca. 20 kg/ha in den 1970er Jahren auf < 1 kg/ha im Jahr 1993 zurück. Gegenwärtig liegen die Erträge bei 3,2 kg/ha. Bereits 1980 war zwar von der Wasserwirtschaftsdirektion Oder/Havel das Konzept einer Sanierung mit Tiefenwasserbelüftung erarbeitet worden, eine Umsetzung erfolgte jedoch erst 1992. Ein positiver Einfluss der Tiefenwasserbelüftung auf die Phosphorretention an der Sedimentoberfläche war trotz einer Erhöhung der hypolimnischen Sauerstoffgehalte nicht zu beobachten und entsprechend auch keine Verringerung der Phosphorkonzentrationen zur Frühjahrsvollzirkulation. Das metalimnische Sauerstoffdefizit, das regelmäßig zwischen 6 m und 8 m zu nahezu vollständigem Sauerstoffverlust führte, wurde ebenfalls nicht beeinflusst. Aus Kostengründen wurde der Belüftungsbetrieb 1997 eingestellt. Die befürchtete Erhöhung der hypolimnischen Phosphorkonzentrationen trat nicht ein. Durch Einführung von phosphatfreien Waschmitteln, veränderte landwirtschaftliche Bewirtschaftung im Einzugsgebiet und Höherlegung des Überlaufs aus dem Groß

Glienicker See konnte die externe Flächenbelastung deutlich auf ca. ein Zehntel derjenigen der 1980er Jahre verringert werden (Wassmann 1997). Sie liegt heute bei 0,14 g P/(m<sup>2</sup> a) und damit vermutlich deutlich unter der internen Belastung. Während die Nährstofffracht in den 1980er Jahren noch mehr als 1 – 1,5 g P/(m<sup>2</sup> a) betrug, ging sie in den 1990er Jahren auf 0,14 g P/(m<sup>2</sup> a) zurück (Wöbbecke et al. 2003). Um die Wasserqualität des Sees zu verbessern, wurde außerdem die Verbindung zur Havel geschlossen und so ein Überströmen belasteten Havelwassers verhindert sowie die Fischmast in Netzcontainern aufgegeben (Kalbe 1993).

## 1.25 Scharmützelsee

### 1.25.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Scharmützelsee liegt in einem der wasserreichsten Kreise (Landkreis Oder-Spree) des Landes Brandenburg, ca. 60 km südöstlich von Berlin. Als wichtiges Bindeglied zwischen der Storkower Seenkette und der Glubigseenkette befindet er sich im Saarower Hügelland auf der Beeskower Platte am Rande der südlichen mär-



kischen Hochfläche. Im Südosten und Norden wird er von der Spree umflossen und nördlich vom Warschau-Berliner Urstromtal begrenzt. Die oberflächlichen, geologischen Bildungen des Gebietes gehören vorwiegend dem Holozän (Flugsand und humose Bildungen) sowie Pleistozän (Geschiebemergel, -sande und -kiese) an, in geringem Maße auch dem Tertiär, erkennbar an Schichten der märkischen Braunkohlebildung des Miozäns. Der Scharmützelsee ist als subglaziale Rinne während des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit entstanden. Spätere, vermehrte Zuflüsse erhöhten den Wasserspiegel und lagerten Talsande ab, die die scharf abgesetzte, stufenförmige Terrasse um den Scharmützelsee bilden (Müller 1952).

Abb. 48: Tiefenlinien, Zu- und Abflüsse (Deneke 1996) sowie Makrophytenkartierung (Henschke & Terlinden 1996) des Scharmützelsees

Das 112 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet besteht aus ca. 60 % Waldland, 30 % landwirtschaftlicher Nutzfläche und ca. 10 % Besiedlungsfläche. Über 80 % des Seeufers sind verbaut. Der Scharmützelsee wird zu großen Teilen durch das

Grundwasser gespeist. Oberirdisches Wasser erhält er über ein Fließ, das ihn durch eine Schleuse mit der Glubigseenkette verbindet, und über Quellbäche am Ostufer, die in den Schilfgürtel münden. Im Norden fließt ein Graben aus den Wierichwiesen in das Gewässer. Der Abfluss erfolgt via Schleuse in den Wendisch-Rietzer-Kanal, welcher in den Storkower See mündet. Das Jahresmittel (1987-1994) des Oberflächenabflusses wird auf 0,25 m<sup>3</sup>/s geschätzt. Die theoretische Aufenthaltszeit des Seewassers beträgt 16 a (Nixdorf *et al.* 1995).

### 1.25.2 Topographie und Morphometrie

Der 10 km lange Scharmützelsee zieht sich im nördlichen Drittel von Norden nach Süden und im Südteil von Nordosten nach Südwesten, wobei die Breite gleichmäßig zwischen 1 km und 1,5 km schwankt (Abb. 48). Danach gliedert sich der See in ein bis zu 10 m tiefes Nordbecken und 3 Becken von je 20 m, 25 m und 29 m Tiefe. Mit einer Wasseroberfläche von 12,1 km<sup>2</sup> und einer maximalen Tiefe von 29 m (Tab. 50) stellt er den größten und zugleich einen der tiefsten Seen Brandenburgs dar.

Tab. 50: Topographie und Morphometrie des Scharmützelsees (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
108,23	12,07	29,0	9,0	7500	2125	2,5	3,2	9,0	16,0

### 1.25.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Bei dem Scharmützelsee handelt es sich um einen tiefen, dimiktischen See mit ausgeprägtem anaeroben Hypolimnion bereits ab Mitte Mai bis Juni, H<sub>2</sub>S-Entwicklung sowie beträchtlicher Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten (Nixdorf *et al.* 1995). Für die mittlere, benthische Phosphorfreisetzungsrates wird ein Wert von (2,05 ± 0,61) mg P/(m<sup>2</sup> d) angegeben, während die Nettophosphorfreisetzung über 70 Tage während der Sommerstagnation einem Wert von (0,13 ± 0,02) g P/(m<sup>2</sup> a) entspricht (Kleeberg & Lippert 1997). Die interne Phosphorlast (1,548 t P/a) hat damit einen Anteil von 32,5 % an der gesamten externen Phosphorlast (4,760 t P/a). Die Grenzschicht zwischen Meta- und Hypolimnion lag im Verlauf der letzten Jahre in Tiefen zwischen 7,0 m und 11 m. Die Sauerstoffsättigungsschicht reichte gleichzeitig bis in eine Tiefe von ca. 4,5 m. In der darunterliegenden Wassersäule betrug die Sauerstoffkonzentration während der Sommerstagnation dann nur noch ≤ 2,3 mg/l. Die Sauerstoffzehrungsrate in der gesamten Wassersäule erreichte im Jahr 2000 während der Vegetationsperiode einen Durchschnittswert von 0,55 mg O<sub>2</sub>/(l d). Die Primärproduktion betrug in dem gleichen Zeitraum 281,2 g C/m<sup>2</sup>.

Tab. 51: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000, Probestelle Wendisch-Rietz (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,4	364	13,3	2,5	0,8	58,2	55,9

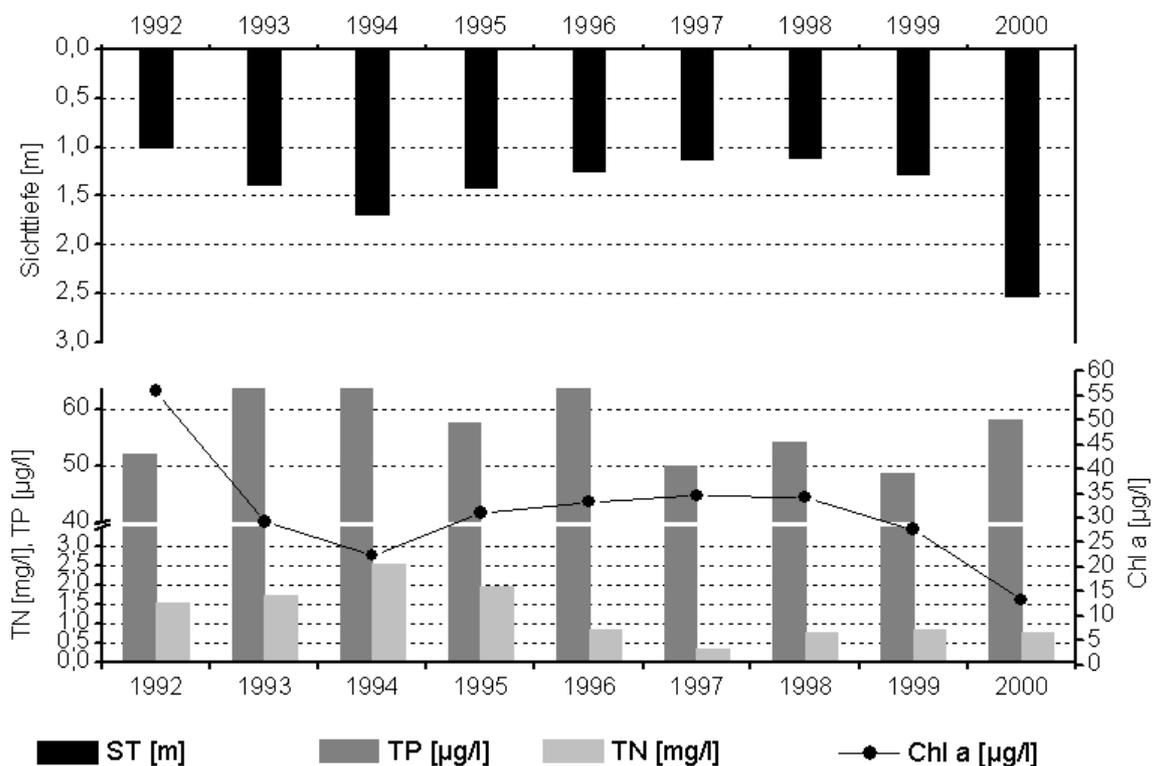


Abb. 49: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Scharmützelsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

Für die Vegetationsperioden 1993 - 1997 deutete sich im Vergleich zu 1992 aufgrund einer Abnahme der mittleren Chlorophyll a-Konzentration bzw. einer Zunahme der mittleren Sichttiefe eine Trophieverbesserung - bei annähernd konstantem Phosphorniveau - an (Abb. 49) (Deneke 1997). Die Klassifikation des Istzustandes der Trophie ergab nach dem LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) für das Jahr 1996 dennoch einen Trophiebereich von hoch eutroph (e2), bei einem morphometrisch mesotrophen Referenzzustand. Seit 1999 zeigen die Chlorophyll a-Konzentrationen erneut eine rückläufige Entwicklung auf mittlere 13,3 µg/l im Jahr 2000, verbunden mit einer deutlichen Zunahme der Transparenz auf mittlere 2,5 m (Tab. 51). Dies führte zu einer Verminderung der Trophie um 1 Stufe, so dass sich der Scharmützelsee im Jahr 2000 in einem schwach eutrophen (e1) Zustand befand. Die durchschnittlichen Gesamtphosphorkonzentrationen bewegten sich im Zeitraum 1999/2000 in einem Bereich von ca. 48 bis 58 µg/l. Diese Entwicklung setzte sich jedoch in den Folgejahren nicht fort.

#### 1.25.4 Flora und Fauna

Der Makrophytenbestand setzt sich hauptsächlich aus *Phragmites australis* und *Typha angustifolia* zusammen. Beide Arten kommen in ausgedehnten Reinbeständen wie auch in Mischbeständen vor. Bemerkenswert ist eine Zunahme der Bestände von *Scirpus lacustris*. Dem Röhricht ist eine Schwimmblattpflanzengesellschaft vorgelagert, die sich vorrangig aus *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea* zusammensetzt. Desweiteren befindet sich am West- und Nordufer je eine Formation *Poly-*

*gonum amphibium*. Der Schilfgürtel am Südwestufer des Scharmützelsees kann als fast geschlossen bezeichnet werden. Die Unterwasservegetation unterliegt in Bezug auf ihre Vielfalt und Menge starken, jährlichen Schwankungen. Als relativ beständige Vertreter sind *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum* und *Potamogeton perfoliatus* zu nennen (Henschke & Terlinden 1996).

Die Phytoplanktonentwicklung zeigte sich in den Jahren 1993 - 1997 unverändert. Das Phytoplankton bildete dabei beträchtliche Biomassen aus (5 – 20 mg/l in der Vegetationsperiode). Maxima der Phytoplanktonentwicklung wurden im Scharmützelsee stets im zweiten Halbjahr zwischen Juli und Oktober festgestellt und durch Cyanobakterien verursacht (relativer Anteil an der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons > 80 %), wobei die feinfädige Gattung *Limnothrix* dominierte (ca. 80 % der Cyanobakterienmasse). Als zweite bedeutende Cyanobakteriengattung wurde regelmäßig *Aphanizomenon* beobachtet. Ein etwas geringerer Spitzenwert der Phytoplanktonentwicklung trat jeweils im ersten Halbjahr auf und entstand in der Regel durch die Überlagerung der Biomassen von 2 Algengruppen, den Diatomeen und dem Nanoplankton. Dabei erreichten die Diatomeen (hauptsächlich solitär centrische Diatomeen) 1994 und 1995 einen maximalen Anteil an der Biomasse von 65 %. Von den anderen Algenklassen trugen nur noch die Cryptophyceen (*Cryptomonas* und *Rhodomonas*) sowie Dinophyceen (*Gymnodinium helveticum* und *Ceratium hirundinella*) zur Biomasse des Phytoplanktons bei, wobei *Cryptomonas* im Herbst 1995 einen Anteil von 44 % erreichte. Eine Abweichung der bisherigen Phytoplanktonentwicklung wurde im Winter 1994/1995 festgestellt und ging mit einer erhöhten Biomasse (> 5 mg/l) einher. Neben vorzeitig auftretenden Diatomeen waren Cyanobakterien in großen Abundanzen nachweisbar, deren anschließende Massentfaltung die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons kennzeichnete (Zippel 1997). Im Sommer 2000 fand ein Dominanzwechsel im Phytoplankton von den Cyanobakterien zugunsten unterschiedlichster Algenklassen statt, der mit einer signifikanten Verminderung der Algenbiomasse und einer Zunahme der Sichttiefen einherging. Lediglich an einem Termin lag der Anteil der Cyanobakterien am Gesamtbiovolumen von 2,7 mm<sup>3</sup>/l bei 58 %. Dominanter Vertreter dieser Klasse war dabei *Anabaena flos-aquae*. Während der Monate Juli und August traten ausserdem die Arten *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae), *Uroglena* sp. (Chrysophyceae) und *Rhodomonas minuta* (Cryptophyceae) dominant in Erscheinung. Bedeutende Anteile am Biovolumen hatten des Weiteren *Asterionella formosa*, *Aulacoseira granulata* (Diatomeae) sowie *Cryptomonas marssonii* (Cryptophyceae) (Nixdorf & Mischke 2001).

Die Artenvielfalt des Zooplanktons lag im September 1993 mit 39 Arten in einem vergleichsweise niedrigen Bereich, was auf eine relativ geringe Anzahl von Rotatorien- (23) und Cladocerenarten (8) zurückzuführen ist. Obwohl die kleinen Rotatorienarten (*Anuraeopsis fissa*, *Keratella cochlearis*) im Sommer sehr häufig sind, wird die Biomasse (maximal 0,2 mg/l) von den Cyclopoiden (*Cyclops vicinus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Cyclops abyssorum*) und *Eudiaptomus gracilis* beherrscht (Nixdorf et al. 1995). Frühsommerliche Klarwasserstadien wurden 1994 und 1996 beobachtet (Zippel 1997). Auch 1998 bestand das Zooplankton hauptsächlich aus cyclopoiden Copepoden. Die Biomasse der Cladoceren war sehr gering, entsprechend wurde in diesem Jahr kein Klarwasserstadium ausgebildet (Deneke 1998).

Die Angaben zum realen Fischbestand sind mit Unsicherheiten behaftet (Knösche & Barthelmes 1998). Aus älteren Daten geht hervor, dass Brasse (*Abramis brama*), Plötze (*Rutilus rutilus*), Hecht (*Esox lucius* L.), Barsch (*Perca fluviatilis* L.), Aal (*Anguilla anguilla*) und Karpfen (*Cyprinus carpio* L.) den Hauptbestand bilden (Müller

1952). Von insgesamt 26 Arten wurden in den letzten Jahren 50 % seltener und 4 Arten überhaupt nicht mehr nachgewiesen (Kleeberg *et al.* 2002).

#### 1.25.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Scharmützelsee wird nicht nur als Erholungs- und Ausflugsziel (Schifffahrt) genutzt, sondern ist auch fischereibiologischen Einflüssen unterworfen.

Der relativ hohe trophische Zustand der Gewässer der Region lässt sich insbesondere auf die Intensivierung der Landwirtschaft, den Einsatz phosphathaltiger Waschmittel, unzureichende Abwasseraufbereitung und Fischintensivhaltungen in den 1970er Jahren zurückführen. Die Konzentration von Chlorid und Sulfat als Indikatoren für anthropogene Verschmutzung haben in den letzten 62 Jahren um 31,3 % bzw. 82,3 % zugenommen. Aufgrund der externen Phosphorfracht nimmt die mittlere, jährliche TP-Konzentration im Epilimnion, wenn auch unregelmäßig, zu. Die Phosphorfracht allein aus dem Einzugsgebiet, Abwassereinleitungen ausgenommen, wird auf 0,043 g/(m<sup>2</sup> a) geschätzt (Kleeberg *et al.* 2002). In den 1980er Jahren legte man an der Kläranlage Storkow eine Abwasserverwertungsfläche, die sogenannte Pappelanlage, zur forstlichen Abwasserverwertung an. Seit 1985 erfolgte dort die Versickerung von mechanisch vorgeklärtem Abwasser, das von der damaligen Kläranlage in Wendisch-Rietz zugeleitet wurde. Im Jahr 1991 wurde dann der Bau einer zentralen Kläranlage in Storkow (Größenklasse 4) durch den Wasser- und Abwasserzweckverband „Scharmützelsee – Storkow/Mark“ beschlossen und 1994 die erste Ausbaustufe (24.000 Einwohnergleichwerte, 3 Reinigungsstufen: mechanisch, biologisch, Stickstoffelimination, chemische Phosphorfällung) in Betrieb genommen. Das in der Kläranlage gereinigte Abwasser wird nicht direkt in einen Vorfluter geleitet, sondern über die als Pappelanlage betriebene Versickerungsfläche dem Grundwasser zugeführt. Mit einer zweiten Ausbaustufe soll die Anlage auf 48.000 Einwohnergleichwerte erweitert werden und u.a. eine nachgeschaltete Flockungsfiltration beinhalten, damit der Grenzwert für Gesamtphosphor von 0,5 mg/l eingehalten werden kann. Die Abwasserverrieselung ist dann einzustellen. Eine Untersuchung der durchschnittlichen monatlichen Ablaufwerte der Kläranlage aus den Jahren 1998 und 1999 zeigt, dass diese zwar unter den gesetzlich vorgegebenen Überwachungswerten liegen, bezogen auf CSB, Ammonium und Phosphat jedoch nicht den Anforderungen der EG-Richtlinie (75/440/EWG) für die Trinkwassergewinnung (Kategorie A3) entsprechen, die als Orientierungshilfe zur Einhaltung von § 34 WHG bei Versickerung von Abwasser ins Grundwasser herangezogen werden kann. Demzufolge stellten die Ablaufwerte noch Ende der 1990er Jahre Belastungen für den Gewässerhaushalt dar (Mathan 1999).

## 1.26 Schermützelsee

### 1.26.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Schermützelsee befindet sich ca. 60 km östlich von Berlin im Zentrum des ca. 205 km<sup>2</sup> großen Naturparkes „Märkische Schweiz“, der Teile des östlichen Barnims und der Lebusener Platte sowie des zwischen diesen Hochflächen liegenden Bereiches des Stöbbertales und des Roten Luches umfasst. Beide Hochflächen sind Teil der Ostbrandenburgischen Platte, die sich zwischen dem Berliner Urstromtal im Süden und dem Eberswalder Tal im Norden befindet und deren Oberflächenformung auf die Vorstöße und Halte des weichseleiszeitlichen Inlandeises während des Brandenburger Stadiums und der Frankfurter Staffel zurückzuführen ist. Im Bereich der Märkischen Schweiz gibt es markante Stauchmoränen. Nach Marcinek et al. (1983) herrschen sandige Lehm- und Sandböden vor, die schwache bis mäßige Lessivierungs-, Podsolierungs- und Verbraunungserscheinungen aufweisen.



Abb. 50: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

Das Schermützelgewässer ist als Toteiskesselsee (Toteisaustauhohlform) anzusehen (Marcinek et al. 1996). Sein Grundwassereinzugsgebiet hat eine Größe von ca. 26,5 km<sup>2</sup>, das oberirdische Einzugsgebiet umfasst 63,58 km<sup>2</sup>. Ein großer Teil der Einzugsgebietsfläche, ca. 50 %, wird landwirtschaftlich genutzt, die seenahen Areale

sind hauptsächlich waldbestanden. Der See ist dem Einzugsgebiet der Oder zugehörig. Den Hauptzufluss bildet das Sophienfließ mit einem Jahresabfluss (Reihe 1977 -1984) von ca. 3,5 Mio. m<sup>3</sup>, der Abfluss aus dem See erfolgt in das Wederfließ (Jahresabfluss der Reihe 1983 - 1992 ca. 6,0 Mio. m<sup>3</sup>) und die Stöbber zur Oder hin (Vietinghoff 1998a). Für das gesamte Grundwassereinzugsgebiet ergibt sich eine durchschnittliche jährliche Abflussspende von 5,1 Mio. m<sup>3</sup>/s (Vietinghoff 1995).

### 1.26.2 Topographie und Morphometrie

Das Seebecken weist eine deutliche Zweiteilung in ein tieferes, nordöstlich gelegenes Becken und ein durch eine Schwelle abgegrenztes, sich südlich anschließendes, flacheres Becken auf. Die Oberflächenform des Gewässers ist leicht gekrümmt. Seine Längsausdehnung verläuft von Norden nach Süden. Die mit maximal 38 m große Tiefe und der mit 5,8 hohe Tiefengradient (Tab. 52) zeigen eine stabile Schichtung des Schermützelsees an.

Tab. 52: Topographie und Morphometrie des Schermützelsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
20,98	1,35	38,0	15,5	2150	955	1,7	5,8	6,6	2,9

### 1.26.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der dimiktische See weist eine stabile sommerliche Schichtung auf, die sich in der Regel Ende März bildet und bis Ende November andauert. Der Alkalinität von 3,4 mmol/l und einer Gesamthärte von 13,0° dH entsprechend gilt das Gewässer als typischer Hartwassersee im Aufschüttungsbereich der letzten kaltzeitlichen Inlandvereisung. Die oberflächennah gemessenen Leitfähigkeiten variieren im Bereich von 420 µS/cm bis 513 µS/cm, die epilimnischen pH-Werte im Bereich von 8,08 bis 8,63. Für das Jahr 1993 (Juni und August) wurden Sauerstoffzehrungsraten von 0,067 mg/(cm<sup>2</sup> d) bzw. 0,071 mg/(cm<sup>2</sup> d) ermittelt. Die Sauerstoffkonzentrationen betragen Ende Juni bis in eine Tiefe von 20 m noch ca. 5 mg/l, im Juli trat in den tiefsten Bereichen des Sees Anaerobie ein, welche sich bis September/Oktober in eine Tiefe von 15 m ausdehnte. Die im Sommer 1995 bestimmten epilimnischen Nitratstickstoffkonzentrationen schwankten zwischen 0,41 mg/l und 0,47 mg/l, die entsprechenden Ammoniumstickstoffwerte zwischen 0,11 mg/l und 0,32 mg/l (Vietinghoff 1998a).

Tab. 53: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1995 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 1995) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,5	447	3,26	3,9	0,7	91,8	18,0

Im Zeitraum 1992 – 1995 nahmen die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen von ca. 55 µg/l auf 92 µg/l zu, während sich die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen halbierten. Hinsichtlich der Transparenz zeigten sich starke Schwankungen und nach einem drastischen Rückgang im Jahr 1993 wieder eine langsame Zunahme (Abb. 51). Die trophierelevanten Parameter des Jahres 1995 (Tab. 53) kennzeichnen den Schermützelsee nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) als mesotroph. Als potentiell natürlicher Referenztrophiegrad ergibt sich für das Gewässer Oligotrophie.

