



ERNST-MORITZ-ARNDT-UNIVERSITÄT GREIFSWALD
INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE UND BOTANIK

Diplomarbeit

Phosphorbilanz des Großen Plessower Sees

Bearbeitung: Ulrike Wirth

Begutachtung: Prof. Dr. Hans Joosten, Universität Greifswald
Dr. Jens Pätzolt, Landesumweltamt Brandenburg

Greifswald, den 01. Juli 2010

Hiermit erkläre ich die vorliegende Diplomarbeit mit dem Thema:

„Phosphorbilanz des Großen Plessower Sees“

selbstständig verfasst und keine anderen Hilfsmittel als die angegebenen verwendet zu haben.

Aus anderen Werken in Wortlaut oder Sinngehalt entnommene Inhalte sind durch Quellenverweis, auch für Sekundärliteratur, kenntlich gemacht.

Greifswald, den 01.Juli 2010

Ulrike Dore Mathilde Wirth

Kontakt:
Ulrike Wirth
Kurze Strasse 9
17498 Alt Ungnade
rike.wirth@gmx.de
Danksagung

Danksagung

Hiermit möchte ich mich bei Allen bedanken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Jens Pätzolt und Hans Joosten danke ich für ihre gute Betreuung. Thomas Swaton danke ich für die viele computertechnische Unterstützung.

Ich danke Herrn Etter und Herrn Nitz vom WAZV Werder-Havelland für die Unterstützung bei der Grundwasserbeprobung. Danke auch für die interessanten Gespräche mit Frau Mallon vom WAZV Werder-Havelland, Herrn Ziesche von der Grundwasser Consulting Ingenieurgesellschaft, Herrn Kühn vom Fischerhof Kühn und Herrn Zeithammer vom Wasser- und Bodenverband Nauen.

Meinen Eltern Renate Wirth und Norbert Wirth möchte ich danken, dass sie mir das Studium in dieser Form ermöglicht und mich immer unterstützt haben.

Vielen Dank an Dante, der diesen Weg mit mir zusammen gegangen ist.

All meinen Mitbewohner vielen Dank für das schöne Zusammenwohnen im trockenen Studienalltag. Besonders auch an Birk, Andi und Jan, die mir mit meinem Computer geholfen haben.

Und für die Unterstützung besonders in den letzten Tagen danke ich herzlich Catinka, Janika, Birk, Vera und Katja.

1. Inhaltsverzeichnis

1.	<i>Inhaltsverzeichnis</i>	1
2.	<i>Zusammenfassung</i>	2
3.	<i>Einleitung und Fragestellung</i>	4
4.	<i>Methoden</i>	5
4.1.	das Untersuchungsgebiet	5
4.2.	Hydrogeologie und Hydrologie	8
4.3.	Nutzung	8
4.4.	Externe Phosphorlast	9
4.5.	Trophie und Referenzzustand	11
4.6.	seeinterne chemische Parameter des Phosphorkreislaufs	13
4.7.	Einbox-Modell	14
5.	<i>Ergebnisse</i>	15
5.1.	Hydrogeologie und Hydrologie	15
5.2.	Nutzung	29
5.3.	externe Phosphorlast	32
5.4.	Trophie und Referenzzustand	38
5.5.	seeinterne chemische Parameter des Phosphorkreislaufs	41
5.6.	Einbox-Modell	60
6.	<i>Diskussion</i>	61
6.1.	Hydrogeologie und Hydrologie	61
6.2.	Nutzung	64
6.3.	externe Phosphorlast	64
6.4.	Trophie und Referenzzustand	66
6.5.	seeinterne chemische Parameter des Phosphorkreislaufs	67
6.6.	Einbox-Modell	73
7.	<i>Verzeichnisse</i>	76
7.1.	Abbildungsverzeichnis	76
7.2.	Tabellenverzeichnis	77
7.3.	Abkürzungsverzeichnis	78
7.4.	Literaturverzeichnis	79
7.5.	Kommunikationsverzeichnis	82

2. Zusammenfassung

Der Große Plessower See ist ein grundwassergespeister See und einer der 30 größten glazialen Seen Brandenburgs. Da Phosphor am häufigsten der Nährstoff ist, der zur Eutrophierung von Gewässern führt und über den eine Oligotrophierung erreicht werden kann, wurde für den Großen Plessower See eine Phosphorbilanz erstellt. Die P-Einträge wurden hauptsächlich aus Archiven recherchiert. Die hydrogeologische Situation wurde aus Berichten und Berechnungen des LUA Brandenburg und des WAZV Werder-Havelland erfasst. Es lagen umfangreiche Messungen chemischer Parameter des Wassers von 1973 bis 2009 vor. Anhand der Messwerte und der berechneten Werte wurde mit Hilfe eines Einbox-Modells (SCHAUSER et al. 2003) die Entwicklung des P-Haushalts des Sees von 1926 bis 2028 simuliert. Die chemischen Messwerte, die mit dem Phosphorhaushalt in Wechselwirkung stehen, wurden statistisch ausgewertet. Der Grundwasserzustrom aus dem Einzugsgebiet liegt zwischen 2,3 und 3,2 Mio m³/a. Der Oberflächenabfluss wurde mit 1,4 Mio. m³ gemessen (LUA BRANDENBURG, August 2008, pers. Mitt.). Das restliche Wasser verlässt den See unterirdisch. Die natürlichen P-Einträge bestehen aus den Konzentrationen im Grundwasser und aus dem atmosphärischen Eintrag. Der P-Eintrag vor 1936 wurde mit 340 kg/a berechnet. Wegen erhöhter Grundwasserkonzentrationen liegt der potentiell erreichbare P-Eintrag bei 400 kg/a. Die Belastung des Sees begann bereits 1936 und erreichte ihren Höhepunkt zwischen 1965 und 1972 mit maximal 7716 kg Phosphor pro Jahr. Ab 1993 waren alle bekannten Punktquellen abgestellt. Durch den unterirdischen Abfluss wird P-reiches Wasser wegtransportiert. Es ist für die P-Bilanz kaum ausschlaggebend, ob mit dem hohen oder dem niedrigen Abfluss gerechnet wird. Die Retention wurde nach NÜRNBERG 1998 mit 0,8 und mit dem erweiterten Einboxmodell (SCHAUSER et al. 2003) für die Zeitreihe 1926 bis 2028 (als Nettosedimentationskoeffizient) berechnet. Für die Zeit der höchsten Belastung des Sees ist der Nettosedimentationskoeffizient mit 2,8 am größten. Gleich nach der Abschaltung der größten externen P-Quellen, sank der Nettosedimentationskoeffizient auf 0,3. Für die Schwankungen in der seeinternen GP-Konzentration die 1997 und 2009 gemessen wurden, wurde ein Nettosedimentationskoeffizient nahe Null modelliert. Es wird davon ausgegangen, dass solche Schwankungen vorerst weiterhin auftreten. Die Modellierung ergibt eine seeinterne GP-Konzentration von 0,058 mg/l für 2011, von 0,038 mg/l für 2018 und von 0,032 mg/l für 2025. Der See erreicht damit voraussichtlich im nächsten Jahr wieder eine GP-Konzentration,