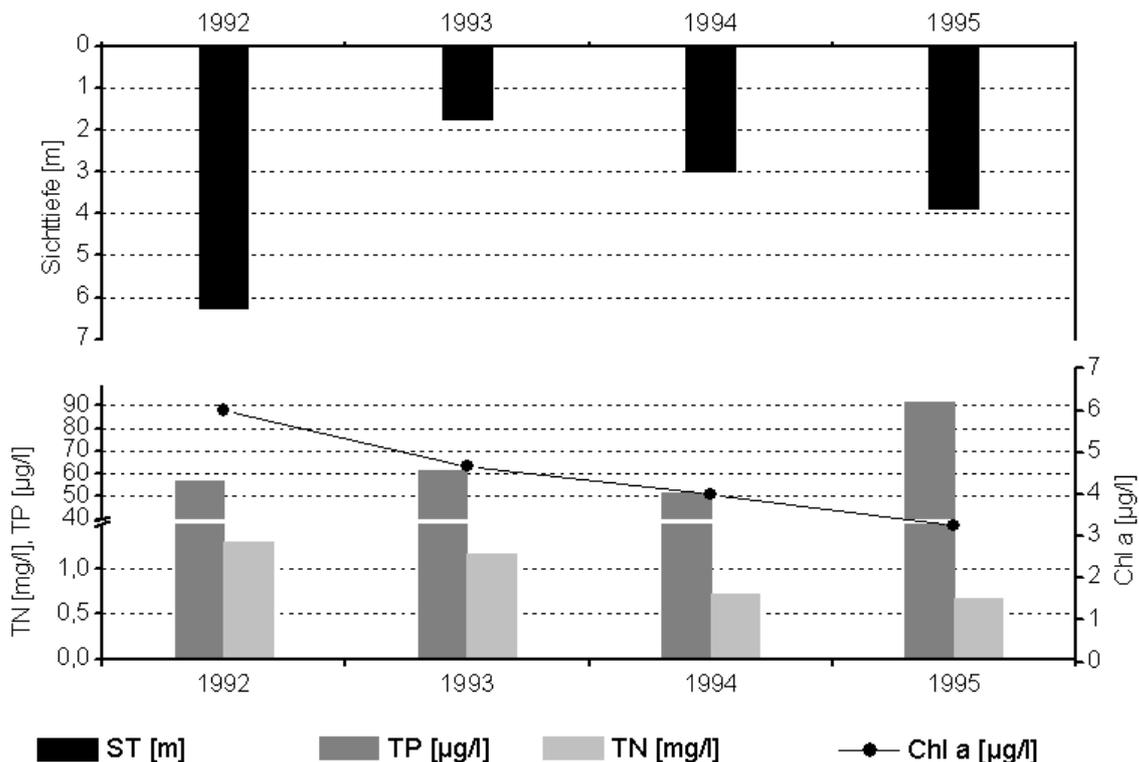


Abb. 51: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Schermützelsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.26.4 Flora und Fauna

Der Röhrichtgürtel ist am Schermützelsee infolge von steilen Uferbereichen und Beschattung durch am Ufer stehende, teilweise überhängende Bäume meist nur schwach ausgeprägt. Am östlichen Ufer des mittleren und südlichen Seeteiles erreicht der Röhrichtgürtel jedoch Breiten bis zu > 100 m. Die Submersflora bildet vorwiegend Tauchfluren, aber auch Grundrasen aus, die oft von *Potamogeton filiformis* und Brunnenmoos, aber auch von *Nitellopsidetum obtusae*, *Chara hispida*-Komplex und *Nitellion flexilis* gebildet werden (Vietinghoff 1998a).

Eine Frühjahrsprobe des Phytoplanktons vom März 1993 zeigte, dass die Diatomeen mit dem Haupttaxon *Synedra* einen Anteil von 67 % am Gesamtbiovolumen von 0,2 mm<sup>3</sup>/l hatten. Das Sommerphytoplankton wies nur geringe Biovolumina von kleiner 1 mm<sup>3</sup>/l auf und wurde zu über 50 % von Dinophyceen mit den Gattungen

*Ceratium* und *Peridinium* dominiert. Daneben traten Vertreter der Cyanobakterien (*Microcystis incerta*), Crypto- und Chrysophyceen vermehrt auf (Vietinghoff 1998a). Aus Phytoplanktondaten der Vegetationsperiode 2001 (Nixdorf & Mischke 2002) geht ein maximales Biovolumen von 2,1 mm<sup>3</sup>/l im April hervor. Es dominierte zu diesem Zeitpunkt die Diatomeen-Art *Tabellaria fenestrata* mit einem Anteil am Gesamtbiovolumen (GBV) von 84 %. Im Juni ging der Anteil dieser Art auf 46 % zurück, daneben war auch *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) mit einem Anteil von 34 % dominant vertreten. Die weiteren Anteile am Phytoplanktonbiovolumen entfielen auf Cryptophyceen (v.a. *Cryptomonas sp.*), Chlamydophyceen mit der Hauptart *Phacotus lenticularis* und Cyanobakterien (v.a. *Chroococcus limneticus*). Von Juli bis Oktober war der Dinoflagellat *Ceratium hirundinella* dann mit GBV-Anteilen zwischen 40 % und 50 % die einzige dominante Art. Daneben hatten im Juli die Arten *Asterionella formosa* (Diatomeen) und *Cryptomonas sp.* und im September die Arten *Cosmarium sp.* (Conjugatophyceen) und *Rhodomonas spp.* (Cryptophyceen) GBV-Anteile von > 10 %. Das Gesamtbiovolumen ging im Juni auf 1,2 mm<sup>3</sup>/l zurück und lag in den Monaten Juli - September bei ca. 0,4 mm<sup>3</sup>/l.

Eine Zooplankton-Frühjahrsprobe (März 1995) mit einer Gesamtbiomassekonzentration von 0,7 mg TG/l wurde von calanoiden Copepoden mit einem Anteil von 73 % dominiert, weitere 19 % entfielen auf cyclopoide Copepoden. Vereinzelt wurden Daphnien nachgewiesen. Die Gruppe der herbivoren Rotatorien bestand hauptsächlich aus *Filina*, *Polyarthra*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata* und *Synchaeta*. Im August 1995 lag die Zooplanktonbiomasse bei einer Konzentration von 18 mg TG/l, an der die calanoiden Copepoden wiederum den Hauptanteil mit 42 % hatten, gefolgt von Phyllopoden mit 36 % und cyclopoiden Copepoden mit 19 %. Die Gruppe der Phyllopoda setzte sich zu 26 % aus *Daphnia*, zu 4 % aus *Diaphanosoma* und zu 5 % aus *Bosmina* zusammen. Die herbivoren Rotatorien mit den Taxa *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra* und *Pompholyx sulcata* erreichten nur einen Biomasseanteil von weniger als 3 %, insbesondere *Keratella cochlearis* trat jedoch in größeren Abundanzen auf (Vietinghoff 1998a).

Angaben zum derzeitigen Artenbestand der Fischfauna des Schermützelsees liegen nicht vor. 1908 wurden Barsch, Karausche, Schleie, Plötze, Blei, Güster, Maräne, Hecht sowie Aal als fischereilich genutzte Arten ausgewiesen (Eckstein 1908).

#### 1.26.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Am Ufer des Schermützelsees liegt die Stadt Buckow, welche als bekannter Bade-, Kur- und Ausflugsort insbesondere für die Berliner Bevölkerung gilt.

Die Eutrophierung des Schermützelsees ist vorrangig auf Nährstoffeinträge aus den seeufernahen Bereichen der Ortschaft Buckow und über das Sophienfließ zurückzuführen. Seit 1980 wurde durch die damalige LPG Prötzel, Gärtnerei Bollersdorf eine Tiefenwasserentnahme aus dem nördlichen Seebecken zu Bewässerungszwecken betrieben. Die Förderleistung betrug 744 m<sup>3</sup>/d (Vietinghoff 1998a).

## 1.27 Schwielochsee

### 1.27.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Schwielochsee liegt etwa 80 km südöstlich von Berlin im Einzugsgebiet der Spree und im Landkreis Oder-Spree. Er bildet das Mittelstück eines zwischen dem Baruther und dem Berliner Urstromtal gelegenen Rinnensystems, das als Relikt des Brandenburger Stadiums der Weichselvereisung anzusehen ist. Das Gewässer befindet sich auf der dem Ostbrandenburgischen Heide- und Seengebiet zugehörigen Beeskower Platte. In diesem Gebiet herrschen Sandböden und lehmige Sandböden vor. Nach Norden schließen sich der Glower See und der Leißnitzsee an.

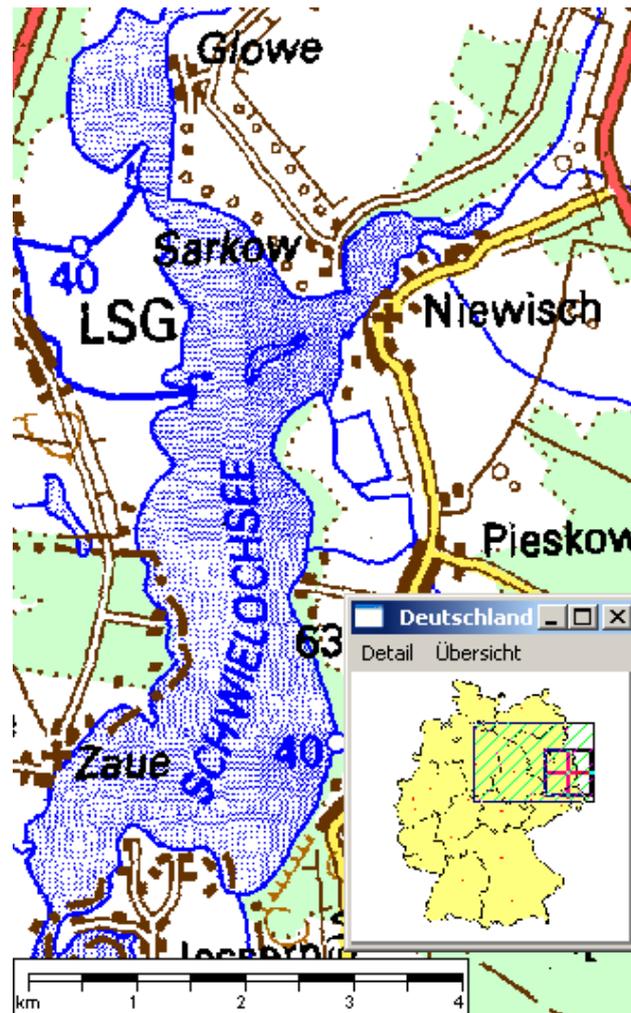


Abb. 52: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

Der Schwielochsee wird von der Spree durchflossen. Während der Hauptstrom der Spree in die Enge zwischen dem Großen Schwielochsee und dem Glower See geleitet wird, gelangen bis zu 10 % ihrer Wasserführung (im Mittel  $1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ ) über den Sawaller Altarm in das Hauptbecken des Großen Schwielochsees. Des weiteren münden mehrere Fließe und Gräben ein, die zusammen weitere  $2,3 \text{ m}^3/\text{s}$  zuführten (Winter 1993/1994), ca. 85 % durch das Dobberbuser Mühlenfließ, Ressener Fließ und Friedländer Fließ. In den Kleinen Schwielochsee gelangen weniger als 3 % dieser Zuflussmenge, Abschätzungen ergeben aber einen mittleren Einstrom von  $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$  aus dem Großen Schwielochsee. Aufgrund der Beckengestalt und An-

ordnung der Zuflüsse werden die nördlichen Teile des Gewässers deutlich rascher ausgetauscht als die südlichen. Das ca. 530 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet wird überwiegend land- bzw. forstwirtschaftlich genutzt (Koppelmeyer *et al.* 1997). Das gesamte von den kleineren Fließten entwässerte Gebiet ist ca. 485 km<sup>2</sup> groß, das direkte Einzugsgebiet des Schwielochsees wird dagegen mit 45 km<sup>2</sup> angegeben (einschließlich Glower See). Er dient der Wasserwirtschaft als Stauraum bei Hochwasser und zur Stützung des Spreeabflusses bei Niedrigwasser. Das durch ein Nadelwehr bei Beeskow geschaffene Stauvolumen beträgt knapp 9 Mio. m<sup>3</sup>, die dadurch im See verursachten Wasserstandsschwankungen betragen bis zu 0,65 m (Ripl *et al.* 1995).

### 1.27.2 Topographie und Morphometrie

Der sich in seiner Längsausdehnung von Norden nach Süden erstreckende Schwielochsee gehört mit einer Fläche von 11,5 km<sup>2</sup> zu den größten Seen der märkischen Seenkette eiszeitlichen Ursprungs. Zwischen Goyatz und Jessern besitzt er eine ca. 100 m breite Engstelle – den „Hals“ –, durch welchen der Schwielochsee in den Großen und Kleinen Schwielochsee unterteilt wird (Abb. 52). Letzterer ist weiter südlich gelegen und weist eine Fläche von nur 1 km<sup>2</sup> auf. Insgesamt gehört das Gewässer mit einer mittleren Wassertiefe von 3,1 m zu den flachen Seen Brandenburgs (Tab. 54).

Tab. 54: Topographie und Morphometrie des Schwielochsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
35,40	11,50	4,0	3,1	6550	2250	2,9	0,5	8,8	0,5

### 1.27.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Während der Große Schwielochsee als polymiktisch gilt, zeigt der Kleine Schwielochsee längere Phasen stabiler Schichtung und vollständiger Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser. Stoffbilanzen zeigten, dass sich die Erhöhung der Phosphorkonzentration im Wasserkörper von 100 µg/l auf 300 µg/l in den Sommermonaten 1993/94 überwiegend auf gewässerinterne Prozesse zurückführen lässt (Koppelmeyer *et al.* 1997). Im Juli 1994 wurde eine beachtliche Schwefelwasserstoffkonzentration von 3,9 mg/l im Hypolimnion des Kleinen Schwielochsees nachgewiesen. Im Großen Schwielochsee sank die Sauerstoffsättigung im Tiefenwasser ab 3 – 4 m mehrfach unter 70 %. Untersuchungen von 1993/94 im Oberflächenwasser zeigten, bezogen auf die Ganglinien von pH-Wert, Sauerstoffsättigung und Chlorophyll a-Konzentration, zwei ausgeprägte Maxima im Frühjahr und Sommer. Die sommerlichen Sichttiefen lagen bei nur 0,6 – 0,7 m, Transparenzwerte von über 1,2 m traten lediglich im Winter und auch nur im Kleinen Schwielochsee auf. Deutliche Gradienten in bezug auf die elektrische Leitfähigkeit und Makrokonstituenten wie z.B. Sulfat ließen sich vom Kleinen Schwielochsee (im Süden) in Richtung Glower See (im Norden) nachweisen. Bei den Nährstoffkonzentrationen zeigte sich ebenfalls ein Nord-Süd-Gefälle sowie eine starke saisonale Dynamik. So wurden maximale Gesamtstickstoff- und Nitratkonzentrationen im Winter und Frühjahr gemessen, der Kleine Schwielochsee wies dabei mit 1,6 mg TN/l und 0,13 mg NO<sub>3</sub>-

N/I die geringsten mittleren Konzentrationen auf, während der Große Schwielochsee mit 1,7 mg TN/l und 0,37 mg NO<sub>3</sub>-N/l (jeweils Seemitte) eine Mittelstellung gegenüber Glower See und Kleiner Schwielochsee einnahm. Bezogen auf Ammonium, Phosphat und Gesamtphosphor kehrte sich das Konzentrationsgefälle um. Die höchsten mittleren Ammoniumkonzentrationen wurden mit 0,32 mg NH<sub>4</sub>-N/l im Kleinen Schwielochsee ermittelt, wo die Phosphatkonzentration mit 100 µg/l annähernd doppelt so hoch wie im Großen Schwielochsee war. Die mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen lagen im Kleinen und Großen Schwielochsee bei 190 – 200 µg/l. Maxima der Gesamtphosphor- und ortho-Phosphat-Konzentrationen wurden im Sommer/Herbst ermittelt. Ein Vergleich mit Untersuchungen der Jahre 1983/84 ergab einen Rückgang der Stickstoffkonzentrationen, jedoch kaum eine Änderung in den Phosphorkonzentrationen (Ripl *et al.* 1995). Unter Zugrundelegung der in Tab. 55 zusammengestellten trophierelevanten Parameter des Schwielochsees befand sich dieser im Jahr 1996 nach LAWA (1998) in einem polytrophem (p2) Zustand. Aus der Morphometrie ist für den See als potentiell natürlicher Trophiezustand schwache Eutrophie (e1) abzuleiten (LAWA 1998).

Tab. 55: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,5	486	81,7	0,5	1,4	249	

#### 1.27.4 Flora und Fauna

Die Röhrichtbestände am Schwielochsee zeigen seit den 1960er Jahren einen deutlichen Rückgang. Auch submerse und emerse Makrophyten erreichen nur noch eine untergeordnete Bedeutung (Koppelmeyer *et al.* 1997). An Uferabschnitten, die keiner intensiven Nutzung unterliegen wie zwischen Sawaller Altarm und Spree-Zufluss, am Nordufer des Großen Schwielochsees und nördlich vom Pieskower Torfgraben, haben sich Schilfzonen mit wasserseitigen Bestandstiefen zwischen 5 m und 25 m entwickelt. Circa dreiviertel der Uferlinie sind jedoch stark gestört und verbaut, es finden sich dort nur kleine Restbestände von Schilf (*Phragmites australis*) oder anderen Röhrichtarten. Die Schwimmblattzone ist z.T. stark ausgebildet.

Das Phytoplankton bildete im Zeitraum 1993/1994 hohe Bestandsdichten aus. Maximale Biomassen wurden im August 1994 mit 19,5 mg FM/l im Kleinen Schwielochsee und 29,0 mg FM/l im Großen Schwielochsee nachgewiesen. Centrische Diatomeen der Gattungen *Actinocyclus*, *Stephanodiscus*, *Cyclotella* und *Cyclostephanus* stellten im gesamten Untersuchungszeitraum den größten Biomasseanteil und waren im Winter die dominierende Algenklasse mit Anteilen von 40 – 85 % am Frischgewicht. Die Phytoplanktonmaxima im Sommer wurden überwiegend durch Cyanobakterien wie *Aphanizomenon spp.*, *Anabaena spp.*, *Microcystis spp.* verursacht, die maximale Biomasseanteile von 84 % im Großen Schwielochsee erreichten. Während die Dominanz der Cyanobakterien im Kleinen Schwielochsee 1993 und 1994 über mehrere Monate andauerte, war sie im Großen Schwielochsee 1994 nur kurzzeitig im August stark ausgeprägt. *Microcystis spp.* bildete im Sommer 1993 relativ große Bestände mit Biomasseanteilen > 30 %, die Gattungen *Aphanizomenon* und *Anabaena* (N<sub>2</sub>-fixierend) erreichten im Mittel des

Zeitraums Juli–September 1993/1994 zwischen 31 % und 52 % (Kl. Schwiellochsee) und zwischen 15 % und 21 % (Gr. Schwiellochsee) und *Planktothrix agardhii* bildete nur im September und Oktober maximale FM-Anteile von > 9 % aus. Bemerkenswert war ausserdem das stete Vorkommen von koloniebildenden, sehr kleinzelligen Cyanobakterien der Gattungen *Aphanocapsa*, *Romeria*, *Lemmermaniella*, *Cyanodictyon*, *Merismopedia*, die zwar artenreich waren, aber selten mehr als 2 - 3% FM-Anteile stellten. Die drittstärkste Algenklasse waren die Cryptophyceen mit den Gattungen *Rhodomonas* und *Cryptomonas*, die vor allem von September bis Dezember Biomasseanteile > 20 % erreichten. Stark wechselnde Häufigkeiten zeigten die Chlorophyceen (*Coelastrum*, *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Pediastrum*) mit FM-Anteilen zwischen 7 % und 80 %, ihr Vorkommen fiel vor allem in die Zeit von April – Juli und Oktober 1994. Dinophyceen (*Ceratium*, cf. *Peridinium*) stellten nur im Sommer 1993 Biomasseanteile > 10 %. Im Vergleich zu Untersuchungen der Jahre 1983/1984 und 1988/1989 lässt sich eine Reduktion der Phytoplanktonbiomassen und Cyanobakterienanteile vor allem im Sommer bemerken, während sich das Artenspektrum dominanter Phytoplanktontaxa sowie ihr saisonales Verteilungsmuster nicht wesentlich geändert haben (Ripl *et al.* 1995).

Das Zooplankton wurde im Zeitraum Juni 1993 bis Oktober 1994 in beiden Seeteilen durch Crustaceen dominiert, die zeitweilig Biomasseanteile von 60 - 80 % erreichten. Calanoide und cyclopoide Copepoden bildeten im Sommer ihre Bestandsmaxima. Im Winter fehlten calanoide Copepoden z.T. vollständig. Die Phyllopoden setzten sich aus den Gattungen *Chydorus*, *Daphnia*, *Diaphanosoma*, *Bosmina*, *Eubosmina* und *Leptodora* zusammen. Die einzelnen Gattungen waren zu unterschiedlichen Jahreszeiten präsent. *Bosmina* trat hauptsächlich im Winter/Frühjahr auf, *Eubosmina* von Sommer bis Winter, *Diaphanosoma* nur im Sommer, *Chydorus* und *Daphnia* dagegen nahezu ganzjährig. Die räuberische Cladocere *Leptodora kindtii* erreichte im Kleinen Schwiellochsee mit max. 20 Ind./l im August 1993 hohe Abundanzen. In den Monaten März und April 1994 sanken die Anteile der Crustaceen, während Protozoen und Rotatorien mit 2,5 mg FG/l bzw. 1,5 mg FG/l ihre Bestandsmaxima ausbildeten. Von den mittleren FM-Anteilen im Untersuchungszeitraum entfielen bezogen auf den Großen/Kleinen Schwiellochsee 43,7 %/38,0 % auf Phyllopoden, 31,5 %/41,9 % auf Copepoden, 21,7 %/16,4 % auf Protozoen und nur 3,1 %/3,7 % auf Rotatorien. Die Protozoen wurden im wesentlichen von heterotrophen Nanoflagellaten und Ciliaten, die Rotatorien dagegen von den Gattungen *Keratella*, *Asplanchna*, *Polyarthra*, *Synchaeta* und *Pompholyx* repräsentiert (Ripl *et al.* 1995).

Im Weichsubstrat des Großen Schwiellochsees wurden Tubifiziden (*Limnodrilus hoffmeisteri* und *Potamothrix hammoniensis*) sowie von den Chironomiden die *Chironomus plumosus*-Gruppe, *Procladius* sp., *Dicrotendipes* sp. und *Polypedilum nubeculosum* nachgewiesen. Im Kleinen Schwiellochsee waren hingegen nur Vertreter der *Chironomus-plumosus*-Gruppe präsent. Die mittleren Biomassen der Chironomiden und Tubificiden variierten an verschiedenen Probestellen im Großen Schwiellochsee, wobei die höchsten im März 1994 im mittleren Seeteil mit 10,4 g FG/m<sup>2</sup> bzw. 12,6 g FG/m<sup>2</sup> und die geringsten im nördlichen Seeteil mit 4,0 g FG/m<sup>2</sup> bzw. 2,5 g FG/m<sup>2</sup> ermittelt wurden. Im Kleinen Schwiellochsee lag die Chironomiden-Biomasse bei 8,1 g FG/m<sup>2</sup>. Die nachgewiesenen Taxa sind weit verbreitet und charakteristisch für Faulschlammsedimente (Ripl *et al.* 1995).

Nach Angaben des Berufsfischers besteht der Fischbestand im Schwiellochsee überwiegend aus Blei (*Abramis brama*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*). Die Fangerträge für den Zander liegen bei ca. 3 t/a und sind ohne Besatzmaßnahmen

seit Jahren zu halten (Ripl *et al.* 1995). Des weiteren sind Barsch, Karpfen, Aal, Hecht, Plötze, Rotfeder, Schleie, Quappe und Wels im Gewässer anzutreffen.

#### 1.27.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Schwielochsee und seine Umgebung haben traditionell eine große Bedeutung als Urlaubs- und Naherholungsgebiet. Von wenigen Bereichen abgesehen liegen zahlreiche Campingplätze und Ferienhaussiedlungen am See, deren Abwässer weiterhin über abflusslose Sammelgruben entsorgt werden. Gewässerexterne und interne Sanierungsmaßnahmen sehen die Steigerung des Stoffrückhaltes auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, die Einrichtung bzw. Wiederherstellung von Feuchtgebieten an den Unterläufen der 3 den Zufluss bestimmenden Fließe, die Dämpfung der seeinternen Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten durch Einbringung von Eisen sowie eine Nitratbehandlung zur Steigerung des bakteriellen Abbaus der Faulschlammsedimente im Kleinen Schwielochsee vor (Koppelmeyer *et al.* 1997). Erst Ende 1994 wurden Ringleitungen im südlichen, westlichen sowie östlichen Bereich des Schwielochsees fertiggestellt, so dass die Abwässer gesammelt, in den Kläranlagen bei Trebatsch und Friedland gereinigt und unterhalb des Schwielochsees verbracht werden konnten. Die Ortschaften Lieberose und Jamlitz waren auch zu diesem Zeitpunkt nicht an die Ringkanalisation angeschlossen. Für die zahlreichen Ferienhaussiedlungen bestand ebenfalls noch keine Entsorgungslösung. Die landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebietes basierte in der DDR auf großflächigen Pflanzenproduktionsbetrieben in Friedland, Schadow sowie Trebatsch, in deren Gebiet mehrere Tierproduktions- und Mastbetriebe angesiedelt waren. Die anfallende Gülle wurde in Sammelbecken zwischengelagert und in Absprache mit der Kreisverwaltung zu vorgegebenen Zeiten auf bestimmte Flächen ausgebracht (Flächenbedarf für die Ausbringung der Gülle im Bereich der LPG Friedland ca. 55 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche). Auch nach 1989 erfolgte die landwirtschaftliche Nutzung am Schwielochsee durch große, auf Milchviehhaltung bzw. Fleischproduktion spezialisierte Agrargenossenschaften bei Pieskow, Klein-Muckrow und Trebatsch. Als weitere Belastungsquelle sind die zahlreichen teils natürlichen, teils künstlich angelegten fischereilich genutzten Seen und Teiche (u.a. im Einzugsgebiet der Zuflüsse Friedländer Fließ und Pieskower Torfgraben) zu nennen (Ripl *et al.* 1995).

Neben der vielfältigen Nutzung des Gewässers durch Erholungssuchende dient der Schwielochsee auch der Wasserwirtschaft als Stauraum bei Hochwasser und zur Stützung des Spreeabflusses bei Niedrigwasser.