die dem mesotrophen Zustand entspricht. Die Trophie (nach LAWA 1999 berechnet) ist seit 1974 von polytroph 1 bis 2008 auf mesotroph 3 gesunken. In den 90er Jahren lag der See bei eutroph 2, ab 2001 bei eutroph 1. 2009 stieg die Trophie wieder auf eutroph 2. Die potentiell natürliche Trophie wurde als mesotroph 1 bis mesotroph 3 berechnet. Im Jahr 1973 betrug die Trophie noch eutroph 2, obwohl die Phase der größten GP-Belastung von 1965 bis 1972 andauerte. Der höchste trophische Zustand des Sees wurde erst 9 Jahre nach dem Einsetzen dieser maximalen Belastung gemessen. Diese verzögerte Reaktion wird auf eine langsame Anpassung der Phytoplanktonbiozönose zurückgeführt. Eine verzögerte Reaktion ist auch in den winterlichen Sichttiefen von 1975 und 1981 erkennbar (3,9 und 4 m) und in den hohen Chlorophyll-a Werten 1995 und 1996 trotz geringer GP-Werte. Im Großen Plessower See findet im Sommer Kalkfällung statt. Die Calciumkonzentration war vor 1993 im Epilimnion geringer. Es wird eine erhöhte Kalkfällung aufgrund höherer Primärproduktion als Grund vermutet. Die Schwefelkonzentration im See ist zwischen 1973 und 2006 um 50 mg/l gestiegen. Dieser Anstieg kann wahrscheinlich auf atmosphärische Depositionen von Schwefeldioxid aus anthropogenen Quellen zurückgeführt werden (HUPFER, LEWANDOWSKI 2008). Die Primärproduktion im See ist oft im Wechsel durch Stickstoff und Phosphor limitiert. Ab 1993 ist eine verstärkte GP-Limitation erkennbar. Eine Reduktion der Stickstoffgehalte kann für die Senkung der Phytoplanktonbiomasse also zusätzlich erfolgreich sein. Für das Hypolimnion konnte festgestellt werden, dass trotz einer Senkung der Trophie seit den 90er Jahren, die GP-Konzentration für die Jahre 2001-2008 wieder gestiegen und die Sauerstoffsättigung seit 1993 gesunken ist. Weiterhin zeigen Eisen und Gesamtphosphor einen annähernd analogen Verlauf. Das Selbe gilt für Hydrogenkarbonat und Gesamtphosphor, was auf einen Zusammenhang zwischen Phosphor und der heterotrophen Atmungsaktivität hinweist. Im natürlichen Zustand strömt dem Hypolimnion etwa 10 °C kaltes, sauerstoffarmes Grundwasser zu. Durch die Förderung von Seebodenfiltrat im Sommer durch das *Wasserwerk Werder* wird dem Hypolimnion kaltes Wasser entzogen. Es konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht festgestellt werden, ob das Hypolimnion durch die Wasserförderung verkleinert und destabilisiert wird. Der Wasserhaushalt des Einzugsgebiets des Großen Plessower See ist überlastet – es wird mehr entnommen, als neu gebildet wird. Die Zusammensetzung der Fischarten und deren Populationsdichten können im Sinne einer niedrigeren Phytoplanktondichte in Zukunft noch optimiert werden.

3. Einleitung und Fragestellung

Die Eutrophierung von Seen in Deutschland ist immer noch eines der häufigsten Gewässergüteprobleme (SCHAUSER et al. 2003). Für die meisten Seen ist Phosphor der Nährstoff, der zur Eutrophierung geführt hat (FORSBERG et al. 1978). Es wird daher versucht über eine Reduktion der Phosphorverfügbarkeit diese einzudämmen oder rückgängig zu machen (LAWA 1999). Um dieses Ziel zu erreichen muss der Phosphorhaushalt eines Sees bekannt sein. Mit der Phosphorbilanz soll dieser für den Großen Plessower See möglichst vollständig ermittelt und verstanden werden. Die Hauptflüsse des Phosphors sind die Einträge, die Austräge und die Sedimentation (GÄCHTER, IMBODEN 1985). Die Phosphorein- und -austräge werden von den Zu- und Abflüssen transportiert. Daher ist die Kenntnis dieser für die Phosphorbilanz grundlegend. Die vorliegende Arbeit möchte folgende Fragen beantworten:

Wie hoch sind die Zu- und Abflüsse für den Großen Plessower See?

Welche Phosphoreinträge gibt und gab es?

Welche Phosphorausträge gibt und gab es?

Wie groß ist und war die Sedimentation von Phosphor?

Welche Trophie hatte der See in den letzten 37 Jahren?

Welchen potentiell natürlichen Zustand kann dem See zugeordnet werden?

Welche Wechselwirkungen zwischen Faktoren des seeinternen Phosphorkreislaufs können gefunden werden?

Der nördliche Teil des Plessower Sees (Kemnitzer Winkel) wird in dieser Arbeit weitestgehend ausgeschlossen, da für ihn eine eigene P-Bilanz erstellt werden muss.

4. Methoden

4.1. das Untersuchungsgebiet

Der Große Plessower See liegt im Land Brandenburg, Landkreis Potsdam-Mittelmark und gehört der Stadt Werder/Havel. Er ist im Zuge der Brandenburger Eisrandlage der Weichseleiszeit entstanden (RAMM 1999) und gehört zur Landschaftseinheit der östlichen Zauche (MIETZ 1999). Der See liegt bei 29,8 m ü. NN in einer Schmelzwasserrinne, die parallel zur Havelniederung verläuft. Im Südwesten schließt sich erst eine Niederung und dann eine Grundmoränenplatte (Glindower Platte) mit bis zu 70 m ü. NN und im Südosten eine Stauchmoräne mit über 60 m ü. NN an (LGB BRANDENBURG 2005). Es grenzen vier Ortschaften an den See. Das sind im Osten Werder/Havel, im Süden Glindow, im Westen Plessow und im Norden Kemnitz. In der Niederung westlich des Großen Plessower Sees liegt der Kleine Plessower See. Im natürlichen Zustand besitzt der Große Plessower See keine oberirdischen Abflüsse (RAMM 1999). Es gibt zwei anthropogen geschaffene Abflüsse. Der Torfgraben im Norden, der über das Schöpfwerk Phöben in die Havel entwässert und ein Verbindungsgraben im Süden zum Glindower See, der mit der Havel verbunden ist. Die Entwässerungsgräben der Niederungen südwestlich und nordöstlich des Gewässers, fließen überwiegend in den See. Die Wasserfläche beträgt heute etwa 323 ha und der See gehört damit zu den 30 größten Standgewässern mit glazialen Ursprung im Land Brandenburg (RAMM 1999). Durch den Bau der Autobahnbrücke 1936, wurde der nördliche Teil (Kemnitzer Winkel) fast komplett abgetrennt. Dieser nördliche Teil muss separat bilanziert werden und wurde deshalb weitestgehend aus dieser Arbeit ausgeschlossen. Einige Merkmale des Sees sind Tab.: 4.1-1 zu entnehmen.

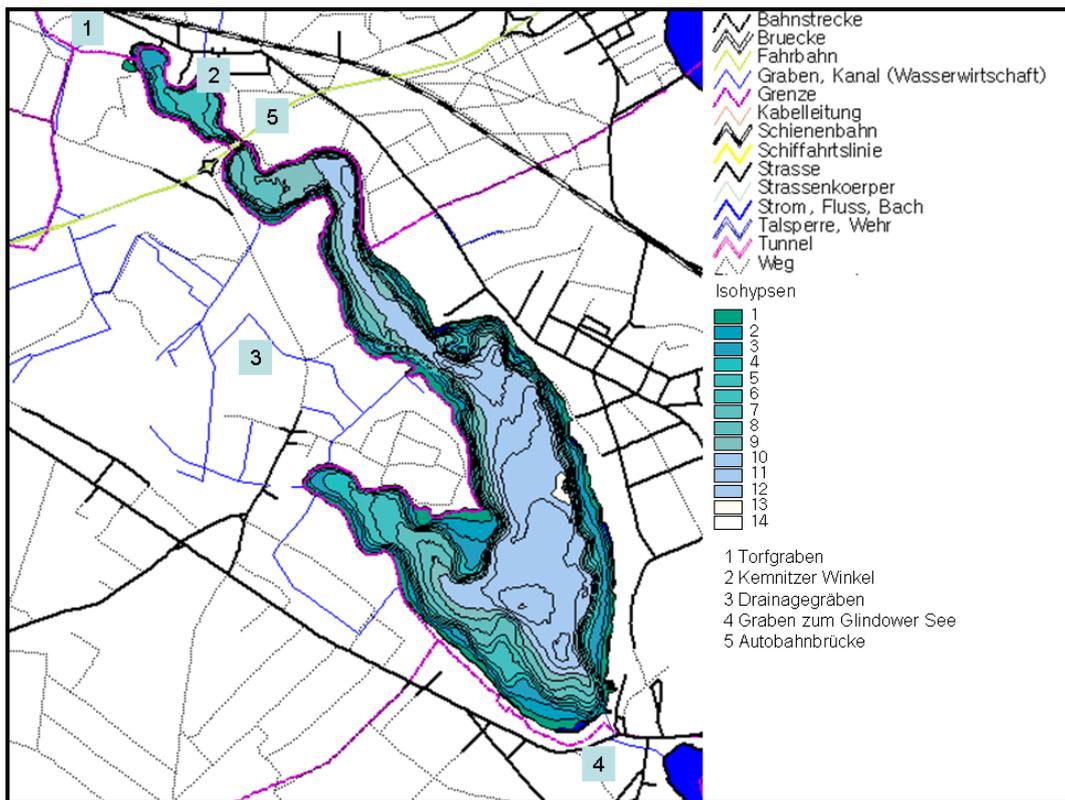
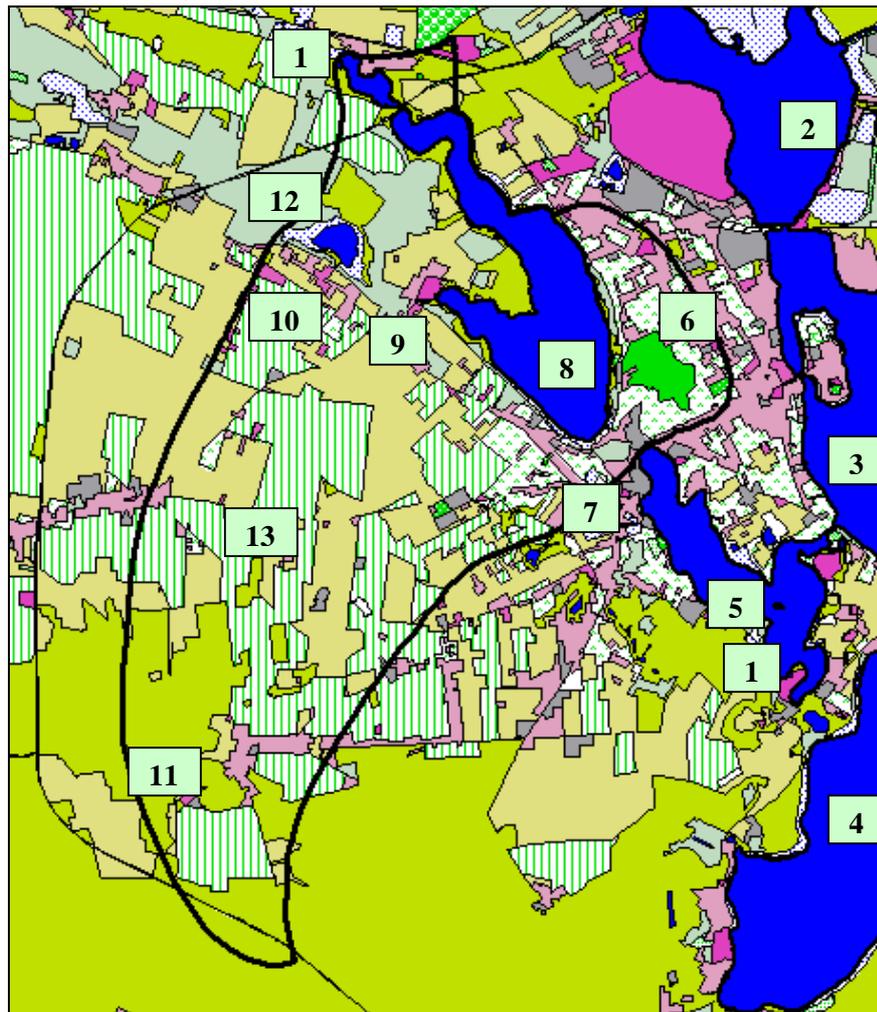