## 1.28 Schwielowsee

### 1.28.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Schwielowsee befindet sich ca. 11 km südwestlich der Stadt Potsdam, im Süden an die Gemeinde Ferch (Landkreis Potsdam-Mittelmark) grenzend. Seiner Entstehung nach entspricht das Gewässer einem Rinnenbeckensee. Dies sind Hohlformen, die durch Schmelzwasser entstanden sind. Das Wasser stürzte durch Gletscherspalten in die Tiefe und suchte sich seinen Weg unter dem Eis in Richtung der Gletschertore. Durch den enormen hydrostatischen Druck wurden tiefe Rinnen in das Eis und das darunter liegende Gestein geschürft, sogenannte Tunneltäler. Der nördliche Bereich des Schwielowsees wird von Osten nach Westen von der aus dem Templiner See kommenden und in den Großen Zernsee führenden Havel durchflossen. Mit dem Schwielowsee findet die Havel bei Potsdam ihre südlichste Ausbuchtung, bevor sie sich in großem Bogen nach Westen wendet.

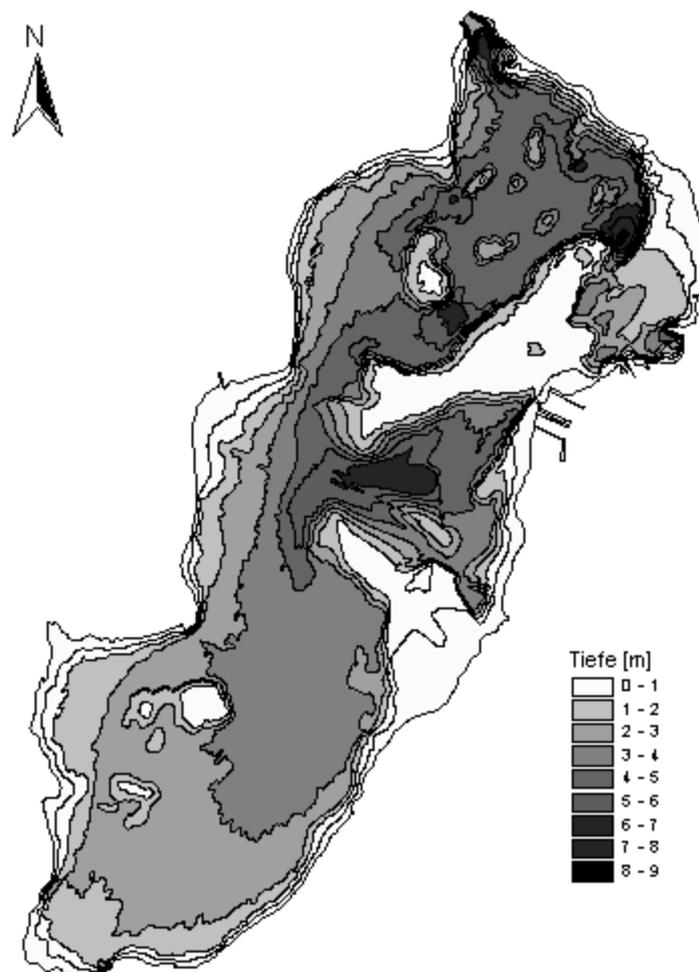


Abb. 53: Tiefenlinien des Schwielowsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

### 1.28.2 Topographie und Morphometrie

Der sich in Südwest-Nordost-Richtung erstreckende Schwielowsee stellt mit einer Fläche von 7,86 km<sup>2</sup> den größten Havelsee dar. Trotz einer maximalen Tiefe von immerhin 9,1 m weist er im Mittel nur eine Tiefe von 2,8 m auf (Tab. 56). Die

gesamte Südhälfte ist mit maximal 4 m eher flach, während die Nordhälfte bei insgesamt unregelmäßigen Tiefenverhältnissen stellenweise 7 m und im äußersten Nordosten gar 9 m erreicht (Abb. 53). Ein Tiefengradient von kleiner 1,5 weist den Schwielowsee als nicht stabil geschichtet aus.

Tab. 56: Topographie und Morphometrie des Schwielowsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
22,17	7,86	9,1	2,8	5425	2025	1,8	1,1	8,4	0,01

### 1.28.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Das ungeschichtete Gewässer wies zwischen April und Oktober des Untersuchungsjahres 2001 einen mittleren pH-Wert von 8,5 sowie eine elektrische Leitfähigkeit von 760 µS/cm auf (Tab. 57). Entsprechend ist der Schwielowsee chemisch als schwach alkalisch und gut mineralisiert einzustufen. Messungen der trophierelevanten Parameter im entsprechenden Zeitraum ergaben Daten, die das Gewässer nach (LAWA 1998) als hoch polytroph (p2) charakterisieren. So betrug die durchschnittliche Sichttiefe nur 0,8 m und erreichte damit im Vergleich einen ähnlich niedrigen Wert wie bereits 1995. Hinsichtlich Gesamtphosphor nahmen die Konzentrationen deutlich zu (Abb. 54). Lag der Mittelwert der Vegetationsperiode von April bis Oktober 1995 noch bei ca. 180 µg/l, wurden 2001 bereits 366 µg/l ermittelt. Die Gesamtstickstoffkonzentrationen gestalten sich dagegen eher rückläufig, so dass Stickstoff im Schwielowsee aktuell den limitierenden Faktor des Phytoplanktonwachstums darstellen könnte (molar N:P < 7). Das Vegetationsmittel des Parameters Chlorophyll a lag im Jahr 2001 bei 63,4 µg/l und damit nur geringfügig unter dem Wert des Jahres 1995.

Für den Schwielowsee ergibt sich als morphometrischer Referenztrophiegrad nach (LAWA 1998) schwache Eutrophie (e1). Dieser gilt als Anhaltspunkt für den natürlichen Trophiegrad des Gewässers, welches in seinem Stoffhaushalt stark von der es durchfließenden Havel beeinflusst wird.

Tab. 57: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,5	760	63,4	0,8	1,5	366	82,3

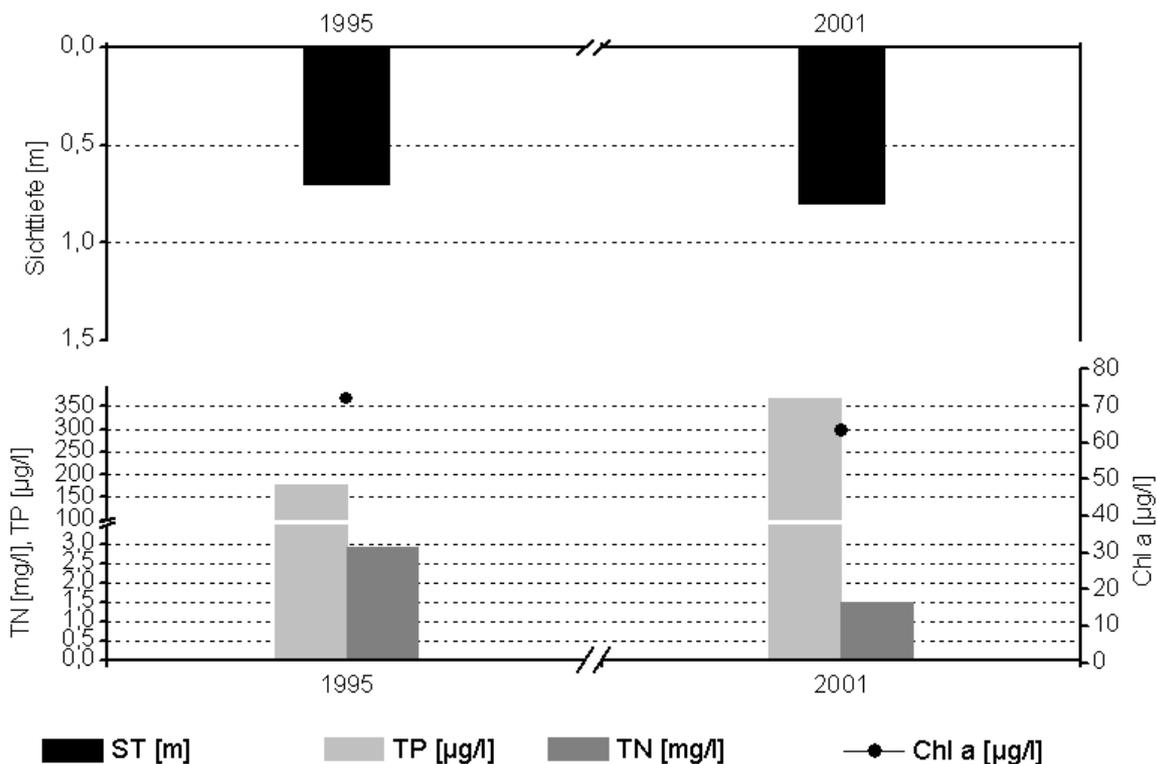


Abb. 54: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Schwielowsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002)

#### 1.28.4 Flora und Fauna

Der Schwielowsee hat mit Ausnahme der unmittelbar angrenzenden Ortschaften weitgehend naturnahe Uferbereiche mit gut ausgebildetem Röhrichtsaum.

Phytoplanktondaten liegen für März – August 2001 vor (Nixdorf & Mischke 2002). Das Gesamtbiovolumen zeigte ein Maximum von 14,9 mm<sup>3</sup>/l im März. Zu diesem Zeitpunkt dominierte der Dinoflagellat *Peridinium aciculiferum* mit einem Anteil von 76 % das Phytoplankton. Im Mai hatten Cyanobakterien einen Biovolumenanteil von ca. 50 %. Die dominanten Arten (Biovolumenanteil > 15 %) waren *Aphanizomenon flos-aquae* und *Pseudanabaena limnetica* sowie *Cryptomonas ovata* als Vertreter der Cryptophyceae. Die beiden Cyanobakterienarten trugen zu je 17 % zum Gesamtbiovolumen bei, der Anteil von *Cryptomonas ovata* lag bei 20 %. Weitere bedeutsame Anteile am Biovolumen entfielen außerdem auf die Cyanobakteriengattung *Planktothrix*, centrische Diatomeen sowie Chlorophyceen (v.a. *Oocystis sp.*, *Pediastrum biradiatum*, *P. duplex*, *Scenedesmus quadricauda* und *Coelastrum astroideum*). Im Juni und vor allem Juli bildete jeweils die Diatomeenart *Alaucoseira granulata* die größten Biovolumina mit Anteilen von 49 % bzw. 68 %, daneben ist im Juni auch *Cryptomonas erosa/ovata* als dominante Art mit einem Biovolumenanteil von 19 % zu nennen (Daten des LUA Brandenburg, 2002). Im Juli waren außerdem centrische Diatomeen, *Cryptomonas erosa/ovata*, *Gymnodinium sp.* (Dinophyceen) und die Cyanobakterienart *Microcystis flos-aquae* sowie *Microcystis sp.* im Vergleich zu anderen Arten stärkere Biovolumenbildner.

Die Fischfauna wird vor allem durch Weißfischarten wie Blei, Plötze und Güster dominiert; es kommen aber auch Aal, Flussbarsch, Zander und Hecht vor.

#### 1.28.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die Bedeutung des Schwielowsees für die Schifffahrt ist eher gering, dagegen für die Fischerei, den Natur- und Landschaftsschutz sowie die Freizeit- und Erholungsnutzung hoch. Der See ist bei Anglern, Wassersportlern und Badefreunden gleichermaßen beliebt. Nahe Caputh und Ferch befinden sich Campingplätze mit Badestellen, die in den Sommermonaten oft bis an ihre Kapazitätsgrenzen gefüllt sind.

Das Gewässer wird in seinem Stoffhaushalt stark von der es durchfließenden Havel beeinflusst. Die Havel, insbesondere die Potsdamer Havel, weist trotz Schließung verschiedener Industriestandorte und besserer Abwasserreinigung eine nur unzureichende Wasserqualität auf. Zu den Gründen zählen die unterhalb des Ballungsraums Berlin nach wie vor vorhandenen hohen Nährstoffkonzentrationen sowie der Einfluss übersättigter Havelsedimente. Weitere Belastungen aus der Land- und Siedlungswasserwirtschaft stammen aus den Fläminggewässern wie Nuthe, Plane und Buckau, sowie den nördlichen Zuflüssen von Dosse, Jäglitz und Rhin. Die in Berlin ergriffenen Maßnahmen, wie zum Beispiel weitergehende Abwasserreinigung in den Klärwerken Ruhleben und Marienfelde sowie der Bau von Mischwasser-Rückhaltebecken und Regenwasservorreinigungsanlagen, haben zu einer Stabilisierung der Gewässergütesituation des Teltowkanals und damit des Haupteinflusses auf die Potsdamer Havel geführt. Das deutliche Absinken der Phosphatfrachten in den Berliner Gewässern verringerte auch den Eintrag in die Potsdamer Gewässer, in denen aber bisher keine nachhaltigen Verbesserungen eingetreten sind, weil dieses durch Rücklöseprozesse aus dem Sediment kompensiert wird (Ministerium für Landwirtschaft & Hellwig 2003).

## 1.29 Springsee

### 1.29.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Springsee liegt nahe Limsdorf in einem der wasserreichsten Kreise Brandenburgs (Landkreis Oder-Spree) und bildet ein Glied der Glubigseenkette zwischen dem Melangsee und dem Großen Glubigsee. Die oberflächlichen, geologischen Bildungen des Gebietes gehören vorwiegend dem Holozän (Flugsand und humose Bildungen) sowie Pleistozän (Geschiebemergel, -sande und -kiese) an, in geringem Maße auch dem Tertiär, erkennbar an Schichten der märkischen Braunkohlebildung des Miozäns (Müller 1952). Der Springsee ist während des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit entstanden und befindet sich südlich des Berliner Urstromtals am Rande der südlichen märkischen Hochfläche. Das Tal der Glubigseenkette stellt eine für das Gebiet typische Schmelzwasserrinne dar, die sich von Süd nach Nord gerichtet (Fließrichtung) in die Beeskower Hochfläche einkerbt. Das Einzugsgebiet des Springsees ist 11,6 km<sup>2</sup> groß und setzt sich aus ca. 88 % Waldfläche (inklusive Feuchtgebiete), ca. 2 % Ackerland und ca. 10 % Wohnfläche zusammen (Kalbe 1993). Seinen Oberflächenzufluss erhält das Gewässer über das Melangfließ im Süden sowie über eisenhaltige Quellen in der Nähe des Ostufers. Die Entwässerung erfolgt über das Springfließ in Richtung Großer Glubigsee.

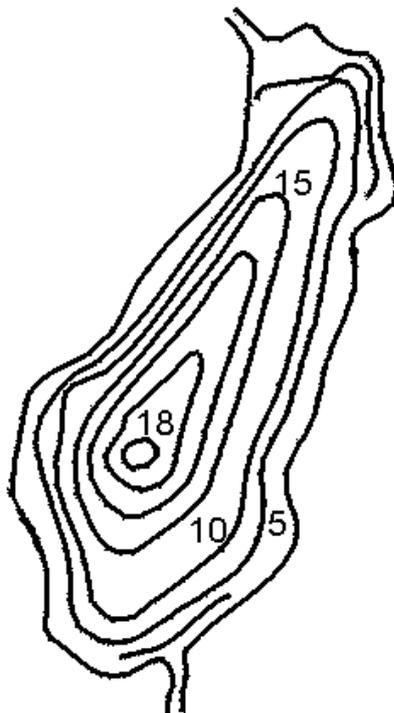


Abb. 55: Tiefenlinien des Springsees (Deneke 1996)

### 1.29.2 Topographie und Morphometrie

Der See erstreckt sich in seiner Längsausdehnung von Norden nach Süden, wobei er eine Tropfenform beschreibt (Abb. 55). Die Ufer fallen allseitig allmählich auf maximal 18 m Tiefe ab (Tab. 58), welche mittig leicht nach Südwesten verschoben erreicht wird. Entsprechend gestaltet sich das Westufer am steilsten. Der Tiefengradient von 2,8 weist auf eine stabile Schichtung des Gewässers hin (Tab. 58).

Tab. 58: Topographie und Morphometrie des Springsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
5,86	0,59	18,0	10,0	2380	548	1,3	2,8	6,5	1,1

### 1.29.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Beim Springsee handelt es sich um ein tiefes, dimiktisches Gewässer mit einem ausgeprägten anaeroben Hypolimnion schon ab Mitte Mai bis Juni, H<sub>2</sub>S-Entwicklung sowie beträchtlicher Phosphor-Freisetzung aus den Sedimenten. Die Grenzschicht zwischen Meta- und Hypolimnion lag im Verlauf der letzten Jahre in einer Tiefe von ca. 7,0 m, die Sauerstoffsättigungsschicht bei ca. 3,0 m. In der darunter liegenden Wassersäule betrug die Sauerstoffkonzentration während der Sommerstagnation nur noch  $\leq 2,3$  mg/l (Nixdorf *et al.* 1995). Für die mittlere, benthische Phosphor-Freisetzungsrates (1994-1996) wird ein Wert von  $(1,36 \pm 0,26)$  mg/(m<sup>2</sup> d) angegeben, während die Netto-Phosphor-Freisetzung über 70 Tage während der Sommerstagnation einem Wert von  $(0,062 \pm 0,019)$  g/(m<sup>2</sup> a) entsprach. Die interne Phosphor-Last (0,036 t P/a) hatte damit einen Anteil von 7,1 % an der gesamten externen Phosphor-Last (0,510 t P/a) (Kleeberg & Lippert 1997). Hinsichtlich der Schwefelwasserstoffentwicklung wurden bereits Werte von bis zu 2,2 mg/l erreicht (Rücker 1997). Die Klassifikation des Ist-Zustandes der Trophie ergab für die Vegetationsperioden 1994 - 1997 hohe Eutrophie (e2) (Deneke 1997), während die relevanten Parameter des Jahres 2000 den Springsee nach LAWA (1998) als schwach eutroph (e1) charakterisieren (Tab. 59). Im Vergleich der Zeiträume 1994 – 1997 sowie 1998 – 2000 haben die Vegetationsmittel der Chlorophyll a-Konzentration von 35 µg/l auf 24 µg/l abgenommen und die Vegetationsmittel der Sichttiefe entsprechend von 1,0 m auf 1,4 m zugenommen (Abb. 56) (Deneke *et al.* 2001). Die starke Abnahme der mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen nach 1997 scheint dabei in keinem Zusammenhang mit den mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen zu stehen, die nach 1996 nur vorübergehend einen geringen Rückgang zeigen. Chlorophyll a-Werte von  $< 20$  µg/l wurden bei im Vergleich zu 1999/2000 leicht höheren Gesamtphosphorkonzentrationen ( $> 60$  µg/l) bereits 1992 nachgewiesen. Als potentiell natürlicher Trophiezustand ergibt sich für den Springsee anhand der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient Mesotrophie.

Tab. 59: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,8	347	20,4	1,7	0,8	57,4	63,9

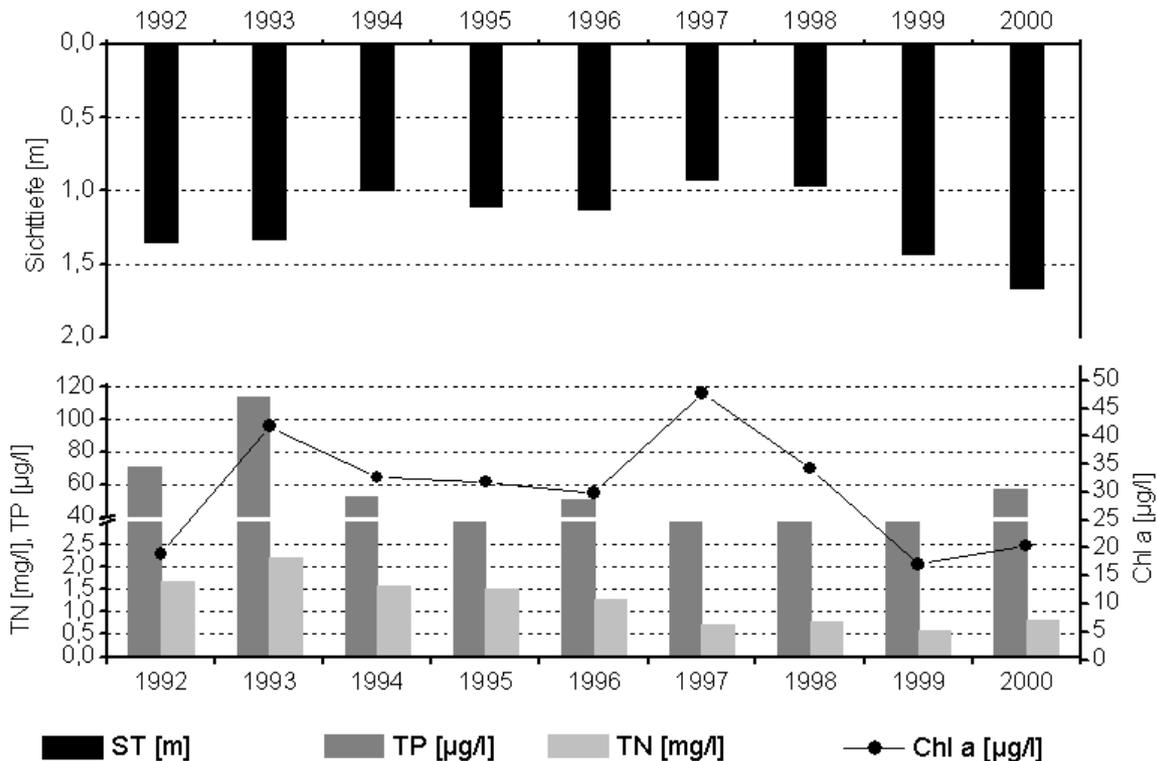


Abb. 56: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Springsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

#### 1.29.4 Flora und Fauna

Im Frühjahr hatten die Diatomeen mit *Diatoma* als dominanter Gattung entscheidende Anteile an der Gesamtbiomasse (62 % im Jahr 1994), daneben kamen auch Cyanobakterien vor (Nixdorf *et al.* 1995). Im Sommer wird das Phytoplankton des Springsees regelmäßig von fädigen Cyanobakterien dominiert. In den Jahren 1993–1995 herrschten ebenso wie heute Arten der Gattung *Pseudanabaena* vor, aber auch *Aphanizomenon gracile* und *Limnothrix planctonica* sind als weitere Cyanobakterienarten zu nennen. Im Juli 1999 waren neben den Cyanobakterien einzellige Peridineen zahlreich, wodurch der sommerliche Anteil von Dinophyceen an der Gesamtbiomasse mit 32 % deutlich höher als in den früheren Jahren (5–15 %) ausfiel. Der Springsee gehört damit zur Gruppe derjenigen Seen des Scharmützelseeengebietes, die bisher trotz einer leichten Abnahme der Gesamtposphorkonzentrationen keine Änderung in der Algenzusammensetzung zeigten (Mischke & Rücker 2001).

Die Artenvielfalt des Zooplanktons war in den Jahren 1993 und 1994 mit 36 Arten sehr gering, wobei insbesondere die geringe Anzahl von Cladocerenarten (6) auffiel. Die relativ geringe Zooplanktonbiomasse von maximal 0,2 mg/l wurde von 6 verschiedenen Cyclopoidenarten, insbesondere *Cyclops vicinus* und *Cyclops abyssorum*, sowie von *Daphnia cucullata* beherrscht (Nixdorf *et al.* 1995).

#### 1.29.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Im Gebiet der Glubigseenkette zwischen Wendisch-Rietz und Limsdorf finden Angler Karpfen, Aale, Hechte, Zander, Schleie und Barsche. Speziell der Springsee ist des Weiteren für Wasserwanderer idealer Start- und Zielpunkt. Von hier aus besteht die Verbindung zum Spreewald oder bis zur Museumsinsel nach Berlin. Das Gewässer wird auch von Badefreunden genutzt. Zwei große Zeltplätze am Ost- und Südufer nehmen fast zwei Drittel der Uferlinie in Anspruch (Kalbe 1993).

Die relativ hohe Trophiestufe des Sees steht in Zusammenhang mit der hohen externen Nährstoffbelastung im Einzugsgebiet bis 1990. Die sich abzeichnende Trophieverringeringung kann als Folge der Zentralisierung der Abwasserbehandlung, der Modernisierung von Kläranlagen, des Rückgangs der Landwirtschaft und der Beendigung von Fischintensivhaltungen im Scharmützelseegebiet nach 1990 gedeutet werden.

## 1.30 Stienitzsee

### 1.30.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Stienitzsee befindet sich östlich von Berlin, ca. 3 km nördlich von Rüdersdorf (Landkreis Märkisch-Oderland) und ist Teil einer weichseleiszeitlichen Rinnenseekette, bestehend aus Gamengrund, Straussee, Stienitzsee, Kalksee und Flakensee. Er ist im südlichen Bereich des Barnim-Plateaus gelegen, welches direkt an das Warschau-Berliner Urstromtal angrenzt und dessen Oberfläche vorherrschend durch Grund- und Endmoränen sowie Schmelzwasserschüttungen (Sander) des Brandenburger Stadiums der Weichselvereisung gebildet wird. Aus subglazialen Entwässerungsbahnen entstanden die heutigen Rinnenseeketten. Im Rinnental dominieren Wechselfolgen von fein-, mittel- und grobkörnigen Sanden mit schwach kiesigen bis kiesigen Lagen. Bei Rüdersdorf existiert eine Hochlage des prätertiären Untergrundes, die durch Halokinese von Zechsteinsalzen an der Potsdam-Buckower Störungszone entstanden ist, so dass Muschelkalk und oberer Buntsandstein an der heutigen Geländeoberfläche anstehen (Cepek 1995). Die Gesteine des Muschelkalks sind seit Jahrhunderten Ziel des Bergbaus. Zuflüsse erhält der Stienitzsee aus nördlicher Richtung, wie beispielsweise aus dem Straussee, welcher über den Herrensee in den Stienitzsee entwässert. Sein Hauptabfluss liegt im Süden und führt über das Mühlenfließ in den Hohlen See und weiter via Stolpkanal in den Kalksee. Die Ostseite des Gewässers ist großteils besiedelt / bebaut, die Westseite bewaldet.