Abb.: 4.1-1 Tiefenkarte. Abflüsse, Zuflüsse, Kemnitzer Winkel; Quelle: Isohypsen nach IAG, April 2009, Emailkommunikation und Karte nach LUA BRANDENBURG, Aug. 2008, Datenbereitstellung

Tab.: 4.1-1 morphometrische und topographische Daten, Quelle: (HOESCH (Hrsg.) 1995), Seefläche wurde anhand von GIS-Daten errechnet
Quelle: IAG, April 2009, Emailkommunikation

Seefläche	323 ha
Seevolumen	22,0684 Mio m ³
Maximale Tiefe	14,3 m
Mittlere Tiefe	6,8 m
Effektive Länge	3,78 km
Effektive Breite	1,34 km



- | | |
|----|-----------------------|
| 1 | Kemnitz |
| 2 | Großer Zernsee |
| 3 | Havel |
| 4 | Schwielowsee |
| 5 | Glindower See |
| 6 | Werder/Havel |
| 7 | Glindow |
| 8 | Großer Plessower See |
| 9 | Plessow |
| 10 | Neuplötzin |
| 11 | Bliesendorf |
| 12 | Kleiner Plessower See |
| 13 | Plötzin |

Abb.: 4.1-2 Landnutzung im unterirdischen Einzugsgebiet, Quelle: LUA BRANDENBURG, Aug. 2008, Datenbereitstellung

4.2. Hydrogeologie und Hydrologie

Für die Wasserhaushaltsbilanz des Sees lagen Berechnungen der Grundwasserneubildung durch das Landesumweltamt Brandenburg vor. Der hydrogeologische Zustand wurde in der Grundwasservorratsberechnung des VEB Hydrogeologie, Berlin im Jahr 1988 und 2003 durch die Grundwasser Consulting Ingenieurgesellschaft (GCI) erkundet. Für die Recherchen lag nur der Bericht aus dem Jahr 1988 vor, bis auf die Ergebnisse der Grundwasserisohypsen, des unterirdischen Einzugsgebiets und der Grundwasserneubildungsmenge, die auch aus dem Bericht von 2003 einfließen konnten. Werte zu Grundwasserentnahmen und Oberflächenabflüssen stammen vom Landesumweltamt Brandenburg, aus der Grundwasservorratsberechnung des VEB Hydrogeologie von 1988 und vom Wasser-Abwasser-Zweckverband Werder-Havelland (WAZV). Niederschlagswerte stammen vom Deutschen Wetterdienst (DWD) und aus der Veröffentlichung des (VEB HYDROGEOLOGIE,, HABECK 1988). Aus der hydrogeologischen Karte Brandenburg 1:50000 (HYK 50) wurden die älteren Grundwasserisohypsen, der geologische Untergrund und die Ausdehnung des oberen Grundwasserleiters entnommen. Die Werte der Grundwasserneubildung, die dem Landesumweltamt Brandenburg vorlagen, wurden hinsichtlich Zeitraum, der klimatischen Eingangsgrößen, Grundwasserneubildung, Niederschlag und Flächenauflösung miteinander verglichen und bewertet (Tab.: 5.1-1). Für die Bewertung der Schichtung im See konnte auf umfangreiche Wasserproben aus dem Landesumweltamt Brandenburg und des Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Datenbank "Seenkataster Brandenburg" zurückgegriffen werden. Die Tiefenkarte des Sees wurde ebenfalls durch das Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH erstellt und durfte genutzt werden. Es wurde die Sprungschicht nach HUTCHINSON 1957 und nach BIRGE (1897) berechnet (LAMPERT, SOMMER 1999), sowie die theoretische Epilimniontiefe, die Schichtungsstabilität, die mittlere Tiefe und die Verweilzeit nach LAWA 1999.