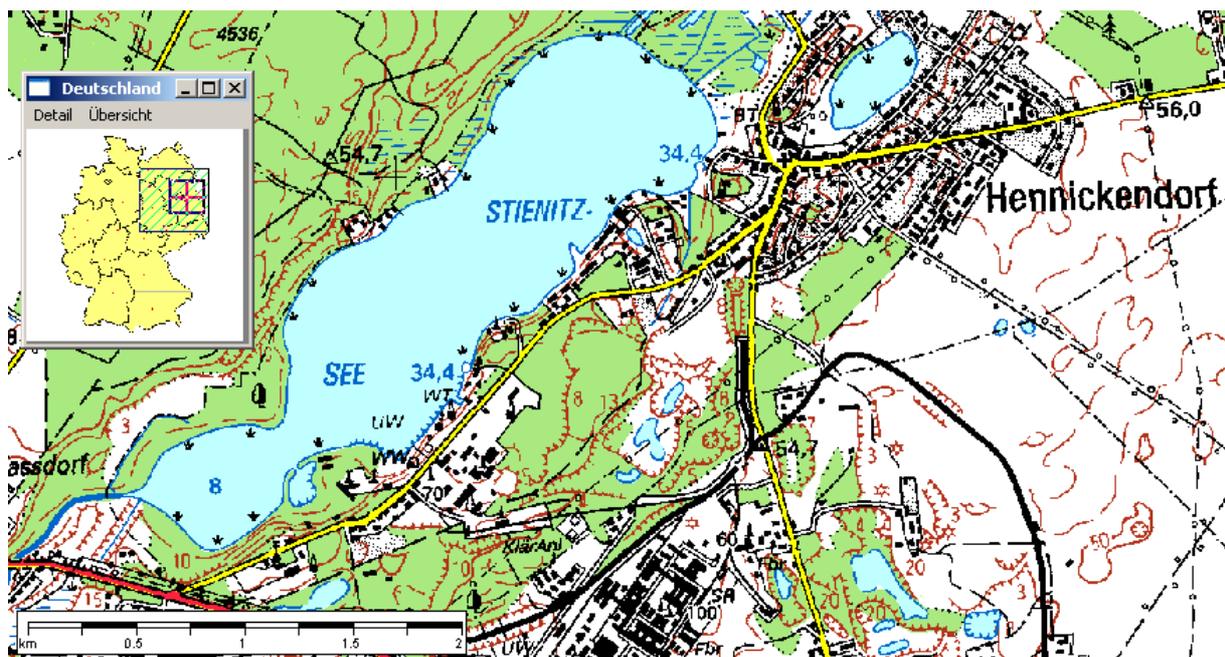


Abb. 57: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.30.2 Topographie und Morphometrie

Das Gewässer erstreckt sich in seiner Längsausdehnung von Nordosten nach Südwesten (Abb. 57). Es handelt sich um einen schmalen See, worauf sein Längen-Breiten Verhältnis hinweist. Durch eine Einengung im südwestlichen Bereich unterteilt sich der Stienitzsee in zwei Becken, wobei im größeren nördlich gelegeneren Teil die maximale Tiefe des Gewässers von 14,5 m erreicht wird (Tab. 60).

Tab. 60: Topographie und Morphometrie des Stienitzsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
14,05	2,12	14,5	6,6	3160	900	1,9	2,1	7,1	1,0

### 1.30.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Ein Tiefengradient von 2,1 weist den Stienitzsee als zumindest im Sommer thermisch stabil geschichtetes Gewässer aus. Der See wurde im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 1993 durch ein pH-Mittel von 8,6 sowie einen Leitfähigkeitsmittelwert von 565 µS/cm charakterisiert (Tab. 61). Chemisch ist der Stienitzsee demnach als schwach alkalisch und mäßig mineralisiert einzustufen. Die trophisch relevanten Parameter des Jahres 1993 entsprachen nach (LAWA 1998) schwach eutrophen (e1) Verhältnissen. Gesamtphosphor wurde im Vegetationsmittel mit 59,4 µg/l bestimmt und die durchschnittliche Gesamtstickstoffkonzentration betrug 1,6 mg/l. Dieses Nährstoffangebot führte zu einer Planktonproduktion von 19 µg Chl a/l, die wiederum eine mäßige Transparenz (2,1 m) des Stienitzseewassers nach sich zog. Es ist von einer Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit durch die Rüdersdorfer Kalk- und Zementwerke sowie die Düngemittelproduktion eines Chemiewerkes im Industriegebiet Rüdersdorf auszugehen. Inwieweit Modernisierungsmaßnahmen nach 1990 das Werk betreffend auch zu einer positiven Beschaffenheitsentwicklung des Stienitzseewassers geführt haben, ist auf Grundlage des vorliegenden Datenmaterials nicht zu klären. Die den See zu Erholungszwecken Nutzenden berichten allerdings aktuell von einer Zustandsverbesserung der Luft, des Wassers und der Natur. Als potentiell natürlicher Trophiegrad ergibt sich für das Gewässer Mesotrophie.

Tab. 61: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1993 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 1993) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,6	565	19,0	2,1	1,6	59,4	77,0

### 1.30.4 Nutzung, anthropogener Einfluss

Rüdersdorf stand zu DDR-Zeiten für Zement und Schmutz mit entsprechenden Auswirkungen auf die Gewässer der näheren Umgebung. Die Staubemission lag 1989 bei 14,4\*10<sup>3</sup> t/a, was zu einem Staubbiederschlag (Staubimmission) in der Gegend um Rüdersdorf von 2,0 bis 2,5 g/(m<sup>2</sup>\*d) führte. Das für den Betrieb des Zementwerkes (Kühl-, Brauch-, Trinkwasser) benötigte Wasser wurde zu 99 % aus dem Stienitzsee entnommen, in Kiesfiltern gereinigt und nach dem Durchlauf durch die Produktionsanlagen über die Regenwasserkanalisation wieder in das Gewässer eingeleitet. Dies bedingte eine Wasserentnahme in der Größenordnung von ca. 3 Mio. m<sup>3</sup> jährlich und führte zu einer Einleitmenge in der Größenordnung von etwa 2,5 Mio. m<sup>3</sup>. Darin ist das Regenwasser enthalten, das ungereinigt in den See abgegeben wurde. Hinzu kam, dass in Havariefällen Wasserschadstoffe wie Öle mit dem Kühlwasserrücklauf direkt in den See gelangen konnten. Auffangvorrichtungen

für Öle waren nur unzureichend vorhanden. Nach 1990 unterlag das Werk Modernisierungsmaßnahmen, im Zuge derer man auch einen Kühlwasserkreislauf sowie ein Regenwasserrückhaltebecken installierte. Dadurch lag die Wasserentnahme aus dem See 2001 nur noch bei 300.000 m<sup>3</sup>/a und die Wassereinleitung bei 120.000 m<sup>3</sup>/a. Vor Rückführung in den See kann eventuell enthaltenes Havarieöl im Regenwasserrückhaltebecken registriert und sicher über eine Ölabsaugung oder in einem Öl- und Koaleszenzabscheider zurückgehalten werden. Die Staubemission des Werkes ging auf 90 t/a (2001) zurück und in den angrenzenden Ortschaften Hennickendorf sowie Herzfelde wurden noch Staubimmissionen von ca. 0,1 g/(m<sup>2</sup>\*d) gemessen (Rüdersdorfer Zement GmbH 2003).

Der Stienitzsee dient des weiteren der Naherholung und dem Tourismus. Die Rüdersdorfer Gewässer bilden zusammen mit der schiffbaren Löcknitz und dem Werl-, Petz- sowie Möllensee ein abwechslungsreiches Wassersportgebiet, welches für alle Bootstypen befahrbar ist. Am Nordwestufer des Stienitzsees befindet sich eine Strandwiese, es kann gebadet, geangelt und gesurft werden.

## 1.31 Straussee

### 1.31.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Straussee befindet sich ca. 30 km nordöstlich von Berlin auf der Ostbrandenburgischen Platte in der wald- und seenreichen Landschaft des östlichen Barnim im Bereich der Lattgrundrinne. Die Ostbrandenburgische Platte befindet sich zwischen dem Eberswalder und Berliner Urstromtal und ist durch das weichseleiszeitliche Schmelzwassertal des Roten Luches und der Stöbber in die Hochflächen des Barnim und des Lebus geteilt. Die Rinne des Lattgrundes verläuft vom Hochbarnim über den Niederbarnim bis in das Berliner Tal und beinhaltet zahlreiche Seen. Den mittleren Teil der Lattgrundrinne füllen der Straussee und Niederungsbereiche, die vom Bäcker- und Mühlenfließ durchflossen werden.

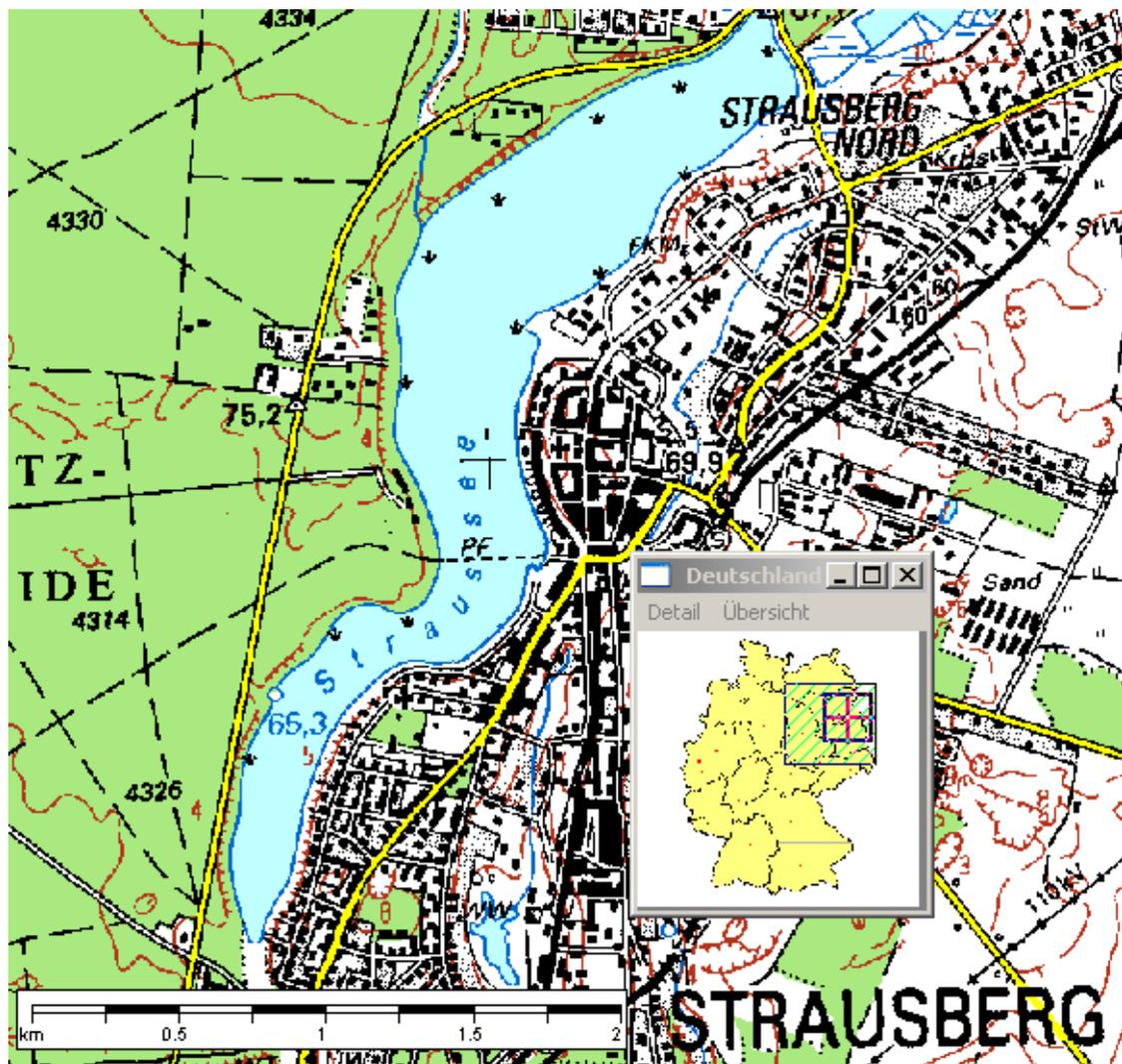


Abb. 58: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

Der Abfluss des Straussee erfolgt über den Herrensee zum Stienitzsee, der im unteren Bereich des Lattgrundes liegt. Das starke Gefälle des Talzuges wurde früher für den Betrieb zahlreicher Wassermühlen ausgenutzt. Der Straussee ist seiner Entstehung nach als typischer Rinnensee anzusehen. Im Gebiet dominieren sandige Lehm- und Sandböden. Das Grundwassereinzugsgebiet des Straussees erstreckt sich über ca. 73 km<sup>2</sup> hauptsächlich in nord-/östlicher Richtung und nimmt Teile des

Barnims und Hochbarnims ein. Die Nutzungsanteile entfallen zu 63 % auf Wald, zu 31 % auf Ackerland, zu 3 % auf Siedlungsflächen und zu weiteren ca. 3 % auf Feuchtgebiete und freie Wasserflächen (Vietinghoff 1995). Die Entwässerung des Einzugsgebietes erfolgt vorrangig über das Grundwasser, da nur wenige oberflächliche Zuflüsse existieren, die im Sommer teilweise trockenfallen. Kleinere Zuflüsse sind das Grabenfließ, welches aus dem Bereich Schützensee/Klostersee kommend im Nordosten in den Straussee mündet, ein Graben, der an der Nordspitze des Sees mündet und die Kleine Babe, die im nordwestlichen Uferbereich mündet. Für die Zuflüsse liegen keine Durchflussmessungen vor. Der oberirdische Abfluss erfolgt über das Annafließ und das Hegermühlenfließ zur Spree (Vietinghoff 1997).

### 1.31.2 Topographie und Morphometrie

Der See weist ein relativ einfach strukturiertes, wannenförmiges Becken auf. Er erstreckt sich in seiner Längsausdehnung von Nordost nach Südwest und gehört unter Bezug auf sein Längen/Breiten-Verhältnis zu den schmalen Gewässern Brandenburgs (Abb. 58). Im Längsverlauf zeigen sich mehrere, knickartige Biegungen. Der Staussee erreicht eine maximale Tiefe von ca. 20 m und ist stabil geschichtet, worauf der Tiefengradient mit einem Wert von 3,2 hinweist (Tab. 62).

Tab. 62: Topographie und Morphometrie des Straussees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
13,48	1,36	20,0	9,9	2000	630	2,1	3,2	6,3	1,6

### 1.31.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der See zeigt im Sommer eine stabile, thermische Schichtung. Vollzirkulationen scheinen dagegen nicht immer gegeben zu sein. So stellte die winterliche Vollzirkulation im Januar des Jahres 1993 aufgrund stürmischer Wetterverhältnisse eine Besonderheit innerhalb des Untersuchungszeitraumes 1992 – 1995 dar. Während der sommerlichen Stagnationsphase kommt es im Hypolimnion zur Sauerstoffzehrung, die ab Juli zu sauerstofffreien Verhältnissen ab 10 m Tiefe führt. Die Sauerstoffzehrung im Meta- und Hypolimnion betrug im Juli 1994 0,065 mg/(cm<sup>2</sup> d) und im Juli 1995 0,077 mg/(cm<sup>2</sup> d). Die frühjährlichen Gesamtphosphorkonzentrationen der Jahre 1993 und 1995 lagen bei jeweils 60 µg/l, diese stiegen dann bis Ende August 1993 im Tiefenwasser auf 273 µg/l an. Die Nitratkonzentrationen nahmen im Sommer 1995 auf 0,01 mg NO<sub>3</sub>-N/l ab und die Ammoniumwerte bewegten sich zwischen hohen 0,23 - 0,12 mg NH<sub>4</sub>-N/l. Einzelne Messungen in den Monaten Juni - August 1993 – 1994 ergaben gemittelt jeweils Chlorophyll a-Konzentrationen von 7,5 µg/l, während die Sichttiefen in dieser Zeit bei 3,75 m (1994) und 3,10 m (1995) lagen. Minimale Sichttiefen wurden zur Zeit der frühjährlichen Vollzirkulation, maximale Sichttiefen dagegen zum Ende der sommerlichen Stagnation beobachtet (Vietinghoff 1997). Insgesamt dürfte sich der Straussee Mitte der 1990er Jahre in einem hoch produktiven Zustand befunden haben, worauf auch das Vorkommen der Fadengrünalge *Cladophora sp.* sowie Hornblatt-Schwebematten hinweisen. Eine aktuelle bzw. definitive Trophieaussage ist aufgrund fehlenden Datenmaterials nicht möglich. Als trophischer Referenzzustand ergibt sich auf Grundlage der morphometrischen Parameter mittlere Tiefe und Tiefengradient Mesotrophie.

#### 1.31.4 Flora und Fauna

Die Makrophytenvegetation wurde durch Krüger untersucht (Krüger et al. 1992). Als Röhrichtbildner sind neben *Phragmites australis* die Arten *Typha angustifolia*, *Sparganium erectum* und *Acorus calamus* aufgeführt, die jedoch nur in einzelnen Transsekten vorhanden waren. Die untere Ausbreitungsgrenze der submersen Makrophyten lag maximal bei 6,0 m. Im Nordteil des Sees wurden *Nitellopsidetum obtusae*, *Potamogeton compressum*, *P. crispus*, *P. gramineus*, *P. pectinatus*, *P. perfoliatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus circinatus*, *Elodea canadensis*, *Chara fragilis*, und *Ch. contraria* nachgewiesen. Im nordwestlichen Uferabschnitt existiert eine Hornblatt-Gesellschaft bestehend aus *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton perfoliatus* und *Ranunculus circinatus*. Im Nordteil des Sees kommen außerdem in flacheren Bereichen kleinere Bestände an *Nuphar lutea* vor. Charakteristisch ist das Auftreten von *Cladophora sp.*, das Vorkommen dieser Fadengrünalge deutet ebenso wie Hornblatt-Schwebematten auf eu- bis polytrophe Verhältnisse hin (Vietinghoff 1997).

Die Phytoplanktonbiomassen waren im Zeitraum 1993 – 1995 gering (August 1993: 0,24 mg TM/l). Eine Frühjahrsprobe von 1993 war bei einem Gesamtbiovolumen von 1,7 mm<sup>3</sup>/l zu 70 % von Cryptophyceen mit der Hauptgattung *Rhodomonas* dominiert. Im Sommer 1993 überwogen dann Cyanobakterien mit den Hauptvertretern *Anabaena*, *Lyngbya* und *Microcystis incerta*, daneben traten auch Dinophyceen vorwiegend der Gattungen *Ceratium* und *Peridinium* auf. Diatomeen waren in allen Proben nur von untergeordneter Bedeutung, was möglicherweise durch die geringe Silikatzufuhr des relativ zuflussarmen Sees und die hohe Wasseraufenthaltszeit im Gewässer bedingt ist (Vietinghoff 1997).

Das Zooplankton wurde im März und Juli 1995 untersucht. Im Frühjahr lag die Gesamtbiomasse bei 0,32 mg TM/l und der Anteil der omnivoren, cyclopoiden Copepoden bei 70 %. 28 % entfielen auf calanoide Copepoden, entsprechend unterrepräsentiert waren zu dieser Zeit Cladoceren und Rotatorien sowie die juvenilen Stadien der Copepoden. Im Sommer dominierten dagegen bei einer insgesamt geringen Biomasse von 0,21 mg TM/l die Cladocereengattungen *Daphnia*, *Diaphanosoma* und *Bosmina* mit einem Biomasseanteil von zusammen 68 %. Der Anteil der cyclopoiden Copepoden lag bei 19 %, das weitere Zooplankton bestand überwiegend aus calanoiden Copepoden und Copepoden-Larvenstadien. In geringen Häufigkeiten und Biomassen traten die Rotatorienarten *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Kellicottia sp.*, *Gastropus sp.* und *Polyarthra sp.* auf. Vereinzelt wurden große Exemplare der Gattung *Asplancha* gefunden (Vietinghoff 1997).

Im Jahr 1992 wurden die folgenden Fischarten im See nachgewiesen (Krüger et al. 1992): Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri*), Hecht (*Esox lucius*), Flusssaal (*Anguilla anguilla*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Schleie (*Tinca tinca*), Plötze (*Rutilus rutilus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Güster (*Blicca bjoerkna*), Blei (*Abramis brama*), Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Zander (*Stizostedion lucioperca*) und Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*). Die Regenbogenforellen wurden durch Forellenzucht eingeschleppt und die Graskarpfen ausgesetzt.

#### 1.31.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Straussee dient der Erholungsnutzung vorrangig der Berliner Bevölkerung. Das Gewässer lädt zum Baden, Rudern, Angeln und Surfen ein. Am Ostufer (Strausberg) befindet sich ein Freibad inklusive Bootsverleih. Mit der einzigen elektrisch betriebenen Seilzugfähre Deutschlands kann man den Straussee in Strausberg überqueren und zum Ortsteil "Jenseits des Sees" gelangen. Des weiteren wird das Gewässer von Tauchern genutzt, wobei Tauchtiefen nur bis ca. 8 m interessant sind, da in größeren Tiefen der Grund nur aus Schlamm besteht. Der ortsansässige Tauchverein hat seine Basis am Ostufer ca. 0,75 km oberhalb der Fährverbindung.

Als Stadtsee, den der Straussee darstellt, führt ein großer Teil der Uferlinie direkt an Strausberg entlang. Dadurch wurde über viel Jahrzehnte der Zivilisationsmüll in den See entsorgt.

## 1.32 Tiefer See = Grubensee

### 1.32.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Tiefe See befindet sich in einem der wasserreichsten Kreise Brandenburgs (Landkreis Oder-Spree) nahe Limsdorf und bildet das Anfangsglied der Glubigseenkette. Die oberflächlichen, geologischen Bildungen des Gebietes gehören vorwiegend dem Holozän (Flugsand und humose Bildungen) sowie Pleistozän (Geschiebemergel, -sande und -kiese) an, in geringem Maße auch dem Tertiär, erkennbar an Schichten der märkischen Braunkohlebildung des Miozäns (Müller 1952). Das Gewässer ist während des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit entstanden und befindet sich südlich des Berliner Urstromtals am Rande der südlichen märkischen Hochfläche. Das Tal der Glubigseenkette stellt eine für das Gebiet typische Schmelzwasserrinne dar, die sich von Süd nach Nord gerichtet (Fließrichtung) in die Beeskower Hochfläche einkerbt. Der Tiefe See bildet den Quellsee dieser Kette und entwässert in den Melangsee.

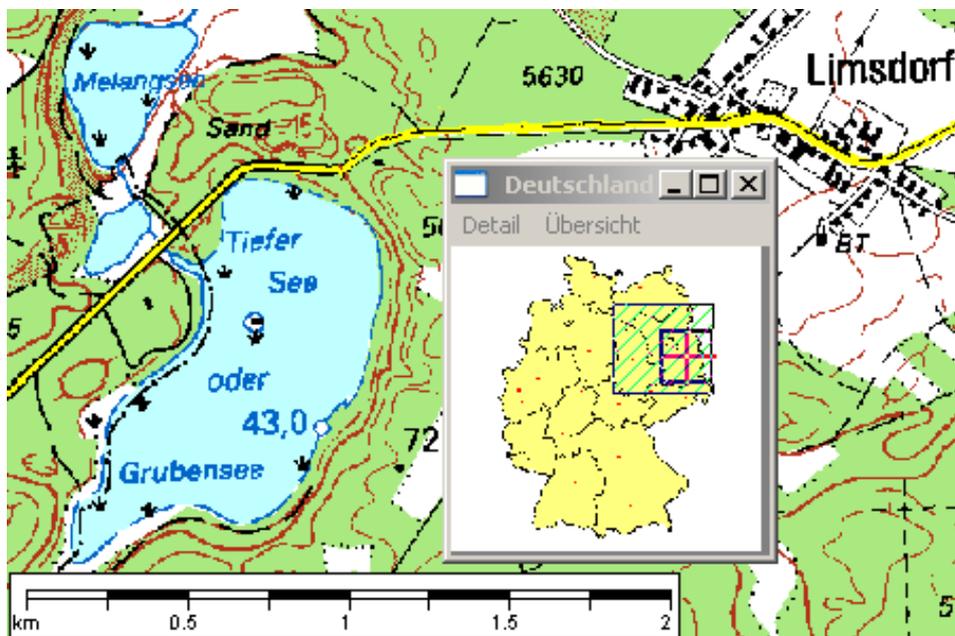


Abb. 59: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.32.2 Topographie und Morphometrie

Der sich in seiner Längsausdehnung von Südwest nach Nordost erstreckende Tiefe See erreicht bei einer Fläche von 61 ha eine beachtliche maximale Tiefe von 23,4 m (Tab. 63). Das im nördlichen Bereich ovale Gewässer läuft im äußersten Südwesten auf kurzer Strecke spitz aus und weist im unteren nördlichen Drittel eine Insellage auf. Sein Tiefengradient von deutlich  $> 1,5$  deutet auf eine stabile Schichtung des Wasserkörpers hin.

Tab. 63: Topographie und Morphometrie des Tiefen Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
7,02	0,61	23,4	11,6	1390	590	1,5	4,0	5,8	14,9

### 1.32.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Tiefe See ist ein dimiktisches Gewässer, zeigt also langanhaltende Phasen stabiler Schichtung während der Sommer- und Winterstagnation, wobei sich die Grenzschicht zwischen Meta- und Hypolimnion bei etwa 9 m befindet. Im Sommer lässt sich eine mäßige Aufzehrung der unteren, hypolimnischen Sauerstoffreserven beobachten. Die Sauerstoff-Kompensationszone lag bei ca. 8,5 m, eine Sauerstoff-Untersättigung in der gesamten Wassersäule wurde ab September beobachtet (Nixdorf *et al.* 1995). Während der Sommerstagnation kam es in vorangegangenen Jahren zur Schwefelwasserstoffentwicklung, deren Werte bis 1,0 mg/l über Grund betragen (Rücker 1997). Für die mittlere, benthische Phosphor-Freisetzungsrate (1994 - 1996) wird ein Wert von  $(0,35 \pm 0,10)$  mg/(m<sup>2</sup> d) angegeben, während die Netto-Phosphor-Freisetzung über 70 Tage während der Sommerstagnation einem Wert von  $(0,016 \pm 0,005)$  g/(m<sup>2</sup> a) entspricht. Die interne Phosphor-Last (0,010 t P/a) hat damit einen Anteil von 22,2 % an der gesamten externen Phosphor-Last (0,045 t P/a) (Kleeberg & Lippert 1997).

Tab. 64: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).

pH-Wert [-]	Leitf. [ $\mu$ S/cm]	Chl a [ $\mu$ g/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [ $\mu$ g/l]	TP <sub>Früh</sub> [ $\mu$ g/l]
8,3	535	2,29	6,1	0,5	47,1	19,3

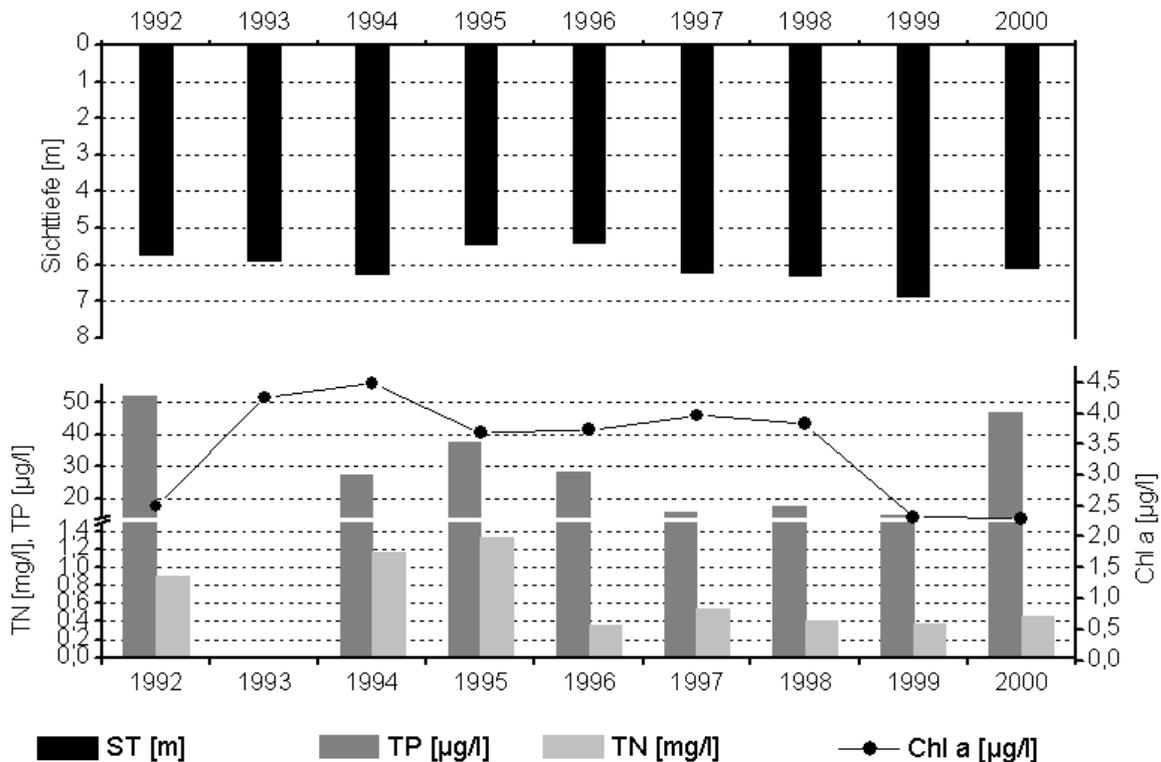


Abb. 60: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Tiefen See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

Die Sauerstoffzehrung erreichte im Jahr 2000 Werte von 0,47 mg/(l d) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001). Die Klassifikation des Ist-Zustandes der Trophie ergab in den vergangenen Jahren mesotrophe Verhältnisse, dem morphometrieabhängigen Referenzzustand entsprechend. Damit war der Tiefe See das einzige mesotrophe, stehende Gewässer der Scharmützelsee-region. Im Vergleich der Zeiträume 1994 – 1997 und 1998 – 2000 deutet sich sogar eine Trophieverminderung an. So verringerten sich die Vegetationsmittel der Gesamtphosphorkonzentration von 21 µg/l auf 17 µg/l und die der Chlorophyll a-Konzentration von 3,7 µg/l auf 2,9 µg/l, während sich die der Sichttiefe leicht von 5,9 m auf 6,3 m erhöhten (Abb. 60) (Deneke *et al.* 2001). Die trophierelevanten Parameter des Jahres 2000 (Tab. 64) ergeben aber nach dem LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) wiederum eine Zuordnung zum mesotrophen Trophiestatus. Ausschlaggebend hierfür dürfte der plötzliche Anstieg der mittleren Gesamtphosphorkonzentration im Jahr 2000 auf einen ähnlich hohen Wert wie 1992 sein.

#### 1.32.4 Flora und Fauna

Der See weist einen nahezu geschlossenen Schilfgürtel auf und submerse Makrophyten in dichten Beständen bis in 4 m Tiefe (Kalbe 1993).

Die Algenbiomasse war im Sommer 1993 im Tiefen See gering und wurde hauptsächlich von nanoplanktischen Arten und Diatomeen bestimmt. Im Frühjahr 1994 lag die Phytoplanktonbiomasse etwas höher, neben Diatomeen (*Synedra*, *Aulacoseira*), Nanoplankton und Dinophyceen waren auch Cyanobakterien mit einem Anteil von 14 % vertreten (Nixdorf *et al.* 1995). Die bedeutendste Cyanobakterienart war *Planktothrix rubescens*, die vorwiegend im Metalimnion eingeschichtet vorkam und im Winter sowie Frühjahr ihre Populationsmaxima erreichte. Der geringe Anteil der Cyanobakterien im Epilimnion setzte sich aus *Anabaena solitaria*, *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae* und *Limnothrix spp.* zusammen (Wiedner 1999). Seit 1997 wurde *Planktothrix rubescens* nicht mehr in den Winterproben nachgewiesen. Die sommerliche Algenbiomasse ist weiterhin mit Werten um 1 mg/l gering und setzt sich überwiegend aus Diatomeen und Dinoflagellaten zusammen, im Juni 1999 traten neben centrischen Diatomeen in gleichen Maßen kleinzellige Cryptophyceen (*Rhodomonas*) und koloniebildende Chlorophyceen der Gattungen *Eutetramorus*, *Oocystis* und *Willea* auf. Der See erreicht sein Chlorophyll- und Biomassemaximum stets im Frühjahr zur Zeit der Vollzirkulation. Zwischen Juni und August zeigen sich alljährlich lokale Chlorophyllmaxima im Bereich der Thermokline. Mikroskopische Auswertungen der Phytoplanktonzusammensetzung aus dieser Tiefe ergaben für die Jahre 1997 und 1998 eine vorwiegende Beteiligung von Dinophyceen. So hatte im Sommer 1997 *Ceratium hirundinella* einen Anteil von 92 % am Gesamtbiovolumen in 7 m Tiefe (Mischke & Rücker 2001).

Die Anzahl der Zooplanktonarten lag 1993/1994 bei 43, auffällig war jedoch die geringe Zooplanktonbiomasse von maximal 0,09 mg/l. Die Anzahl der Cladocerenarten überstieg mit 12 diejenige der Cyclopoiden mit nur 3 Arten. Als dominante Arten sind hier *Thermocyclops oithonoides* und *Polyarthra spp.* zu nennen. Auffällig war das Auftreten seltener Rotatorienarten wie *Ploesoma hudsoni* und *Argonotholca foliacea* (Nixdorf *et al.* 1995).

Im Fischbestand des Tiefen Sees sind u.a. Hechte, Plötzen, Döbel und Barsche zu finden.

#### 1.32.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Am Gewässer befinden sich ein Campingplatz und Badestellen, so dass es entsprechend von Erholungssuchenden zum Baden, Paddeln und Tauchen genutzt wird.

Die intensive Badenutzung des Tiefen Sees erweist sich trotz strenger Auflagen und Kontrollen als Belastungsquelle für den jetzigen Trophiezustand, der in Bezug auf die hypolimnische Sauerstoffzehrung, Schwefelwasserstoffentwicklung und benthische Phosphorfreisetzung als kritisch zu bewerten ist.

## 1.33 Unteruckersee

### 1.33.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Unteruckersee befindet sich nordöstlich von Berlin und grenzt im Norden an die Stadt Prenzlau (Landkreis Uckermark). Seiner Entstehung nach zählt er zu den schmalen Zungenbeckenseen, welche in unmittelbarer Nähe des ehemaligen Gletscherrandes und im Rückland der Endmoränen in den von den Gletschern während der Eiszeit ausgeschürften Hohlformen entstanden. Diese Seen können in Abhängigkeit von dem sie umgebenden Becken als rundliche oder auch als schmale Zungenbeckenseen vorgefunden werden. Der Hauptabfluss des Gewässers erfolgt über die Ucker im Norden des Sees, über die der Unteruckersee gleichzeitig auch seine Hauptzuflüsse erhält. Vom Oberuckersee kommend durchfließt die Ucker somit den Unteruckersee von Süden nach Norden. Dem Gewässer fließen des Weiteren der Dreescher Seegraben, der Schäfergraben sowie der Höftgraben zu. Sein Einzugsgebiet wird mit 371 km<sup>2</sup> angegeben. Die von der Eiszeit geprägte Landschaft wird vorwiegend landwirtschaftlich genutzt, zumal sie über gute Böden für den Weizen- und Zuckerrübenanbau verfügt.

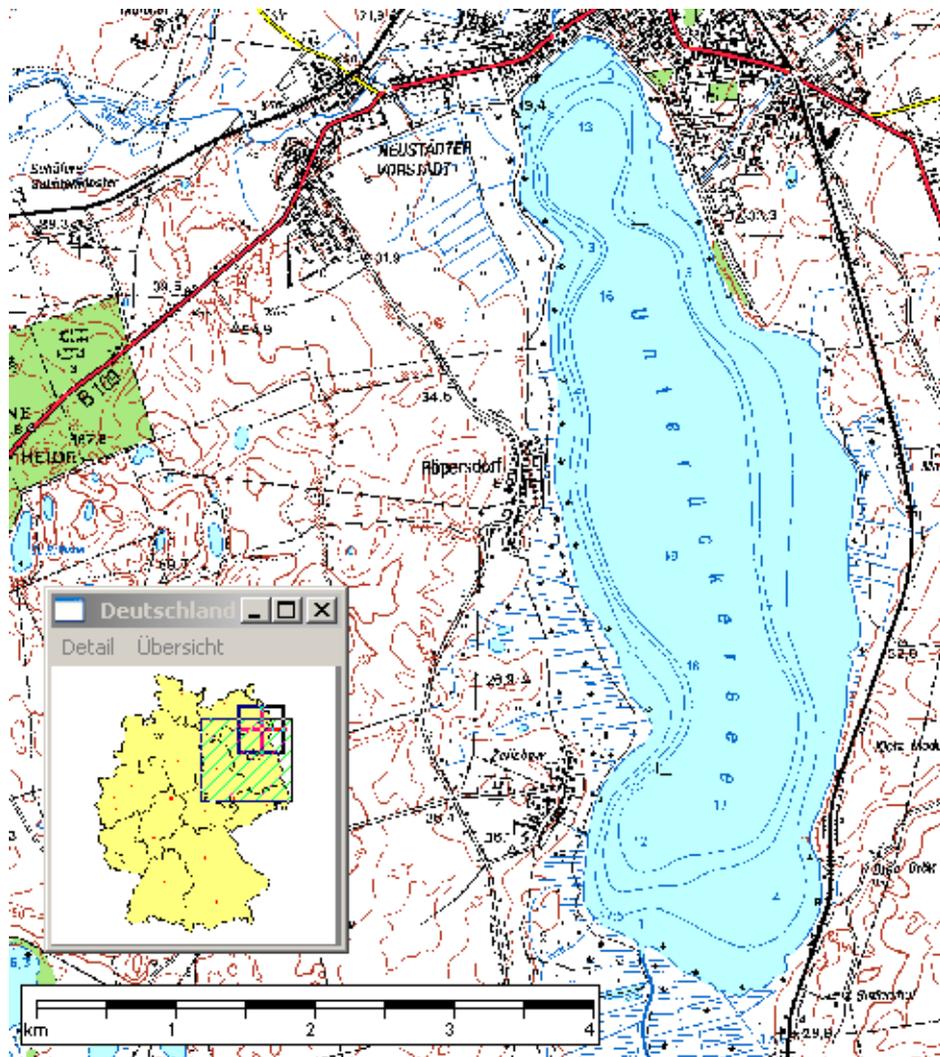


Abb. 61: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.33.2 Topographie und Morphometrie

Der See gehört mit einer Fläche von 10,7 km<sup>2</sup> zu den größten Seen Brandenburgs. Seine Längsausdehnung erfolgt von Norden nach Süden (Abb. 61). Die Ufer fallen allseitig stetig zur Längsachse hin ab, wo stellenweise eine maximale Tiefe von 20 m erreicht wird. Das Westufer gestaltet sich am steilsten. Ein Tiefengradient von 2,4 weist auf eine stabile Schichtung des Gewässers hin (Tab. 65).

Tab. 65: Topographie und Morphometrie des Unterückersees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
92,20	10,70	20,0	8,6	5590	1600	1,6	2,4	8,3	

### 1.33.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Unterückersee stellt ein stabil geschichtetes Gewässer dar, welches chemisch schwach alkalische und elektrolytreiche Verhältnisse kennzeichnen. Die entsprechenden Vegetationsmittelwerte des Jahres 2001 lagen bei 8,2 bzw. 690 µS/cm (Tab. 66). Das Vorkommen der Kleinen Maräne im Unterückersee deutet auf bis zum Grund sauerstoffreiche Gegebenheiten hin. Trophisch befand sich das morphometrisch mesotrophe Gewässer im Jahr 2001 in einem nach LAWA (1998) auch mesotrophen Ist-Zustand. Im Vergleich zu den Jahren 1993 und 1995 zeigt sich hinsichtlich der mittleren Gesamtphosphor-, Gesamtstickstoff- und Chlorophyll a-Konzentrationen eine Trophieverbesserung, bei einer annähernden Halbierung der früheren Werte auf 36 µg/l, 0,73 mg/l bzw. 3,91 µg/l (Abb. 62). Die mittleren Sichttiefen folgten dieser Entwicklung nicht, sondern verringerten sich sogar.

Tab. 66: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,2	690	3,91	2,6	0,7	36,0	50,0

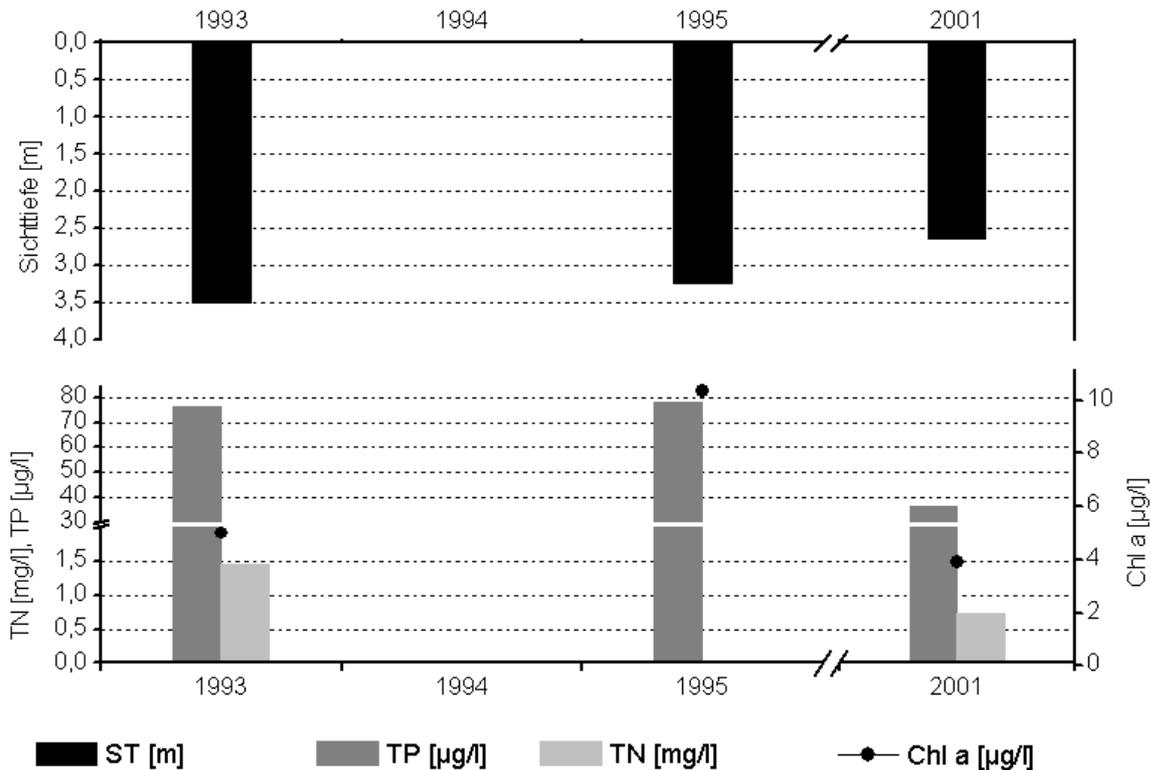


Abb. 62: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Unteruckersee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002)

#### 1.33.4 Flora und Fauna

Das Westufer wird von einem geschlossenen Schilfgürtel gesäumt, während dieser am Ostufer nur spärlich ausgeprägt ist. Hier herrscht dichtes Weidengebüsch vor.

Das Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons war Daten aus dem Jahr 2001 zufolge (Nixdorf & Mischke 2002) im gesamten Jahresverlauf mit Werten zwischen 1,0 und 1,6 mm<sup>3</sup>/l relativ gering. Die prozentualen Anteile verteilten sich im März zu 36 % auf Diatomeen, zu 33 % auf Cryptophyceen und zu 23 % auf heterotrophe Flagellaten. Weitere 4 % entfielen auf Chlamydothyceen, andere Algenklassen trugen nur unwesentlich zum Gesamtbiovolumen bei. Die Diatomeen setzten sich vorwiegend aus centrischen Diatomeen > 18 µm zusammen, bedeutende Biovolumina bildeten außerdem die subdominanten Arten *Stephanodiscus minutulus/parvus* und *Asterionella formosa*. *Cryptomonas marssonii* war die dominierende Cryptophyceen-Art. Die heterotrophen Flagellaten waren durch die dominante Art *Gymnodinium helveticum* (mit 23 % Anteil am Gesamtbiovolumen), die Chlamydothyceen durch die Art *Pandorina morum* repräsentiert. Eine der häufigsten Arten mit zugleich sehr geringem Biovolumen war *Chrysochromulina parva* (Haptophyceae), die ihre stärkste Entwicklung im Juli zeigte. Im Juni 2001 hatten die Cyanobakterien mit 47 % den größten Anteil am Gesamtbiovolumen. Dinophyceae waren mit 22 %, Cryptophyceen mit 19 %, Chlorophyceen mit 7 % und Diatomeen mit 4 % beteiligt. Das Phytoplankton wurde entsprechend von der Cyanobakterienart *Aphanizomenon flos-aquae* dominiert, gefolgt von den Arten *Ceratium hirundinella* als Hauptvertreter der

Dinophyceen und *Rhodomonas minuta* als Hauptart der Cryptophyceen. Daneben bildeten *Planktosphaeria gelatinosa*, *Oocystis borgei* (Chlorophyceen), *Stauroneis cf. nobilis* (Diatomeen), *Cryptomonas marssonii* und *C. tenuis* (Cryptophyceen) nennenswerte Biovolumenanteile (jedoch < 15 %) aus. Auffallend häufig waren auch extrem kleine Cyanobakterienarten wie *Aphanocapsa holsatica* und *Aphanothece sp.* mit maximalen Zellzahlen von 17.512 Zellen/ml. Im Juli und August wurde das Phytoplanktonbild von Dinophyceen dominiert. Die Art *Ceratium hirundinella* erreichte im Juli Biovolumenanteile von 52 % und im August von 35 %. Zu dieser Zeit war auch *Ceratium furcoides* mit 16 % am Gesamtbiovolumen beteiligt. Daneben entfielen im Juli weitere Anteile mit 14 % auf Cryptophyceen (v.a. *Rhodomonas minuta*) und mit je 8 % auf Cyanobakterien (v.a. *Aphanizomenon gracile*) und Chlamydoephyceae (v.a. *Chlamydomonas sp.*). Im August änderte sich an dieser Verteilung nur wenig, jedoch stieg der Anteil der Cyanobakterien auf 21 %. Deren Hauptvertreter war dann *Aphanizomenon flos-aquae*. Im September 2001 hatten weiterhin die Dinophyceen mit 41 % den größten Anteil am Gesamtbiovolumen, der Anteil der Cyanobakterien ging auf 6 % zurück, während derjenige der Chlorophyceen und Cryptophyceen auf 26 % bzw. 21 % stieg. Die Art *Planktosphaeria gelatinosa* (Chlorophyceen) bildete mit 26 % das größte Biovolumen, dicht gefolgt von den Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* (19 %) und *C. furcoides* (21 %).

Der Fischbestand des Unterückersees wird durch Hecht, Aal, Barsch, Maräne, Blei, Plötze, Rotfeder, Karpfen, Quappe, Güster, Ukeler sowie Gründling gebildet.

#### 1.33.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Die Nutzung des Unterückersees gestaltet sich vielfältig. So dient er den Stadtwerken als Trink- und Brauchwasserreservoir, der Fischerei als Forellen-, Maränen-, Aal- und Hechtfanggewässer sowie der Bevölkerung zu Erholungszwecken. Bademöglichkeiten befinden sich im Bereich Prenzlau, am Kap und an der Schleuse. Als Bestandteil des Seenverbundes Potzlowsee, Oberückersee, Unterückersee eignet sich das Gewässer für Wasserwanderungen und wird von Ruderbooten, Kanus und Segelbooten befahren. Auf dem See verkehrt zudem das Fahrgastschiff „Uckerschwan“. Des Weiteren dient der See als Tauchrevier.

## 1.34 Werbellinsee

### 1.34.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Werbellinsee befindet sich südlich von Joachimsthal im Biosphärenreservat Schorfheide und stellt einen charakteristischen, breiten Rinnenbeckensee der Pommerschen Eisrandlage des Weichselglazials dar, der sich in Nord-Süd-Richtung in der Brandenburger Jungmoränenlandschaft erstreckt. Seine Entstehung lässt sich laut Marcinek (Marcinek 1976) vor allem auf Inlandeisschurf zurückführen, aber auch auf die Erosion subglazialer Schmelzwässer sowie die Um- und Überschüttung von Inlandeisresten (Marcinek & Nitz 1973).