4.3. Nutzung

Die Nutzungsgeschichte des Sees ist die Grundlage um die vergangene P-Last und die Trophieentwicklung beschreiben zu können. Sie wurde im Landeshauptarchiv Potsdam und im Stadtarchiv Werder recherchiert. Frau Mallon und Herr Etter vom Wasser-Abwasser-Zweckverband Werder-Havelland konnten ebenfalls Informationen und Unterlagen zur Verfügung stellen. Herr Kühn, der den See fischereilich bewirtschaftet, hat Informationen zur

fischereilichen Nutzung bereitgestellt. Der Veröffentlichung von RAMM 1999 und dem unveröffentlichten Bericht von RHODE 1973 konnten weitere wertvolle Informationen entnommen werden. Die Nutzungsgeschichte umfasst mehr als nur die für die P-Bilanz relevanten Daten, um die auf den See wirkenden Faktoren besser einschätzen zu können.

4.4. Externe Phosphorlast

Daten zu den angeschlossenen Einleitern an die Kläranlage Werder/Sentastrasse und der anzuschließenden Einleiter an die Kläranlage Plessow wurden vom WAZV Werder-Havelland zur Verfügung gestellt. Die einwohnerspezifischen Phosphoremissionen und die prozentuale Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen wurden der Veröffentlichung von BEHRENDT et al. 2001 entnommen. Um den Phosphoreintrag über Drainagen zu berechnen; konnte auf Messdaten des LUA Brandenburg von 1988, 1997 und 2001 zurückgegriffen werden (LUA BRANDENBURG, Aug. 2008, Datenbereitstellung). Die Messungen stammen von zwei unterschiedlichen Gräben, wurden aber beide als repräsentativ für die Niederung westlich des Plessower Sees betrachtet. Die Dränspende der Dränagen wurde nach BEHRENDT et al. 2001 mit 50 % des Winterniederschlags (November bis April) und mit 10 % des Sommerniederschlags (Mai bis Oktober) ermittelt. Es wurden die Tagesniederschläge der Station Groß Kreutz von 1971 - 2005 nach Daten des DWD (LUA BRANDENBURG, 2009, pers. Mitt.) verwendet. Als Dränfläche wurde die Fläche mit einem Grundwasserflurabstand < 1 m angenommen. Die Datengrundlage bilden GIS-Daten der Wasserhaushaltsberechnung mit dem Programm ABIMO für die Jahre 1976-2005 (LUA BRANDENBURG, Aug. 2008, Datenbereitstellung). **Die aktuelle Phosphorlast** des Grundwassers wurde aus Grundwassermessungen abgeleitet. Im März, April und Juni 2009 wurden an 6 Stellen Grundwasserproben entnommen. Die Beprobung wurde vom WAZV Werder-Havelland (Herr Etter und Herr Nitz) im Feld und mit Hintergrundinformationen unterstützt. Die Grundwasser Consulting Ingenieurgesellschaft (GCI) stellte Unterlagen zu verfügbaren Probestellen bereit. Das Landeslabor Brandenburg in Kleinmachnow analysierte die Proben auf ortho-Phosphat-Phosphor, Gesamtphosphat-Phosphor, NO_x-N, Nitrit-N, Nitrat-N und Ammonium-N. Die Messgrenzen liegen für den anorganischen Stickstoff und den Gesamtphosphat-Phosphor bei 0,01 mg/l, und für den ortho-Phosphat-Phosphor bei 0,005 mg/l. Die Probestellen wurden so gewählt, dass das Einzugsgebiet mit Hochflächen und Niederungen und beiden Uferseiten repräsentiert wurden (Abb.: 4.4-1.). Für die Grundwassermessung 200/00 förderten zwei Brunnen (TBr 1 und TBr 2) des *Wasserwerk Werder* über 20 Stunden vor Probenahme 180 m³/h. Alle anderen Brunnen förderten in dieser

Zeit kein Wasser. Der beprobte Pegel 200/00 befindet sich zwischen den beiden Brunnen in Richtung Ufer versetzt und stand somit im seeseitigen Grundwasserstrom der Wasserförderung. Es wird davon ausgegangen, dass der Seebodenfiltratanteil bei dieser Förderung hoch war. Die Proben wurden aus dem ersten bedeckten Grundwasserleiter entnommen. Die Filtertiefen der Beobachtungsrohre wurden dem Bericht zur hydrogeologischen Erkundung aus dem Jahr 1988 entnommen (VEB HYDROGEOLOGIE, HABECK 1988) und sind der Tab.: 5.3-3 zu entnehmen.