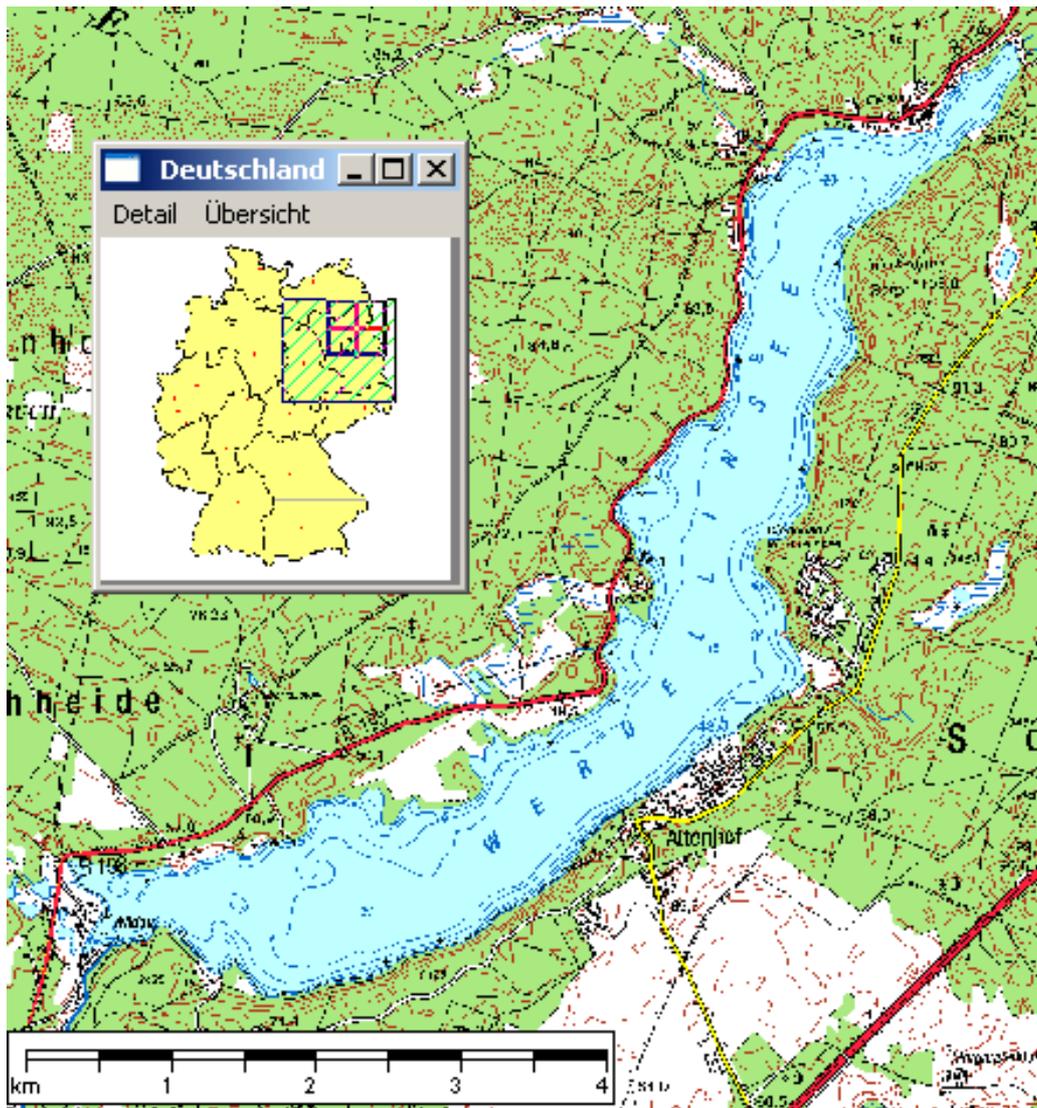


Abb. 63: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

Die Rinne des Werbellinsees ist in eine ältere Grundmoränenlandschaft südlich der Pommerschen Endmoräne eingebettet. Die Grundmoränenplatten sind durch die Schorfheide-Sander sowie Sander der Bugsinseenrinne, über die die Pommersche Staffel zum Eberswalder Urstromtal entwässerte, durchschnitten und in die Eichheider Grundmoräne im Westen, die Golzow-Britzer Grundmoräne im Süden und Südosten, die Grundmoräne der Voigtswiese im Osten und die Grundmoräne der

Mörderberge im Norden unterteilt. Ein oberflächlicher Zufluss ist aus dem Grimnitzsee gegeben, der Abfluss erfolgt über den Finowkanal zum Oder-Havel-Kanal, zu dessen Scheitelhaltung der Werbellinsee gleichzeitig dient (Psille 1998).

### 1.34.2 Topographie und Morphometrie

Der Werbellinsee stellt mit maximal 51 m einen der tiefsten Seen Brandenburgs dar. Sein hoher Tiefengradient (Tab. 67) charakterisiert ihn als stabil geschichtet und sein ebenfalls hoher Uferentwicklungswert deutet auf eine starke Verzahnung mit dem Umland hin. Er ist sehr langgestreckt und verläuft von Nordosten nach Südwesten (Abb. 63).

Tab. 67: Topographie und Morphometrie des Werbellinsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
173,00	7,82	51,0	22,1	5325	2000	2,5	6,1	8,4	54,8

### 1.34.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Es handelt sich um ein dimiktisches Gewässer. Mit mittleren, epilimnischen Alkalinitätswerten von 2,5 mmol/l und Leitfähigkeiten von 350 µS/cm bis 530 µS/cm in 0,5 m Tiefe gehört der Werbellinsee zu den Hartwasserseen der norddeutschen Jungmoränenlandschaft. Die Sauerstoffkonzentrationen nahmen 1996 ähnlich wie in den Jahren 1993 und 1994 im Tiefenwasserbereich ab 10 m von 12 mg/l während der Frühjahrsvollzirkulation kontinuierlich auf Minimalwerte von 1 mg/l zum Ende der Sommerstagnation ab, ohne dass eine vollständige Sauerstoffzehrung zu beobachten war. Die Gesamtphosphorkonzentrationen zum Zeitpunkt der Frühjahrsvollzirkulation zeigen seit 1976 (320 µg/l) einen deutlichen, kontinuierlichen Rückgang (100 µg/l im Jahr 1987, 88 µg/l im Jahr 1993). Die mittleren sommerlichen Gesamtphosphorkonzentrationen nahmen im Epilimnion von 210 µg/l (1976) auf 32 µg/l (1996) und im Hypolimnion von 305 µg/l (1976) auf 102 µg/l (1996) ab. Hinsichtlich Gesamtstickstoff entwickelten sich die sommerlichen Durchschnittswerte in den letzten Jahren ebenfalls deutlich rückläufig (1050 µg/l im Jahr 1992). Der See weist im Frühjahr und Herbst ein Klarwasserstadium auf, die mittleren sommerlichen Sichttiefen bewegten sich im Zeitraum von 1976 bis 1996 zwischen 2,0 m und 3,5 m. Die Primärproduktion, gemessen an der Chlorophyll a-Konzentration, zeigte in der Vergangenheit erhebliche jahreszeitliche Schwankungen. Bezogen auf die mittlere sommerliche Chlorophyll a-Konzentration ergibt sich ausgehend von 20,3 µg/l im Jahr 1987 eine Abnahme auf ca. ein Drittel im Jahr 1996 (Psille 1998). Mitte der 1990er Jahre schwankten die Vegetationsmittel der Transparenz zwischen 3,0 m und 4,5 m, die durchschnittlichen Gesamtphosphorkonzentrationen bei einem Minimalwert im Jahr 1995 zwischen < 40 µg/l und ca. 90 µg/l und die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen bei einem Maximalwert im Jahr 1995 in einem Bereich von ca. 4 µg/l bis ca. 12 µg/l (Abb. 64).

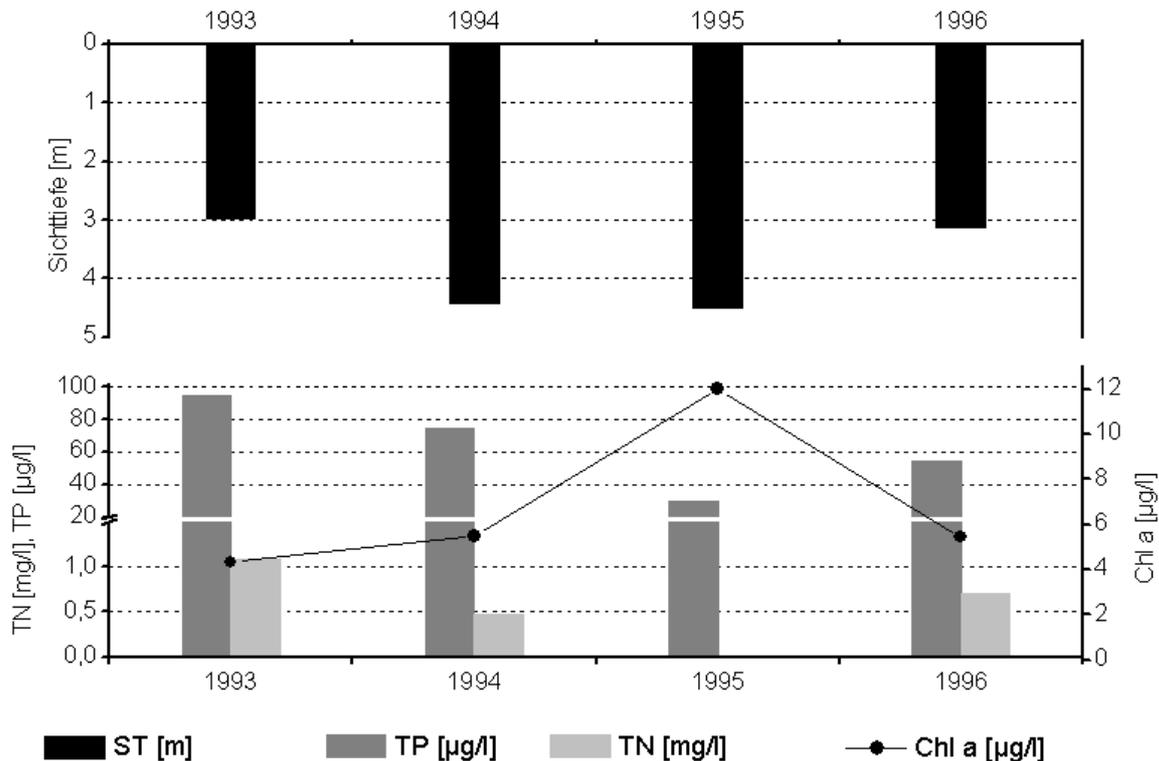


Abb. 64: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Werbellinsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

Die Trophieparameter des Jahres 1996 (Tab. 68) ergeben nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) für den Werbellinsee mesotrophe Verhältnisse. Auf Grundlage seiner morphometrischen Gegebenheiten ergibt sich für das Gewässer ein potentiell natürlicher oligotropher Zustand.

Tab. 68: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme  $TP_{Früh}$ : Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).

pH-Wert [-]	Leitf. [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	Chl a [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	$TP_{Früh}$ [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
8,5	374	5,44	3,1	0,7	55,0	

#### 1.34.4 Flora und Fauna

Das nördliche Seebecken wurde im Jahr 1996 durch Schönfelder & Psille hinsichtlich der Makrophytenflora untersucht (Psille 1998). Der Röhrichtgürtel ist aufgrund steil abfallender Uferbereiche nur an wenigen Stellen inselartig ausgeprägt und erreicht selten eine Breite von über 30 m. Die Bestände setzen sich aus *Typha angustifolia*, *Phragmites australis* und *Scirpus lacustris* zusammen, wobei oft nur eine Art den

Bestand dominiert. Der nordöstliche Anteil der Seebodenvegetation war wenig abwechslungsreich. Die Tauchfluren setzten sich im Flachwasserbereich bis zu einer Tiefe von 1–2 m aus *Ranunculus circinatus* - Gesellschaften und daran anschließend bis ca. 4 m aus *Potamogeton lucens* - Gesellschaften zusammen. Im Flachwasserbereich erstreckten sich bis in eine Tiefe von 1 - 1,5 m stellenweise auch ausgedehnte *Potamogeton pectinatus* - Rasen. An etwas flacher abfallenden, sandigen Standorten im Bereich des Westufers fanden sich dichte Characeenrasen mit den charakteristischen Arten *Nitellopsis obtusa* und *Chara fragilis* (Psille 1998).

Im Frühjahr 1993 bildeten die Diatomeen Organismendichten von 978 Ind./ml und hatten einen Anteil von 81,8 % am Phytoplanktontrockengewicht. Der Anteil der Cyanobakterien lag bei 17 % und der der Cryptophyceen bei 1,2 %. Im Sommer überwogen dagegen die Dinophyceen mit einem Biomasseanteil von 45,2 %, gefolgt von Conjugatophyceen mit 33,8 % Trockengewichtanteil. Die Cryptophyceen und Haptophyceen steuerten zwar nur wenig zur Biomasse bei, bildeten aber eine besonders hohe Organismendichte mit 764 Ind./ml bzw. 660 Ind./ml aus. Sowohl die gesamte Phytoplanktonbiomasse als auch das -biovolumen waren mit 1,5 mg/l und 3,3 mm<sup>3</sup>/l im Frühjahr größer als im Sommer (0,5 mg/l und 1 mm<sup>3</sup>/l) (Psille 1998).

Das Frischgewicht des Zooplanktons betrug im Frühjahr 1993 1,12 mg/l, im Frühjahr 1995 nur 0,5 mg/l bei einem gleichzeitigen Rückgang der calanoiden und cyclopoiden Copepoden. Die höchsten Abundanzen mit 73 Ind./l erreichten im Frühjahr die herbivoren Rotatorien, gefolgt von Naupliuslarven (25 Ind./l) und cyclopoiden Copepoden (21 Ind./l). Im Sommer 1993 lag das Frischgewicht des Zooplanktons bei 1,7 mg/l, annähernd gleiche Anteile daran hatten die Cladoceren (0,51 mg/l), die calanoiden Copepoden (0,48 mg/l) und die carnivoren Rotatorien (0,43 mg/l). Die höchsten Abundanzen bildeten wiederum herbivore Rotatorien (45 Ind./l), dicht gefolgt von Naupliuslarven und Cladoceren mit jeweils ca. 35 Ind./l, cyclopoiden Copepoden sowie carnivoren Rotatorien mit je 20 Ind./l und den Calanoida mit 17 Ind./l (Psille 1998).

Im See sind Aal (*Anguilla anguilla*), Blei (*Abramis brama*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), Güster (*Blicca bjoerkna*), Hecht (*Esox lucius*), Karausche (*Carassius carassius*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), Kleine Maräne (*Coregonus albula*), Neunauge (*Lampetra fluviatilis*), Plötze (*Rutilus rutilus*), Quappe (*Lota lota*), Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri*), Schleie (*Tinca tinca*), Stint (*Osmerus esperlanus*), Ukelei (*Alburnus alburnus*), Wels (*Silurus glanis*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*) zu finden (mdl. Mit. Zobel 1996 in Psille 1998). An der Zusammensetzung der Fischbiomasse, berechnet auf Grundlage der Fangstatistik des VEB Binnenfischerei Altenhof von 1978 bis 1987, hatte die Maräne einen Anteil von 30 %, gefolgt von Plötze/Blei mit 25,5 %, Forelle mit 25 %, autochthonen Raubfischen mit 12 % und Aal mit 7 %. Die Fangerträge der Maräne unterlagen dabei starken Schwankungen. Der Maränenbestand im See wird trotz Eigenaufkommen durch Besatz aufgefüllt. In den Jahren 1968 – 1987 erfolgte Forellenfischerei ausschließlich in Netzkäfigen. In dieser Zeit war die Forelle mit einem Anteil an der Fischbiomasse von 25 % neben der Maräne wichtigster Fangfisch (Psille 1998).

#### 1.34.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Der Werbellinsee hat eine große Bedeutung als Naturraum sowie als Erholungsgebiet insbesondere für den Bereich Berlin/Brandenburg. Im Rahmen der Erholungsnutzung wird das Gewässer u.a. durch Motorboote und Fähren befahren.

Fischereilich bewirtschaftet ein Fischereipächter den See, verbreitet ist auch die Sportangelei.

Die Hauptlast an Phosphor und Stickstoff wurde dem See über den Zufluss aus dem eutrophen Grimnitzsee zugeführt. Im Jahr 1993 lag der Median (7 Messungen/Jahr) der Gesamtposphorkonzentration im Zufluss bei 101 µg/l, derjenige der Gesamtstickstoffkonzentration bei 1,7 mg/l und damit deutlich unter den Messwerten (256 µg TP/l und 2,9 mg TN/l) der Jahre 1987 – 1989. Als weitere Ursachen für die Beeinträchtigung der Wasserqualität sind Naherholungseinrichtungen wie die drei vorhandenen Campingplätze und Badestellen, ungenehmigte Abwassereinleitungen aus den umliegenden Ortschaften sowie der Bootsverkehr anzusehen. Frühere Eutrophierungsquellen wie die Netzkäfighaltung des VEB Binnenfischerei Altenhof und die genehmigte direkte Abwassereinleitung anliegender Betriebe (VEB Kombinat Schnittholz und Holzwaren, FDGB Ferienhaus) waren schon 1987 nicht mehr relevant (Psille 1998).

## 1.35 Werlsee

### 1.35.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Werlsee befindet sich östlich von Berlin, ca. 4 km östlich der Stadt Erkner im Landkreis Oder-Spree. Er bildet das westliche Glied der Löcknitz-Seenkette, die von Südwesten nach Nordosten den Werlsee, Peetzsee und Möllensee umfasst. Alle drei Gewässer stellen Rinnenbeckenseen dar, die ihre Entstehung der erosiven Wirkung von Schmelzwasserströmen in Verbindung mit dem Austauen von Toteisblöcken verdanken (Vietinghoff 1995). Die subglazial angelegte Rinne tiefte sich während der Weichselkaltzeit in die glaziofluviale Füllung des Warschau-Berliner Urstromtales ein. Der Werlsee liegt in den Sanderablagerungen dieses Urstromtales. Er wird, abgesehen von kurzen waldbestandenen Abschnitten im Norden und Südosten, quasi allseitig von der Ortschaft Grünheide und deren Ortsteilen Fangschleuse, Bergluch sowie Gottesbrück begrenzt. Sein Zufluss befindet sich im Osten und führt Wasser über ein Fließ vom Peetzsee zu. Der im Westen erfolgende Abfluss mündet in die Löcknitz.

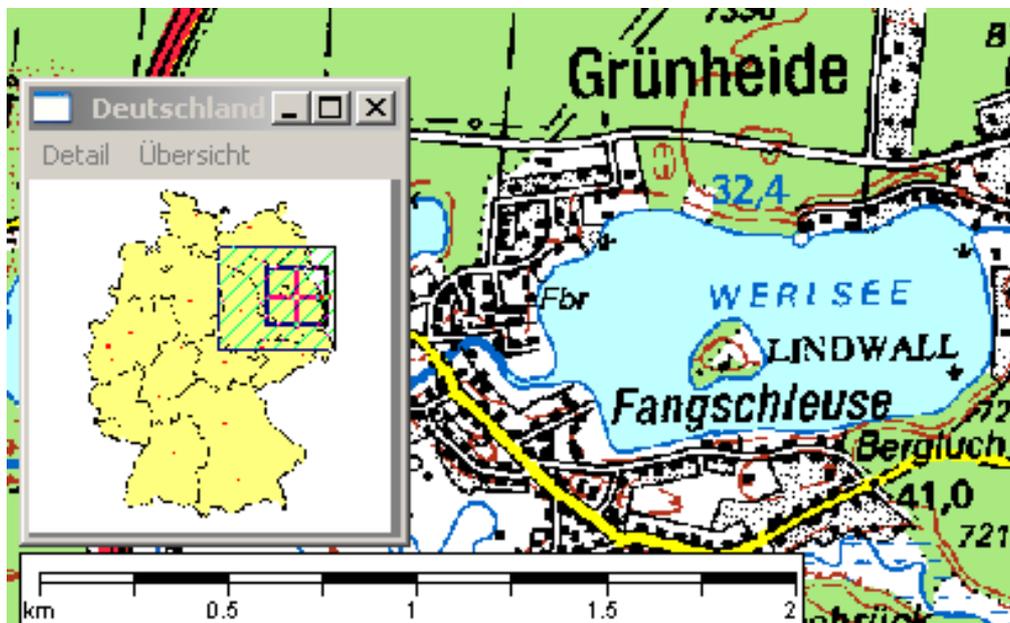


Abb. 65: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.35.2 Topographie und Morphometrie

Die Längenausdehnung des Sees erstreckt sich von Osten nach Westen, wobei er eine annähernd ovale Form beschreibt. Inmitten des Gewässers befindet sich die sogenannte Lindwallinsel. Trotz einer Fläche von nur 0,6 km<sup>2</sup> erreicht der Werlsee eine maximale Tiefe von 20,9 m und weist somit stabil geschichtete Verhältnisse auf (Tab. 69).

Tab. 69: Topographie und Morphometrie des Werlsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
	0,60	20,9		1200	635	1,5	3,7	5,7	

### 1.35.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Der Werlsee gehört zu den dimiktischen Gewässern, zeigt also langanhaltende Phasen stabiler Schichtung während der Sommer- und Winterstagnation. Seine Leitfähigkeitswerte sind mit im Vegetationsmittel des Untersuchungsjahres 1996 gemessenen  $669 \mu\text{S}/\text{cm}$  verhältnismäßig hoch (Tab. 70). Der Grund dafür ist in den geologischen Gegebenheiten des Einzugsgebietes zu finden, da viele Elektrolyte aus der Gesteins- und Bodenverwitterung sowie gelöste Metalle und organische Anionen aus den sauren Moorgewässern in den See eingetragen werden. Die pH-Werte sind schwach alkalisch. In trophischer Hinsicht befand sich der Werlsee 1996 in einem nach LAWA (1998) schwach eutrophen (e1) Ist-Zustand.

Die Daten reichen nicht aus, um Angaben zur potentiell natürlichen Trophie abzuleiten.

Tab. 70: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme  $\text{TP}_{\text{Früh}}$ : Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	Chl a [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	$\text{TP}_{\text{Früh}}$ [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]
8,1	669	14,7	2,4		165,0	

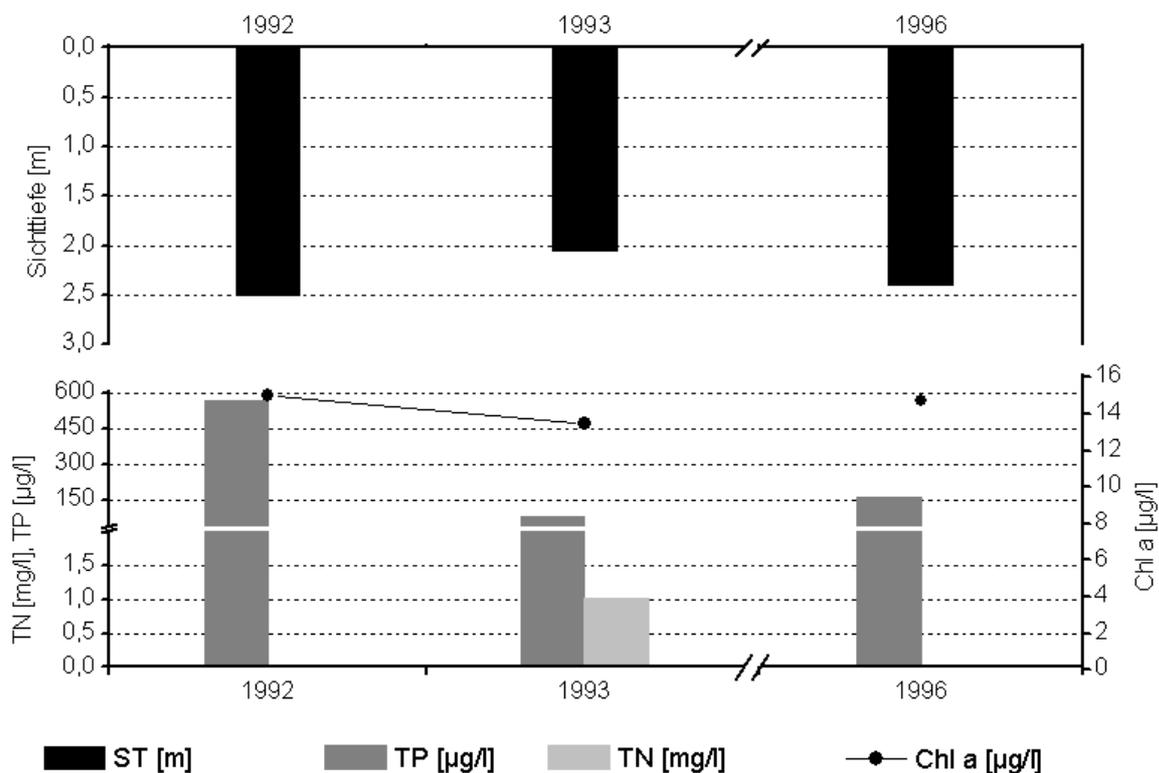


Abb. 66: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Werlsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

Im Zeitraum 1992 – 1996 zeigte sich ausgehend von äußerst hohen (ca. 600 µg/l) mittleren Gesamtposphorkonzentrationen eine deutliche Abnahme auf etwa ein Viertel, die Chlorophyll a-Konzentrationen verharrten dagegen auf einem Niveau zwischen 13 µg/l und 16 µg/l, während die mittleren Sichttiefen im Bereich zwischen 2,0 m und 2,5 m schwankten (Abb. 66).

#### 1.35.4 Nutzung, anthropogener Einfluss

In der wasserreichen Gegend um Grünheide kommen Paddel-, Segel- und Motorsportbegeisterte auf ihre Kosten. Werl-, Petz- und Möllensee bilden zusammen mit der schiffbaren Löcknitz und den Rüdersdorfer Gewässern ein abwechslungsreiches Wassersportgebiet. Aber auch Badelustige und Angler können im Werlsee ihrem Hobby nachgehen. Am Ufer des Gewässers befindet sich ein großer Badestrand und auf der Lindwallinsel ein Zeltplatz. Auf der Insel errichtete Kurfürst Joachim I. um 1543 ein Jagdschloss, welches im 30jährigen Krieg zerstört wurde.

Als in der Umgebung von Rüdersdorf gelegenes Gewässer dürfte der Werlsee vorrangig zu DDR-Zeiten durch Staubemissionen des dortigen Kalk- und Zementwerkes in seiner Wasserbeschaffenheit indirekt beeinflusst worden sein. Die Staubemission lag 1989 bei  $14,4 \cdot 10^3$  t/a, was zu einem Staubbiederschlag (Staubimmission) in der Gegend um Rüdersdorf von 2,0 bis 2,5 g/(m<sup>2</sup>\*d) führte (Rüdersdorfer Zement GmbH) und somit zu erhöhten pH-Werten in den Oberböden, welche wiederum eine erhöhte Bioproduktivität und Eutrophierung der Waldböden nach sich zogen. Durch nach 1990 erfolgte Modernisierungsmaßnahmen im Werk konnte diese Belastungsquelle deutlich auf 90 t im Jahr 2001 minimiert werden (Rüdersdorfer Zement GmbH 2003).

## 1.36 Wolletzsee

### 1.36.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Wolletzsee befindet sich nordöstlich von Berlin, ca. 7 km westlich von Angermünde im Landkreis Uckermark. Das Gewässer wird in West-Ost-Richtung von der Welse durchflossen, die im Westen einmündet und den Wolletzsee im Nordosten wieder verlässt. Der gesamte östlich gelegene Seebereich ist großteils von Wald umgeben. Nördlich auf halber Länge grenzt an das Gewässer die Ortschaft Wolletz.

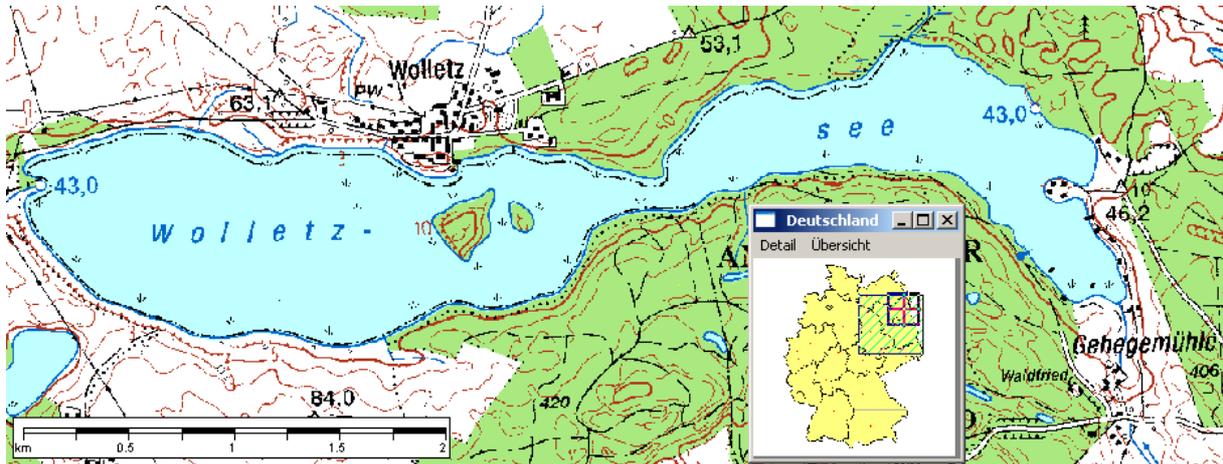


Abb. 67: Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999)

### 1.36.2 Topographie und Morphometrie

Das Gewässer ist sehr lang und schmal, wobei es mittig eine Einengung aufweist, die es in zwei Bereiche teilt (Abb. 67). Der westliche Seeteil verläuft in länglich ovaler Form von West nach Ost, im Osten befinden sich zwei Insellagen. Der schmalere östliche Seeteil beschreibt einen von West nach Süd verlaufenden Bogen. Insgesamt erreicht der Wolletzsee eine maximale Tiefe von 16 m (Tab. 71) und zeigt eine starke Verzahnung mit dem Umland.

Tab. 71: Topographie und Morphometrie des Wolletzsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
26,86	3,10	16,0	8,7	4025	1100	2,4	2,1	7,6	

### 1.36.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Seinem Tiefengradienten von > 1,5 zufolge handelt es sich beim Wolletzsee um ein stabil geschichtetes Gewässer. Das Vorkommen der Kleinen Maräne im See deutet auf bis zum Grund sauerstoffreiche Gegebenheiten auch während der Stagnationsperioden hin. Mit einem pH-Wert von im Vegetationsmittel 8,5 befand sich das Gewässer 1994 auch bezüglich dieses Parameters in einem Bereich, der für die heimische Süßwasserfauna (insbesondere Fische) als ideal gilt. Die Leitfähigkeitswerte des entsprechenden Zeitraumes zeigen eine mäßige Mineralisierung des Wasserkörpers und die trophierelevanten Parameter nach LAWA (1998) schwach eutrophe (e1) Verhältnisse an (Tab. 72). Sein trophischer Referenzzustand weist das

Gewässer als potentiell natürlich mesotroph aus. Bezüglich der beiden Teilbereiche des Wolletzsees ist vergleichenden Untersuchungen zufolge von ähnlichen chemischen und trophischen Gegebenheiten auszugehen.

Im Zeitraum 1992 – 1994 zeichnete sich eine deutliche Abnahme der mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen um etwa die Hälfte auf ca. 100 µg/l ab (Abb. 68). Die durchschnittlichen Chlorophyll a-Konzentrationen verringerten sich nur kurzzeitig im Jahr 1993 auf ca. 11 µg/l, einhergehend mit einer sich ebenfalls auf das Jahr 1995 beschränkenden Verbesserung der mittleren Sichttiefen um ca. 0,5 m.

Tab. 72: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter vom Wolletzsee West (WW) und Ost (WO) des Jahres 1994 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 1994) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

	pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
WW	8,5	574	12,3	2,2	1,2	114	
WO	8,5	573	15,3	2,3	1,1	95,0	

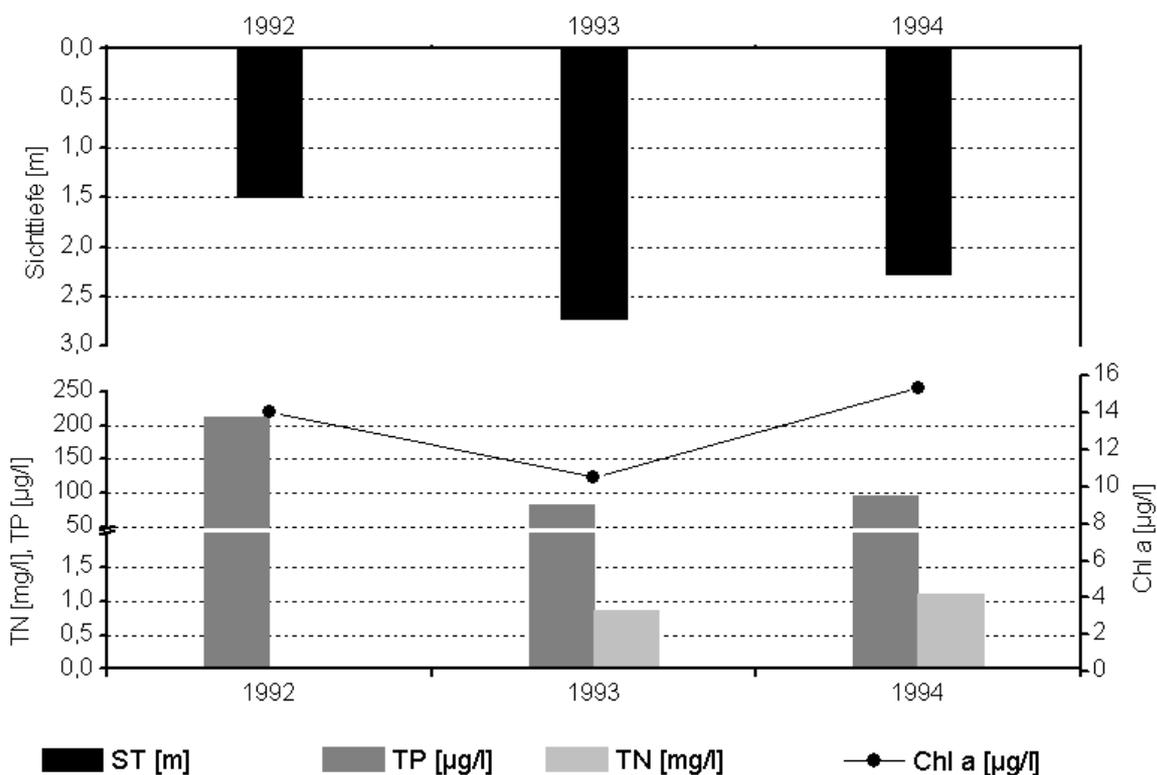


Abb. 68: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Wolletzsee Ost (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001)

#### 1.36.4 Flora und Fauna

Die Kleine Maräne, eine Fischart, die als Lebensraum die großen, bis zum Gewässergrund sauerstoffreichen Seen bevorzugt, kommt auch in einer kleinen Anzahl von Seen in der Uckermark - wie dem Wolletzsee - vor.

#### 1.36.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Das an die Ortschaft Wolletz grenzende Gewässer ist als Anglerparadies bekannt und gleichermaßen als Badegewässer beliebt. Am See befindet sich ein gut gepflegter Badestrand.

## 1.37 Wolziger See

### 1.37.1 Genese, Lage, Einzugsgebiet und Hydrologie

Der Wolziger See wird von den Orten Wolzig, Blossin, Kolberg und Görzdorf umgrenzt. Er liegt im wasserreichen Landkreis Dahme-Spreewald und steht über den Storkower Kanal in Verbindung mit dem Storkower See. Er ist damit Teil der Storkower Seenkette, die als Relikt des Brandenburger Stadiums der Weichsel-Vereisung anzusehen ist. Die oberflächlichen, geologischen Bildungen des Gebietes gehören vorwiegend dem Holozän (Flugsand und humose Bildungen) sowie Pleistozän (Geschiebemergel, -sande und -kiese) an, in geringem Maße auch dem Tertiär, erkennbar an Schichten der märkischen Braunkohlebildung des Miozäns (Müller 1952). Das unmittelbare Teileinzugsgebiet besteht zu ca. 52 % aus Waldfläche (inklusive Feuchtgebiete), zu ca. 25 % aus landwirtschaftlicher Nutzfläche und zu ca. 20 % aus Siedlungsfläche. Die restlichen 3 % Bodenbedeckung bildet

Grünland (Kalbe 1993). Das 381,5 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet ist durch zahlreiche, miteinander verbundene Seen gekennzeichnet. Oberflächlich erhält der Wolziger See Zuflüsse aus dem Storkower Kanal sowie aus dem im Südosten einmündenden, naturnahen Mühlengieß. Der Storkower Kanal ist durch mehrmalige Ausbauten stark anthropogen überformt, sein Zufluss wird durch Schleusen reguliert. Der Abfluss des Sees erfolgt über einen weiteren Kanal zum Langen See und später in die Dahme, welche wiederum in die Spree mündet (Siegmond 1998).

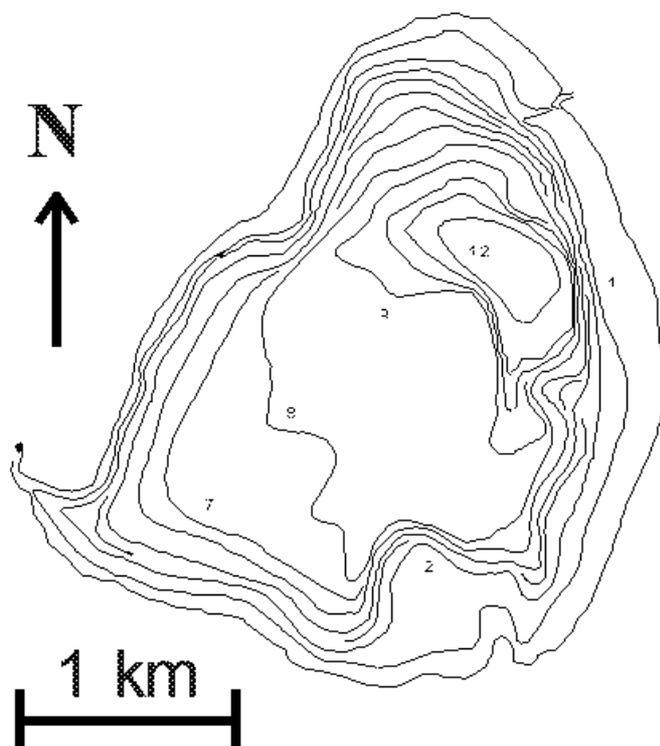


Abb. 69: Tiefenlinien des Wolziger Sees (Deneke 1996)

### 1.37.2 Topographie und Morphometrie

Der Wolziger See gehört zu den Flachseen des tieferen Typus der Standgewässer des Scharmützelseegebietes. Er erreicht im nordöstlichen Bereich eine maximale Tiefe von 13,2 m, der Süden fällt zur Mitte hin allmählich auf 8 m ab (Abb. 69). Hinsichtlich seiner Form gestaltet sich das 5,55 km<sup>2</sup> große Gewässer (Tab. 73) relativ ungegliedert.

Tab. 73: Topographie und Morphometrie des Wolziger Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).

V [Mio. m <sup>3</sup> ]	A [km <sup>2</sup> ]	Z <sub>max</sub> [m]	Z <sub>mean</sub> [m]	L <sub>eff</sub> [m]	B <sub>eff</sub> [m]	U <sub>E</sub> [-]	F [-]	Z <sub>epi</sub> [m]	t <sub>R</sub> [a]
32,02	5,55	13,2	5,5	3175	2350	1,5	1,7	7,7	0,8

### 1.37.3 Chemische und trophische Charakteristik des Sees

Das Wolziger Gewässer weist ein für seine Tiefe ungewöhnliches Mixisregime auf, da es stark windexponiert liegt und bei entsprechender Wetterlage eine schnelle Durchmischung zulässt. Auch im Sommer tritt keine durchgehende stabile Schichtung auf, sondern nur zeitweilige, durch die Tiefe bedingte Schichtungsphasen. Das Gewässer wird daher als dimiktisch bis polymiktisch eingestuft. Die Klassifikation des Ist-Zustandes der Trophie ergab für den Zeitraum 1994 - 1997 nach LAWA-Bewertungsverfahren (LAWA 1998) einen hoch eutrophen Zustand (e2), der morphometrieabhängige Referenzzustand wäre dagegen schwach eutroph (e1). Die Konzentration an gelöstem anorganischem Phosphor (Vegetationsmittel 1994 -1996) lag mit 14,3 µg/l über dem Schwellenwert von 10 µg/l (Deneke 1997), der als potentiell limitierend für die Primärproduktion angegeben wird (Sas 1989).

In den Folgejahren erfuhr der See eine deutliche Trophieverminderung. So charakterisieren die relevanten Parameter den Wolziger See nach LAWA (1998) als im Jahr 2000 schwach eutrophes (e1) Gewässer (Tab. 74). Im Vergleich der Zeiträume 1994 – 1997 und 1998 – 2000 verringerten sich die Vegetationsmittelwerte der Gesamtposphorkonzentration von ca. 106 µg/l auf 70 µg/l, die der Chlorophyll a-Konzentration von 53 µg/l auf 20 µg/l, während sich die der Sichttiefe von 1,2 m auf 2,4 m verdoppelten (Abb. 70) (Deneke *et al.* 2001).

Bezeichnend ist, dass der See regelmäßig ein Klarwasserstadium ausbildet. Der kontinuierliche und starke Rückgang der mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen nach 1995 zeigt keinen Zusammenhang mit der nur allmählichen Abnahme der mittleren Gesamtposphorkonzentrationen.

Tab. 74: Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP<sub>Früh</sub>: Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

pH-Wert [-]	Leitf. [µS/cm]	Chl a [µg/l]	ST [m]	TN [mg/l]	TP [µg/l]	TP <sub>Früh</sub> [µg/l]
8,3	465	18,4	2,5	1,0	75,1	57,6

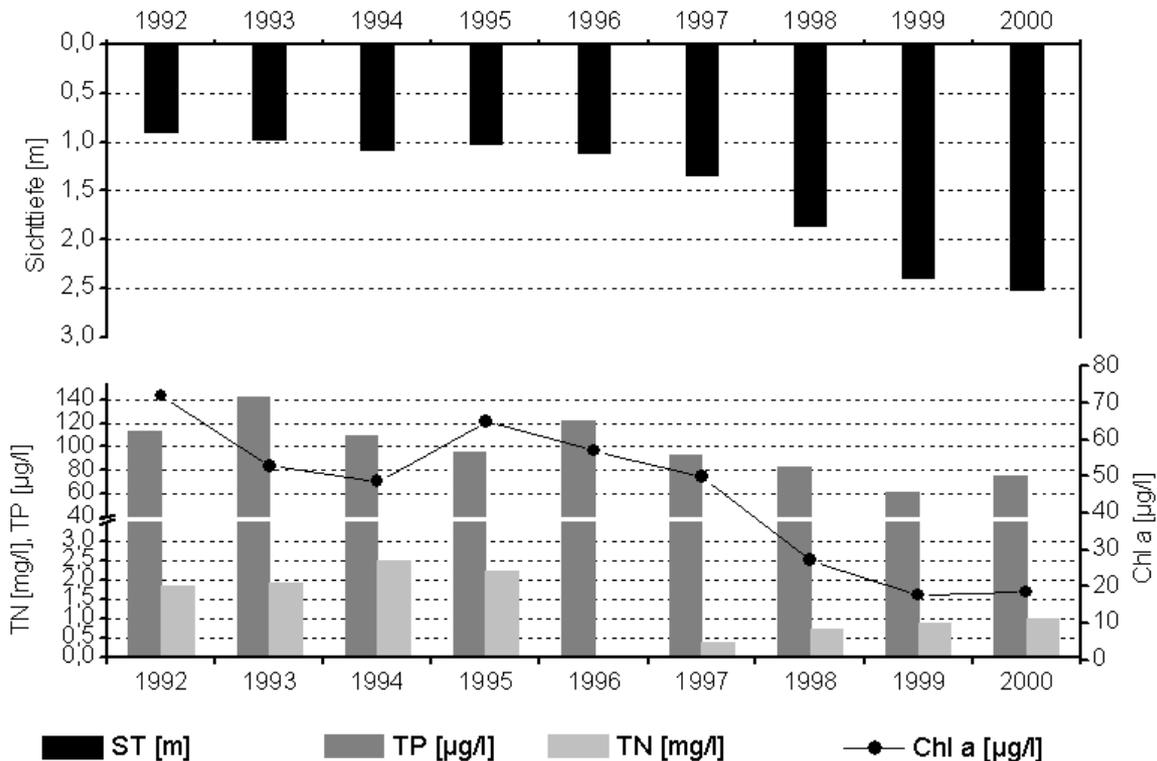


Abb. 70: Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Wolziger See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)

#### 1.37.4 Flora und Fauna

Das Röhricht ist aufgrund der touristischen Erschließung sehr zurückgedrängt, auch die Unterwasservegetation ist bis auf wenige Reste verschwunden (Kalbe 1993).

Das Phytoplankton des Wolziger Sees war im Zeitraum von 1993 – 1998 von Cyanobakterien unterschiedlicher Art dominiert. 1993 und 1994 herrschte *Planktothrix agardhii* vor, 1995 insbesondere *Pseudoanabaena limnetica* (die zuvor zusammen mit *Limnothrix redekei* unter der Gattungsbezeichnung *Limnothrix* geführt wurde) und in den Sommermonaten Juli/August der Jahre 1996 – 1997 heterocytische Arten der Gattungen *Anabaena*, *Anabaenopsis* und *Cylindrospermopsis*. Die zweite wichtige Gruppe unter den Algen waren in dieser Zeit die Dinophyceae, welche sich hauptsächlich aus verschiedenen *Ceratium*-Arten zusammensetzten (Mischke & Rücker 2001). Exemplarisch sei hier die Phytoplanktonsuczession des Jahres 1994 erwähnt: Im Frühjahr 1994 wurde die Hälfte der Phytoplanktonbiomasse (ca. 12 mg/l) zunächst von Diatomeen, insbesondere solitär centrischen, und ein Viertel von Nanoplankton gebildet. Im Juli 1994 bildete die Hälfte der Phytoplanktonbiomasse (ca. 15 mg/l) *Ceratium hirundinella*, die andere Hälfte setzte sich aus Nanoplankton und Cyanobakterien zusammen. Im Anschluss daran fand eine starke Vermehrung von *Aphanizomenon spp.* und insbesondere von *Planktothrix agardhii* statt, die im September einen Anteil von ca. 80 % an der Phytoplanktonbiomasse (20 mg/l) und von 95 % an der Cyanobakterienbiomasse erreichte. Die Phytoplanktonentwicklung verlief im Sommer des Vorjahres sehr ähnlich. 1995 waren Cyanobakterien und Nanoplankton je zur Hälfte an der Phyto-

planktonentwicklung beteiligt (Zippel 1996). In den Sommern der Jahre 1998 bis 2000 waren die Cyanobakterien weitgehend aus dem Phytoplankton verschwunden, parallel hierzu zeigten die Ammonium- und SRP-Konzentrationen im See vor allem während der Wintermonate eine deutliche Abnahme, während die Gesamtphosphorkonzentrationen erst nach 1998 einen Rückgang erkennen lassen. Das Phytoplankton wird derzeit von Dinoflagellaten (ca. 80 % der Gesamtbiomasse) in Begleitung von Diatomeen und/oder Cryptophyceen bestimmt. Das Maximum der Biomasse hat sich im Vergleich zu den Vorjahren annähernd halbiert (Mischke & Rucker 2001).

Das Zooplankton des Wolziger Sees war 1993/1994 artenreich (47 Arten), insbesondere in Bezug auf die Crustaceen (8 Cyclopoiden, 12 Cladoceren). Auch ist das Gewässer durch eine ungewöhnlich hohe Zooplanktonbiomasse (maximal 1,6 mg/l) gekennzeichnet. In den Jahren 1993 und 1994 dominierten die Cladoceren *Daphnia galeata* und *Daphnia hyalina* die Gesamtbiomasse, neben verschiedenen Cyclopoiden, insbesondere *Cyclops vicinus*. Weiterhin wurden *Cyclops kolensis* und *Bosmina coregoni thersites* nachgewiesen, die ansonsten im Berliner Raum häufiger sind (Nixdorf *et al.* 1995).

#### 1.37.5 Nutzung, anthropogener Einfluss

Das Gewässer liegt in einer reizvollen Landschaft mit hoher Erholungsqualität und ist beliebt bei Badenden und Anglern. Am Westufer befindet sich ein Badestrand mit Liegewiese sowie ein Yachthafen mit Surfschule, nahe Kolberg ist ein Zeltplatz gelegen und bei Wolzig ebenfalls ein flach abfallender Strandbereich.

Der Wolziger See besaß bis 1997 einen hoch eutrophen Status aufgrund von hohen Nährstoffeinträgen über die Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet und durch angrenzende Gemeinden in den letzten 50 Jahren. Extensive und intensive fischereiliche Nutzung - besonders Netzkäfighaltung - führten ebenfalls zur Beeinträchtigung der Gewässerqualität (Henker & Schönfelder 1996). Die Gesamtstickstoffkonzentrationen stiegen auf zum Teil deutlich > 1,0 mg/l, vermutlich durch Einleitungen der Kläranlage Storkow verursacht. Dafür sprechen auch die hohen Chlorid- (38,3 mg/l) und DOC- (14,9 mg/l) Konzentrationen des Jahres 1994 (Nixdorf *et al.* 1995). Der See wird des weiteren durch Tourismus und Bootsverkehr anthropogen beeinflusst. Die sich abzeichnende Trophieverringerung kann als Folge der Zentralisierung der Abwasserbehandlung, der Modernisierung von Kläranlagen, des Rückgangs der Landwirtschaft und der Beendigung von Fischintensivhaltungen im Scharmützelseegebiet nach 1990 gedeutet werden.