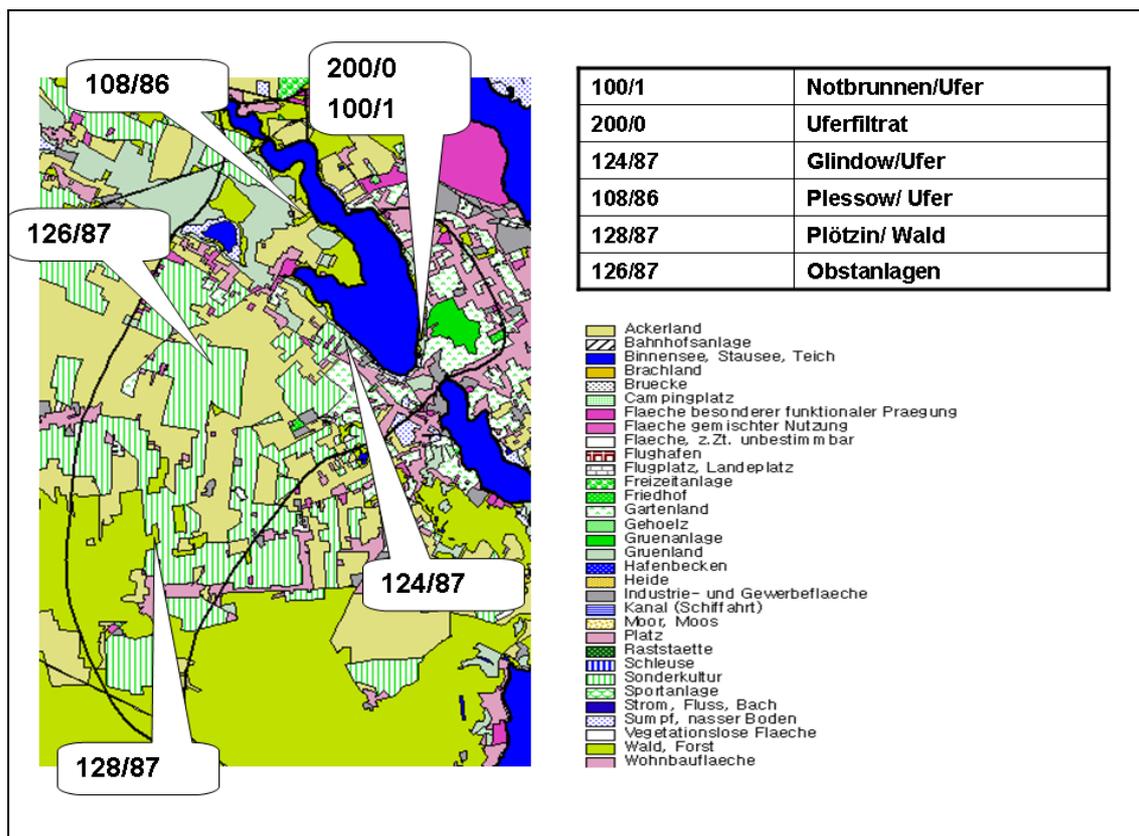


Abb.: 4.4-1 Grundwasserbeprobung im Einzugsgebiet des Großen Plessower Sees; die Zahlen entsprechen den Messstellennamen

Die potentiell natürliche Phosphorlast des Grundwassers wurde in Abhängigkeit der Böden und einer extensiven Landnutzung berechnet (LAWA 1999) (siehe Kapitel 3.4). Über die Rinderhaltung in Kemnitz waren mir keine konkreten Daten bekannt. Es wurde angenommen, dass 100 Tiere pro Jahr gehalten wurden und dass die Gülle direkt in den See geleitet wurde. Diese Annahme basiert auf der Anzahl der Gebäude und einer mündlichen Mitteilung von Hr. Kühn. Die Betriebszeit wurde von 1960 bis 1989 angesetzt. Die Einträge der Forellenkäfighaltung wurden nach MANIAK 2005 mit 220 g/d pro 1000 kg Lebendgewicht berechnet. Es wurde ein Ertrag von 30 t/a berechnet (RAMM 1999, KÜHN 2010, mündl. Mitt.). Die Entenmast von 30.000 Tieren wurde aufgrund der Unsicherheit in der Berechnung

nicht bilanziert. Die Tiere hatten keinen freien Zugang zum Wasser. Für die Bilanzierung müsste also ein Anteil der P-Last, die in der Literatur für die Entenmast angegeben wird berechnet werden.

4.5. Trophie und Referenzzustand

Trophie

Die Trophie wurde nach LAWA 1999 berechnet. Dazu wurden folgende Messdaten verwendet: die Gesamt-Phosphor-Konzentration während der Frühjahrszirkulation (GP-FVZ) oder zur Herbstzirkulation wenn keine Daten für das Frühjahr vorhanden waren, das epilimnische Mittel der Sommerstagnation (GP-SM), das epilimnische Mittel der Chl-a-Konzentration der Sommerstagnation ohne Klarwasserstadium (Chl-a) und der Sommermittelwert der Sichttiefe ohne Klarwasserstadium (ST). Das Klarwasserstadium tritt etwa zwischen Mitte Mai und Ende Juni auf. In diesem Stadium wird das Phytoplankton durch das Zooplankton stark verringert. LAWA 1999 definiert es als den Zustand, in dem „[...] die Sichttiefe mehr als zweimal so hoch ist, wie der Mittelwert der übrigen sommerlichen Sichttiefen oder die Chlorophyll a-Konzentration weniger als 10 % des Mittelwertes der sonstigen sommerlichen Konzentration beträgt.“ (LAWA 1999, S. 31). Diese vier Werte wurden dann jeweils einem Trophieindex zugeordnet. Die Einzelindizes wurden mit einem Wichtungsfaktor nach der folgenden Formel zu einem Gesamtindex verrechnet.

$$I_{Ges} = \frac{(I_{GP-FVZ} * Wf_{GP-FVZ}) + (I_{GP-SM} * Wf_{GP-SM}) + (I_{Chla} * Wf_{Chla}) + (I_{ST} * Wf_{ST})}{\sum Wf}$$

I_{Ges} = Gesamtindex

I = Index

Wf = Wichtungsfaktor (Chla = 10, ST = 7, GP-FVZ = 5, GP-SM = 5)

Der Gesamtindex wurde einer Trophiestufe nach LAWA 1999 und einer Trophiestufe nach LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2005 zugeordnet. Die Einteilung des Landesumweltamtes Brandenburg ist feiner und beinhaltet für jede Trophiestufe drei Untergliederungen.

Referenzzustand

Der Referenzzustand wurde anhand des potentiell natürlichen Nährstoffeintrags aus dem Einzugsgebiet und anhand der Seenbeckenmorphometrie nach LAWA 1999 und LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2005 bestimmt. Der potentiell natürliche Nährstoffeintrag nach LAWA 1999 bezieht den Menschen als Teil des Ökosystems mit ein. Deshalb wird der geringste mögliche Nährstoffeintrag für eine extensive Landnutzung berechnet. Der Nährstoffeintrag errechnet sich aus den Böden, der Bewaldung und dem Eintrag aus der Atmosphäre. Versiegelte Flächen werden nach ihren natürlichen Bodenverhältnissen berechnet. Als Grundlage diente die BÜK 300 (Bodenübersichtskarte 1:300.000) und Daten aus dem ATKIS (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem). Die Daten wurden als GIS-Daten vom Landesumweltamt Brandenburg zur Verfügung gestellt. Die Böden in der Berechnung nach LAWA 1999 werden nach Kalkgehalt, Sandböden und Moorböden unterschieden. Aus der Beschreibung der Böden aus der BÜK 300 konnten diese Informationen nicht gleich abgeleitet werden. Sie wurden anhand von bodenkundlicher Literatur (ZECH, HINTERMAIER-ERHARD 2002) den BÜK 300-Beschreibungen zugeordnet. Die Bestimmung des potentiell natürlichen P-Eintrags basiert zu einem großen Teil auf dem Kalkgehalt der Böden an der Geländeoberfläche. Die Ergebnisse nach dieser Methode waren unrealistisch hoch. Deshalb wurde die gesamte Fläche des Einzugsgebiets (außer Niedermoorflächen) zusätzlich mit dem P-Eintrag kalkreicher Böden berechnet. Zwar sind die Böden an der Oberfläche nicht kalkreich, aber die Böden im tieferen Untergrund, die das Grundwasser passiert sind kalkreich und binden den Phosphor. Dieser potentiell natürliche P-Eintrag musste nun in eine Zuflusskonzentration umgerechnet werden. Da diese von der Zuflussmenge abhängig ist, wurde eine minimale und eine maximale Zuflusskonzentration errechnet. Die potentiell natürliche GP-Konzentration im See kann nun für das Frühjahr und für den Sommer anhand der folgenden Formeln aus LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2005 und LAWA 1999 berechnet werden (Tab. 5.4-3).

$GP_{\text{Frühjahr}}$:

$$GP_{\text{Frühjahr}} = 1,22 * \left(GP_{\text{Zufluss}} / \left(1 + (T)^{0,5} \right) \right)^{0,87} \quad (\text{Landesumweltamt Brandenburg 2005})$$

oder

$$GP_{\text{Frühjahr}} = \frac{GP_{\text{Zufluss}}}{1 + \sqrt{T}} \quad (\text{LAWA 1999})$$

GP_{Sommer} :

$$GP_{Sommer} = EXP\left(0,335 + 0,951 * LN\left(GP_{Frühjahr}\right) + 0,124 - 0,427 * LN\left(Z_{Max} / 5,81 * \left(\left(L_{eff} + B_{eff}\right) / 2\right)^{0,28}\right)\right)$$

T = Verweilzeit in a , abhängig von dem Zufluss in m³/a (7 bzw. 9 Jahre)

Z_{max} = maximale Tiefe in m (14,3 m)

L_{eff} = effektive Länge in km (3,78 km)

B_{eff} = effektive Breite in km (1,34 km)

Der atmosphärische Eintrag über der Seefläche wurde durch das Seevolumen geteilt und zu GP_{intern} Frühjahr dazugerechnet.

Die mittlere sommerliche Sichttiefe des Referenzzustand (ST_{Ref}) wurde anhand der morphometrischen Parameter nach LAWA 1999 bestimmt.

$$ST_{Ref} = 0,265 * Z_m + 0,425 * F + 0,398$$

$$F = \frac{Z_{max}}{Z_{epi}}$$

$$Z_m = \frac{V}{A}$$

F = Tiefengradient

Z_m = mittlere Tiefe m (6,8 m)

V = Volumen m³

A = Fläche m²

Z_{max} = maximale Tiefe m (14,3 m)

Z_{epi} = theoretische Epilimniontiefe m (7,5 m)

4.6. seeinterne chemische Parameter des Phosphorkreislaufs

Um die chemischen Prozesse im Großen Plessower See zu beschreiben, wurden Wasserdaten aus der Periode 1973 – 2009 (1973 - 1975, 1977, 1981/82, 1988, 1993 - 1997, 2001, 2002, 2006 und 2008) zusammengetragen und ausgewertet. Die Wasserdaten wurden vom LUA bereitgestellt. Es kann davon ausgegangen werden, dass alle Proben in der Nähe der tiefsten Stelle des Sees genommen wurden. Für die Auswertung wurden die Daten nach Epilimnion (0 bis 3,50 m Tiefe und Mischproben, d.h. bis zu den maximalen sommerlichen Sichttiefen von 3,5 m) und Hypolimnion (4 bis 13 m Tiefe) aufgeteilt. Diese Daten wurden dann als ganzjähriger Datensatz und als Datensatz der Sommermonate Mai bis September ausgewertet.

Die Auswertung fand mit SPSS statt. Die Korrelationen wurden einseitig und nach SPEARMAN berechnet.

N/P Verhältnis

Um zu bestimmen ob Stickstoff oder Phosphor die Primärproduktion limitiert, wurde das Verhältnis von anorganischem Stickstoff ($\text{NH}_4 - \text{N}$, $\text{NO}_2 - \text{N}$ und $\text{NO}_3 - \text{N}$) zu anorganischem Phosphor ($\text{PO}_4 - \text{P}$) der obersten Proben des Epilimnion (0 m, 0,5 m, 1 m, Mischproben) berechnet. Die Auswertung der Ergebnisse fand nach (FORSBERG et al. 1978) statt.