## 2      **Abbildungsverzeichnis**

Abb. 1:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	8
Abb. 2:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Flakensee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	10
Abb. 3:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	12
Abb. 4:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Glower See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	13
Abb. 5:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	15
Abb. 6:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Grimnitzsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002) .....	16
Abb. 7:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	19
Abb. 8:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großdöllner See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	20
Abb. 9:	Großer Glubigsee (Deneke 1996).....	22
Abb. 10:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Glubigsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) & (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	24
Abb. 11:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	26
Abb. 12:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großer Seddiner See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) 28	
Abb. 13:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	31
Abb. 14:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Stechlinsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April – Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	33
Abb. 15:	Großer Storkower See (Deneke 1996).....	37

Abb. 16:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Storkower See, Nordbecken (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	39
Abb. 17:	Großer Treppensee (Osten 2000).....	41
Abb. 18:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Treppensee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April – Oktober, Ausnahme 1999: Mittelwerte des Zeitraumes von Juli - September) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Osten 2000).....	44
Abb. 19:	Großer Wummsee (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	46
Abb. 20:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Großen Wummsee, Hauptbecken, Epilimnion (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	48
Abb. 21:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	51
Abb. 22:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	54
Abb. 23:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Hölzernen See (Jahresmittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	55
Abb. 24:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	57
Abb. 25:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Kalksee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002).....	59
Abb. 26:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	62
Abb. 27:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Köthener See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	63
Abb. 28:	Tiefenlinien des Langen Sees (Deneke 1996).....	65
Abb. 29:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Langen See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) & (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	67
Abb. 30:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	69
Abb. 31:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Liepnitzsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	70

Abb. 32:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	72
Abb. 33:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Maxsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	73
Abb. 34:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	75
Abb. 35:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Möllensee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	77
Abb. 36:	Nehmitzsee (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	79
Abb. 37:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom oberen Nehmitzsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	81
Abb. 38:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	83
Abb. 39:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Neuendorfer See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	85
Abb. 40:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	88
Abb. 41:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Oberückersee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002).....	90
Abb. 42:	Tiefenlinien des Parsteiner Sees (Schönfelder 1999) .....	92
Abb. 43:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Parsteiner See, Südbecken (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	94
Abb. 44:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	97
Abb. 45:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Peetzsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	99
Abb. 46:	Tiefenlinien des Sacrower Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	101
Abb. 47:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Sacrower See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002).....	103

Abb. 48:	Tiefenlinien, Zu- und Abflüsse (Deneke 1996) sowie Makrophytenkartierung (Henschke & Terlinden 1996) des Scharmützelsees .....	107
Abb. 49:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Scharmützelsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	109
Abb. 50:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	112
Abb. 51:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Schermützelsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	114
Abb. 52:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	116
Abb. 53:	Tiefenlinien des Schwielowsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	121
Abb. 54:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Schwielowsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002).....	123
Abb. 55:	Tiefenlinien des Springsees (Deneke 1996) .....	125
Abb. 56:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Springsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001) .....	127
Abb. 57:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	129
Abb. 58:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	132
Abb. 59:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	136
Abb. 60:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Tiefen See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001) .....	137
Abb. 61:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	140
Abb. 62:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Unterückersee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002).....	142
Abb. 63:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	144
Abb. 64:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Werbellinsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	146

Abb. 65:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	149
Abb. 66:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Werlsee (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	150
Abb. 67:	Ausschnitt aus topographischer Karte (Landesvermessung Brandenburg 1999).....	152
Abb. 68:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Wolletzsee Ost (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	153
Abb. 69:	Tiefenlinien des Wolziger Sees (Deneke 1996) .....	155
Abb. 70:	Zeitliche Entwicklung der Trophieparameter vom Wolziger See (Mittelwerte der Vegetationsperiode von April - Oktober) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	157

### 3 Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Topographie und Morphometrie des Flakensees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	9
Tab. 2:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	9
Tab. 3:	Topographie und Morphometrie des Glower Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	12
Tab. 4:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	13
Tab. 5:	Topographie und Morphometrie des Grimnitzsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	15
Tab. 6:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002).....	16
Tab. 7:	Topographie und Morphometrie des Großdöllner Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	19
Tab. 8:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1994 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1994) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	20
Tab. 9:	Topographie und Morphometrie des Großen Glubigsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	23
Tab. 10:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	23
Tab. 11:	Topographie und Morphometrie des Großen Seddiner Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	27
Tab. 12:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	28
Tab. 13:	Topographie und Morphometrie des Großen Stechlinsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	32
Tab. 14:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate	

	März und April 1999) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	33
Tab. 15:	Topographie und Morphometrie des Großen Storkower Sees Nordteil, Südteil und Gesamtsee (Deneke 1996). (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	38
Tab. 16:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	39
Tab. 17:	Topographie und Morphometrie des Großen Treppelsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	42
Tab. 18:	Mittelwerte (Juli-September) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1999 (Osten 2000).....	44
Tab. 19:	Topographie und Morphometrie des Großen Wummsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	47
Tab. 20:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter vom Hauptbecken, Epilimnionwerte des Jahres 2000 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	48
Tab. 21:	Topographie und Morphometrie des Gülper Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	52
Tab. 22:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1993 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1993) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	53
Tab. 23:	Topographie und Morphometrie des Hölzerner Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	54
Tab. 24:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1994 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1994) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	55
Tab. 25:	Topographie und Morphometrie des Kalksees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	58
Tab. 26:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002).....	59
Tab. 27:	Topographie und Morphometrie des Köthener Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	62
Tab. 28:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1994 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1994) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	63

Tab. 29:	Topographie und Morphometrie des Langen Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001){Mietz & Meisel 2001 81 /id}.....	66
Tab. 30:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001)	66
Tab. 31:	Topographie und Morphometrie des Liepnitzsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	69
Tab. 32:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 1994 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1994) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	70
Tab. 33:	Topographie und Morphometrie des Maxsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	72
Tab. 34:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1993 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1993) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	73
Tab. 35:	Topographie und Morphometrie des Möllensees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	76
Tab. 36:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	77
Tab. 37:	Topographie und Morphometrie des gesamten Nehmitzsees (GS) und der Teilbereiche oberer Nehmitzsee (oS) und unterer Nehmitzsee (uS) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	80
Tab. 38:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1995 vom oberen Nehmitzsee (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1995) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	80
Tab. 39:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1995 vom unteren Nehmitzsee (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1995) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	81
Tab. 40:	Topographie und Morphometrie des Neuendorfer Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	84
Tab. 41:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1994 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1994) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	85
Tab. 42:	Topographie und Morphometrie des Oberückersees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	89

Tab. 43:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophie- relevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002).....	89
Tab. 44:	Topographie und Morphometrie des Parsteiner Sees, Nordbecken, Südbecken und Gesamtsee (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	93
Tab. 45:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000, Nordbecken und Südbecken (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001). ....	94
Tab. 46:	Topographie und Morphometrie des Peetzsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	98
Tab. 47:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	98
Tab. 48:	Topographie und Morphometrie des Sacrower Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	102
Tab. 49:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002).....	103
Tab. 50:	Topographie und Morphometrie des Scharmützelsees (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	108
Tab. 51:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000, Probestelle Wendisch-Rietz (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	108
Tab. 52:	Topographie und Morphometrie des Schermützelsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	113
Tab. 53:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1995 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1995) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	113
Tab. 54:	Topographie und Morphometrie des Schwielochsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	117
Tab. 55:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	118
Tab. 56:	Topographie und Morphometrie des Schwielowsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	122
Tab. 57:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002).....	122

Tab. 58:	Topographie und Morphometrie des Springsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	126
Tab. 59:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	126
Tab. 60:	Topographie und Morphometrie des Stienitzsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	130
Tab. 61:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1993 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1993) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	130
Tab. 62:	Topographie und Morphometrie des Straussees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	133
Tab. 63:	Topographie und Morphometrie des Tiefen Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001). .....	136
Tab. 64:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	137
Tab. 65:	Topographie und Morphometrie des Unterückersees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	141
Tab. 66:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2001 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 2001) (Daten des LUA Brandenburg, 2002).....	141
Tab. 67:	Topographie und Morphometrie des Werbellinsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	145
Tab. 68:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	146
Tab. 69:	Topographie und Morphometrie des Werlsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	149
Tab. 70:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 1996 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1996) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	150
Tab. 71:	Topographie und Morphometrie des Wolletzsees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001) .....	152
Tab. 72:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter vom Wolletzsee West (WW) und Ost (WO) des Jahres 1994 (Ausnahme TP <sub>Früh</sub> : Mittelwert der Monate März und April 1994) (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001).....	153

Tab. 73:	Topographie und Morphometrie des Wolziger Sees (Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001). .....	156
Tab. 74:	Vegetationsmittelwerte (April-Oktober) chemischer und trophierelevanter Parameter des Jahres 2000 (Ausnahme $TP_{\text{Früh}}$ : Mittelwert der Monate März und April 2000) (Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001).....	156

## 4 Literatur

Arp, W., 1997: Der Große Wummsee. In O. Mietz, H. Vietinghoff & J. Meisel (Hrsg.), Seenberichte: Straussee, Twernsee, Giesenschlagsee, Wittwese und Großer Wummsee. *Studien und Arbeitsberichte*. Heft 4: 169-216.

Barthelmes, D., 1974: Gutachten über die Beeinflussung der Wasserqualität des Grimnitzsees durch die Karpfenintensivwirtschaft. Institut für Binnenfischerei, Berlin. unveröffentlicht.

Behrendt, H. & Böhme, M., 1994: Bestandsaufnahme, Inventarisierung und Kartierung des Phytoplanktons sowie der submersen und emersen Makrophyten im Dämeritzsee, Flakensee und in Vergleichsgewässern (Kalksee, Werlsee). Gutachten. 46 S.

Casper, S. J., 1985: "The phytoplankton". Kap. S. J. Casper (Ed.), *Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster.

Casper, S. J., Krausch, H.-D. & Scheffler, W., 1985a: "The plant communities". Kap. S. J. Casper (Ed.), *Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht: 129-195.

Casper, S. J., Krausch, H.-D. & Krey, L., 1985b: "The lake Stechlin area, past and present, and the Lake Stechlin project". Kap. S. J. Casper (Ed.), *Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake*. DR W. Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster: 3-25.

Cepek, A., 1995: Stratigraphie und Inlandeisbewegungen im Pleistozänen an der Struktur Rüdersdorf bei Berlin. *Berliner geowiss. Abh. (A)* 168: 103-133.

Danowski, A., 1998: Untersuchungen zur Litoralflora des Großen Seddiner Sees. In Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH (Hrsg.), Die Seddiner Seen-Zustand und Möglichkeiten ihrer Restauration. Teil 2: Großer Seddiner See, Begleitende Untersuchungen. *Studien und Arbeitsberichte*: 67-94.

Deneke, R., 1996: Topographie, Morphologie und Mixis stehender Gewässer. In B. Nixdorf & A. Kleeberg (Hrsg.), Gewässerreport Scharmützelseegebiet: Teil II der limnologischen Zustandsanalyse von Gewässern aus dem Scharmützelseegebiet. *Aktuelle Reihe*. 2/96: 10-21.

Deneke, R., 1997: Trophieklassifikation (LAWA-Entwurf) und Trophieentwicklung in 12 Seen des Scharmützelseegebietes 1994-1997. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Teil III): Limnologische Untersuchungen im Scharmützelseegebiet und von Tagebauseen in der Lausitz. *Aktuelle Reihe*. 5/97: 49-59.

Deneke, R., 1998: Vergleich von Klarwasserstadien in verschiedenen Seen des Scharmützelseegebietes. In M. Schmitt & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 4), Forschungsergebnisse zur Limnologie von Gewässern im Scharmützelseegebiet und in Bergbaufolgelandschaften. *Aktuelle Reihe*. 5/98: 82-94.

Deneke, R., Rücker, J. & Nixdorf, B., 2001: Trophieentwicklung von tiefen und flachen Seen im Scharmützelseegebiet (Brandenburg) - Ein Resümee nach 7

Untersuchungsjahren (1994-2000) und Bewertung nach der LAWA-Richtlinie (1999). In H. Krumbek & U. Mischke (Hrsg.), Gewässerreport (Nr.6): Entwicklungen der Gewässer im Scharmützelseegebiet und angewandte Probleme des Gewässerschutzes. *Aktuelle Reihe*. 6/2001: 5-18.

Eckstein, K., 1908: Die Fischerei-Verhältnisse der Provinz Brandenburg zu Anfang des 20. Jahrhunderts. *Verlag des Fischerei-Vereins für die Provinz Brandenburg*: - 275.

Elfenbein, C., 1997: Sedimentchemische Untersuchungen zur Belastung des Möllensees. Diplomarbeit: 86 S.

Flößner, D., Kasprzak, P., Mothes, G., Ronneberger, D. & Schönborn, W., 1985: "The invertebrate communities". Kap. S. J. Casper (Ed.), *Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster: 213-259.

Franz, H. J., 1961: Die Glaziallandschaft südlich von Potsdam. *Geographische Berichte*: 214-231.

Friedrich, F., 1993: Qualitative und quantitative Erfassung der Fischbestände in den Gewässern des Industriegebietes Erkner und Einschätzung ihrer Lebensbedingungen. Gutachten: 125 S.

Gervais, F., Berger, S., Schönfelder, I. & Rusche, R., 1999: Basic Limnological Characteristics of the Shallow Eutrophic Lake Grimnitzsee (Brandenburg, Germany). *Limnologica*. 29: 105-119.

Ginzel, G., 1999: Hydrogeologische Untersuchungen im Einzugsgebiet des Stechlin- und Nehmitzsees. In Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. (Hrsg.) *Berichte des IGB*. Heft 9: 43-53.

Gonsiorczyk, T., Casper, P. & Koschel, R., 2000: Phosphorus release from the bottom sediment of the oligotrophic Lake Stechlin. In Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. (Hrsg.), Jahresforschungsbericht 1999. *Berichte des IGB*. Heft 10: 69-78.

Henker, H. & Schönfelder, J. (Hrsg.), 1996: Ausgewählte Seen Ostbrandenburgs. *Die Seen im Brandenburgischen Jungmoränenland, Teil 1*: 104.

Henschke, I. & Terlinden, W., 1996: Makrophyten im Scharmützelsee. In B. Nixdorf & A. Kleeberg (Hrsg.), Gewässerreport Scharmützelseegebiet: Teil II der limnologischen Zustandsanalyse von Gewässern aus dem Scharmützelseegebiet. *Aktuelle Reihe*. 2/96: 88-89.

Hoesch (Hrsg.), 1995: Pilotstudie zur ökologischen Diagnose, Bewertung und Entwicklungsüberwachung oligo-, meso- und natürlich eutropher Seen Brandenburgs auf der Grundlage von Leitarten und Leitbiozönosen. *Natur und Text in Brandenburg*.

Kalbe, L., 1993: Brandenburgische Seenlandschaften: 192 S.

Klapper, H. & Koschel, R., 1985: "Lake Stechlin area and society". Kap. S. J. Casper (Ed.), *Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster

- Kleeberg, A. & Lippert, G., 1997: Die benthische Phosphorfremsetzung in Seen des Scharmütelseegebietes mit sommerlichem anoxischen Hypolimnion. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), *Gewässerreport (Teil III): Limnologische Untersuchungen im Scharmütelseegebiet und von Tagebauseen in der Lausitz. Aktuelle Reihe. 5/97*: 99-108.
- Kleeberg, A., Rücker, J. & Nixdorf, B., 2002: Eutrophication history of Lake Scharmützel, NE Germany (in Vorbereitung).
- Knösche, R. & Barthelmes, D., 1998: A new approach to estimate lake fisheries yield from limnological basic parameters and first results. *Limnologica* 28: 133-144.
- Koppelmeyer, B., Feibicke, M. & Ripl, W., 1997: Konzeption gewässerexterner und -interner Sanierungsmaßnahmen am Schwielochsee (Ost-Brandenburg). *Tagungsbericht. 1*: 246-250.
- Koszinski, A., 1993: "Hydrogeologie und Wasserhaltung der Lagerstätte". Kap. J.-H. Schroeder (Ed.), *Führer zur Geologie von Berlin und Brandenburg, Nr.1: Die Struktur von Rüdersdorf*. Geowissenschaftler in Berlin und Brandenburg e.V., Selbstverlag, Berlin: 106-110.
- Krausch, H.-D., 1985: "Aquatic macrophytes of the Lake Stechlin area.". Kap. S. J. Casper (Ed.), *Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster.
- Krausch, H. D. & Zühlke, D. (Hrsg.), 1974: Das Rheinsberg-Fürstenberger Seengebiet. Ergebnisse der heimatkundlichen Bestandsaufnahme in den Gebieten von Zechlin, Rheinsberg, Fürstenberg und Himmelpfort. *Akademie-Verlag Berlin*.
- Krey, L., 1985: "The lakes of the Lake Stechlin area: aspects of their morphometry". Kap. S. J. Casper (Ed.), *Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht: 29-40.
- Krienitz, L., Scheffler, W. & Padisak, J., 2000: Zur Phytoplanktonflora des oligotrophen Stechlinsees (Brandenburg) - eine Herausforderung für Systematiker und Ökologen. *Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands* 4: 49-62.
- Krüger et al., 1992: Pflege- und Entwicklungsplan Straussee. ÖNU GmbH. unveröffentlicht.
- Kummer, V., 1998: Flora und Vegetation im Bereich des Neuendorfer Sees (Biosphärenreservat Spreewald). *Verh.Bot.Ver.Berlin Brandenburg*: 1-205.
- Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik - Außenstelle Frankfurt Oder (Hrsg.), 1997: Statistik zur Flächenerhebung des Jahres 1997. *Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik - Außenstelle Frankfurt (Oder) (Hrsg.)*.
- Landesvermessung Brandenburg, 1999: TOP 50 - Amtliche Topographische Karten - Brandenburg / Berlin.

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

Liedtke, H., 1981: "Die nordischen Vereisungen in Mitteleuropa". Kap. *Forschungen zur deutschen Landeskunde*: 204 S.

Marcinek, J., 1976: Das Wasser des Festlandes. Hermann-Haack-Verlag. Gotha/Leipzig.

Marcinek, J. & Nitz, B., 1973: Das Tiefland der Deutschen Demokratischen Republik. Hermann-Haack-Verlag. Gotha/Leipzig.

Marcinek, J., Seifert, S. & Zaumseil, L. (Hrsg.), 1996: Zur Bildung des Gewässernetzes in Brandenburg. *Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands* Heft 2: 7-21.

Mathan, C., 1999: Die Kläranlage Storkow mit nachgeschalteter Pappelanlage und ihr Einfluss auf den Nährstoffstatus von Standgewässern: 1-106.

Mauersberger, H. & Mauersberger, R., 1996: Die Seen des Biosphärenreservats "Schorheide-Chorin" - eine ökologische Studie. Dissertation. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald: 1-412.

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.

Mietz, O., 1996a: Allgemeiner hydrogeographisch-limnologischer Überblick über die Seen Brandenburgs und die Entwicklung eines Klassifikationsmodells für die glazialen Seen des Norddeutschen Tieflandes. *Studien und Arbeitsberichte* 2: 1-336.

Mietz, O., 1996b: Das Potsdamer Seengebiet. In Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): 71-82.

Mietz, O., 1998: "Der Große Seddiner See". Kap. Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH (Ed.), *-Hydrographisch-limnologische Untersuchungen ausgewählter Seen-Großer Seddiner See, Schermützelsee, Werbellinsee, Blankensee und Ruppiner See*. Natur und Text in Brandenburg GmbH, Rangsdorf: 1-70.

Daten vom Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH, 2001: Mietz, O. & Meisel, J. Schlunkendorfer Str. 2e, 14554 Seddin.

Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg Ref. 71 and Hellwig, H. Schwielowsee. Internet Communication: <http://www.brandenburg.de/land/mlur/w/Schwielow.htm>. 15-1-2003.

Mischke, U. & Rucker, J., 2001: Veränderungen der Zusammensetzung der Algenzönose in Standgewässern des Schermützelseegebietes. In H. Krumbeck & U. Mischke (Hrsg.), *Gewässerreport* (Nr. 6): Entwicklungen der Gewässer im

Scharmützelseegebiet und angewandte Probleme des Gewässerschutzes. *Aktuelle Reihe*. 6/2001: 19-38.

Müller, H., 1952: Die produktionsbiologischen Verhältnisse märkischer Seen in der Umgebung Storkows. *Z. f. Fisch. Hilfswiss. N. F.* 1(1/2): 95-160.

Daten der BTU Cottbus, LS Gewässerschutz, 2001: Nixdorf, B. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, 15526 Bad Saarow, Seestraße 45.

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.

Nixdorf, B., Rücker, J., Deneke, R. & Zippel, P., 1995: Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet, Teil I. In B. Nixdorf, J. Rücker, R. Deneke & P. Zippel (Hrsg.), Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet Teil I. *Aktuelle Reihe*. 1/95: -52 S.

OFM (Oberflussmeisterei) Frankfurt Oder (Hrsg.), 1982: Komplexanalyse des Treppel-, Hammer- und Lange Sees. *OFM (Oberflussmeisterei) Frankfurt Oder*.

Osten, K., 2000: Externe und interne Phosphorbelastung des Großen Treppelsees. Diplomarbeit, Hochschule für Technik, Wissenschaft und Sozialwesen Zittau und BTU Cottbus, LS Gewässerschutz: 1-74.

Padisk, J., Krienitz, L., Scheffler, W., Koschel, R., Kristiansen, J., and Grigorszky, I., 1998. Phytoplankton succession in the oligotrophic Lake Stechlin (Germany) in 1994 and 1995. *Hydrobiologia*. 369/370: 179-197.

Psille, R., 1998: "Der Werbellinsee". Kap. Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH (Ed.), *-Hydrographisch-limnologische Untersuchungen ausgewählter Seen-Großer Seddiner See, Scharmützelsee, Werbellinsee, Blankensee und Ruppiner See*. Natur und Text in Brandenburg GmbH, Rangsdorf: 107-144.

Rentzsch, J., Rauch, U. & Birke, M., 1995: Die Belastung des Bodens im Raum Rüdersdorf mit anorganischen Schadstoffen und anderen Spurenelementen. *Berliner geowiss.Abh.(A)* 168: 349-359.

Richter, D., Neubert, W. & Klämt, A., 1979: Temperatur und Wärmehaushalt des thermisch belasteten Stechlin- und Nehmitzsees. *Abhandlungen des Meteorologischen Dienstes der DDR*. 123: 1-40.

Rieke, H., 1997: Kartierung der Oberflächensedimente und Untersuchung der jüngeren Belastungsgeschichte des Kalksees (Brandenburg). Diplomarbeit.

Ripl, W., Feibicke, M, Heller, S., Kopplemeyer, B., Markwitz, M., Wolter, K.-D., and Wöbbecke, K., 1995: Erarbeitung eines Sanierungsplanes für den Neuendorfer und den Schwiellochsee unveröffentlicht.

Daten des LUA Brandenburg, 2002: Rohde, E. Landesumweltamt Brandenburg, Abt. Ökologie und Umweltanalytik, Ref. 05, Dr. Rohde, Berliner Str. 21-25, 4467 Potsdam.

Rücker, J., 1997: Untersuchungen zum Vorkommen phototropher Bakterien in Seen des Scharmützelseegebietes. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Teil III): Limnologische Untersuchungen im Scharmützelseegebiet und von Tagebauseen in der Lausitz. *Aktuelle Reihe*. 5/97: 81-98.

Rüdersdorfer Zement GmbH. Der Wasserbedarf des Zementwerkes und vereinfachte Umwelterklärung 2001. Internet Communication: <http://www.readymix-zement.de>. 15-1-2003.

Rümmler, F., Schiewe, S. & Ebel, H. (Hrsg.), 2002: Arbeitsbericht 1997 zur wissenschaftlichen Begleitung der Sanierung des Sacrower Sees mittels Tiefenwasserbelüftung.- Bericht des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam Sacrow im Auftrag des Magistrats der Stadt Potsdam.

Rümmler, F. & Walter, C., 1995: "Zwei Jahre hypolimnische Belüftung im Sacrower See". Kap. D. Jaeger & R. Koschel (Eds), *Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York: 157-169.

Samter, M., 1912: Statistik der märkischen stehenden Gewässer. *Jahrbuch für die Gewässerkunde Norddeutschland* Besondere Mitteilungen Bd. 2, Nr. 4: 1-80.

Sas, H. (Hrsg.), 1989: Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. *Academia-Verlag Richarz GmbH*.

Scheffler, D., 1980: Analyse der Wasserwirtschaftlichen Verhältnisse des Einzugsgebietes der Schlaube. Ingenieurabschlussarbeit, Ingenieurschule für Wasserwirtschaft Magdeburg.

Schiemenz, P., 1932: Bericht über die Untersuchung des Grimnitzsees. Institut für Binnenfischerei, Berlin. unveröffentlicht.

Scholz, E. (Hrsg.), 1962: Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs.

Schönfelder, J., 1999: Der Parsteiner See. In Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH (Hrsg.), *Seenberichte - Parsteiner See, Glindowsee, Großer Plessower See*. *Studien und Arbeitsberichte*.: 1-34.

Seenkataster Brandenburg des Landesumweltamtes. Großer Wummsee. Internet Communication: [http://www.ruppiner-schweiz.de/tourismus/seen/grosser\\_wummsee.htm](http://www.ruppiner-schweiz.de/tourismus/seen/grosser_wummsee.htm). 2003.

Vietinghoff, H., 1995: Beiträge zur Hydrographie und Limnologie ausgewählter Seen in Ostbrandenburg sowie zum Wasserhaushalt stehender Gewässer. In Institut für Geographie der Humboldt-Universität zu Berlin (Hrsg.) 82: 1-160.

Vietinghoff, H., 1997: Der Straussee. In O. Mietz, H. Vietinghoff & J. Meisel (Hrsg.), Seenberichte. Straussee, Twernsee, Giesenschlagsee, Wittwese und Großer Wummsee: 1-48.

Vietinghoff, H., 1998a: "Der Schermützelsee". Kap. Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH (Ed.), *-Hydrographisch-limnologische Untersuchungen ausgewählter Seen-Großer Seddiner See, Schermützelsee, Werbellinsee, Blankensee und Ruppiner See*. Natur und Text GmbH, Rangsdorf: 71-106.

Vietinghoff, H., 1998b: Großer Seddiner See - Hydrographisch-limnologische Verhältnisse. In Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg GmbH (Hrsg.), Die Seddiner Seen-Zustand und Möglichkeiten ihrer Restauration. Teil 2: Großer Seddiner See, Begleitende Untersuchungen. *Studien und Arbeitsberichte.*: 1-24.

Wassmann, H. (Hrsg.), 1997: Expertise zu Wirkung und künftigen Steueroptionen des Belüftungsbetriebes im Sacrower See unter Begutachtung des Sanierungsfortschrittes.- Studie im Auftrag des Magistrats der Stadt Potsdam.

Weithoff, G., 1998: Steuermechanismen der Phytoplanktondynamik im flachen, eutrophen Flakensee. Dissertation: 128 S.

Wichmann M. Die Struktur ausgewählter Pflanzengesellschaften am Südufer des Gülper See (Westbrandenburg) unter dem Einfluß von Überflutung und Bewirtschaftung mit Galloway-Rindern. Diplomarbeit. Institut für Ökologie und Naturschutz der Universität Potsdam. Internet Communication: <http://www.oesa.ufz.de/max/diploma.shtml>. 9-2-2000.

Wiedner, C., 1999: Toxische und nicht-toxische Cyanobakterien in Gewässern der Scharmützelseeregion: Ihr Vorkommen in Gewässern unterschiedlicher Trophie und Morphometrie und Steuermechanismen ihrer Dynamik in polymiktischen Flachseen. Dissertation, BTU Cottbus: 1-131.

Wienicke, E. and Roschke, M., 1996: Schilfbonitur am Großen Seddiner See 1995 unveröffentlicht.

Wöbbecke, K., Klett, G., & Rechenberg, B. 2003: "Wasserbeschaffenheit der wichtigsten Seen in der Bundesrepublik Deutschland - Datensammlung 1981-2000", Umweltbundesamt Berlin, UBA-Texte 36/03. 1-153.

Zippel, P., 1996: Phytoplanktonsukzession und -dynamik in den Gewässern des Scharmützelseegebietes. In B. Nixdorf & A. Kleeberg (Hrsg.), Gewässerreport Scharmützelseegebiet: Teil II der limnologischen Zustandsanalyse von Gewässern aus dem Scharmützelseegebiet. *Aktuelle Reihe*. 2/96: 44-60.

Zippel, P., 1997: Die Entwicklung des Phytoplanktons im Scharmützelsee (1993-1996) und Storkower See. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Teil III): Limnologische Untersuchungen im Scharmützelseegebiet und von Tagebauseen in der Lausitz. *Aktuelle Reihe*. 5/97: 60-71.