Phosphor im Abfluss

Der Abfluss aus dem Großen Plessower See besteht aus einem oberirdischen Abfluss über 2 künstlich angelegte Gräben und aus dem natürlichen unterirdischen Abfluss. Für den oberirdischen Abfluss liegen Mittelwerte für Messungen zwischen November 2001 bis Dezember 2003 vom LUA vor. Der unterirdische Abfluss wurde aus der GW-Neubildung abzüglich des oberirdischen Abflusses berechnet. Es wurden zwei Varianten mit unterschiedlichen GW-Neubildungen ($3.210.000 \text{ m}^3/\text{a}$ und $2.612.853 \text{ m}^3/\text{a}$) erstellt (siehe Tab.: 5.5-6). Der P-Gehalt im Abfluss wurde aus den Mittelwerten der Monate Mai – September und Oktober – April berechnet. Für den oberirdischen Abfluss wurden die epilimnischen Mittelwerte genutzt und für den unterirdischen Abfluss die hypolimnischen Mittelwerte.

4.7. Einbox-Modell

SCHAUSER et al. 2003 haben ein Entscheidungsunterstützungssystem (SIMPL – seeinterne Maßnahmen zur Phosphor-Limitierung) erarbeitet, mit dem die Auswahl von seeinternen Verfahren zur Veränderung der P-Retention im Sediment erleichtert werden soll. Dieses System beinhaltet auch ein P-Bilanzmodell. Es basiert auf dem Einboxmodell von GÄCHTER, IMBODEN 1985. Es wird angenommen dass der See vollkommen durchmischt ist („eine-Box-Modell“). Das Modell wurde um die Unterteilung der externen P-Last in eine zuflussabhängige und in eine zuflussunabhängige Last erweitert. Das Sediment wird durch einen Nettosedimentationskoeffizienten berücksichtigt, der positiv (Netto-Senke) oder negativ (Netto-Quelle) sein kann. Die Entwicklung der seeinternen P-Konzentration wird über die P-Massenbilanz des Sees errechnet. Die Massenbilanz beinhaltet die Faktoren mittlere P-

Konzentration im Zufluss (g/m^3), zuflussunabhängige externe P-Last ($\text{g/m}^2/\text{a}$), mittlere Seetiefe (m), Seefläche (m^2), mittlere Zuflussmenge m^3/d , theoretische Verweilzeit (a), P im Abfluss (g/m^3), Abflussfaktor und den Nettosedimentationskoeffizienten (a^{-1}). Mit dem Einboxmodell können bei fehlenden Bilanzwerten und für Veränderungen der Bilanzfaktoren folgende Werte errechnet werden:

- Abflussfaktor
- Nettosedimentationskoeffizienten (NSK)
- Anpassungszeit
- die benötigte Änderung aller Bilanzgrößen, um eine angestrebte seeinterne P-Konzentration zu erreichen

Der Nettosedimentationskoeffizient ist der Quotient aus Nettosedimentationsrate (kg/a) und dem seeinternen P-Gehalt (kg). Er beschreibt den Anteil der jährlichen P-Sedimentation, der dauerhaft im Sediment gebunden wird, im Verhältnis zum mittleren P-Gehalt des Sees. (SCHAUSER et al. 2003, S. 68). Mit dem Einboxmodell können Veränderungen in der Phosphorbilanz für einen Zeitpunkt ausgewertet werden. Um das Einboxmodell auf eine Zeitreihe anzuwenden muss jeder Zeitpunkt an dem eine Veränderung stattfindet separat simuliert werden.

5. Ergebnisse

5.1. Hydrogeologie und Hydrologie

Der See wird im natürlichen Zustand nur durch Grundwasser gespeist. Die zwei Gräben, die den See mit der Havel verbinden, haben beide eine entwässernde Funktion. Der Wasserspiegel des Plessower Sees liegt über dem der Havel (LGB BRANDENBURG 2005). Fällt der Wasserspiegel des Plessower Sees unter den des Glindower Sees, kann es zu einem Wassereinstrom in den Plessower See über den südlichen Graben kommen. Zwischen September 2000 und September 2006 war dies jedoch zu keiner Zeit der Fall (GCI 2009, pers. Mitt.). Der Wasserstand war in diesem Zeitraum zwischen Februar und Mai, mit Werten zwischen 29,8 und 30,1 m NN, am höchsten und sank bis September um 15–60 cm ab. Der nördliche Graben (Torfgraben) spendet dem „Naturschutzgebiet Krielow See“ Wasser ($788.400 \text{ m}^3/\text{a}$, Messungen 2001-2003, LUA BRANDENBURG; August 2008; pers. Mitt.), das dann wiederum über das Pumpwerk Phöben in die Havel geleitet wird. Das meiste Wasser wird über den südlichen Graben abgelassen ($630.720 \text{ m}^3/\text{a}$, 2001-2003, LUA BRANDENBURG; August 2008; pers. Mitt.), um das Pumpwerk zu entlasten (ZEITHAMMER, 2010, mündl.

Mitt.). Die Messungen stimmen nicht mit den Aussagen von Herr Zeithammer vom Bodenverband Nauen überein und wurden vom LUA als stark schwankend beschrieben. Die Niederung zwischen Westufer und Glindower Platte wird durch zahlreiche Drainagen in den Plessower See entwässert. Auch die Wiesen am Ostufer entlang der Kemnitzer Strasse vor dem Ortsteil Kemnitz/Eiche entwässern in den See (LGB BRANDENBURG 2005). Das unterirdische Einzugsgebiet (Abb. 4.1-2) erstreckt sich auf der westlichen Seite in südwestlicher Richtung auf der Glindower Platte bis Bliesendorf. Auf der Ostseite fließt Wasser im Norden und im Süden im Bereich der Stauchmoräne zu.

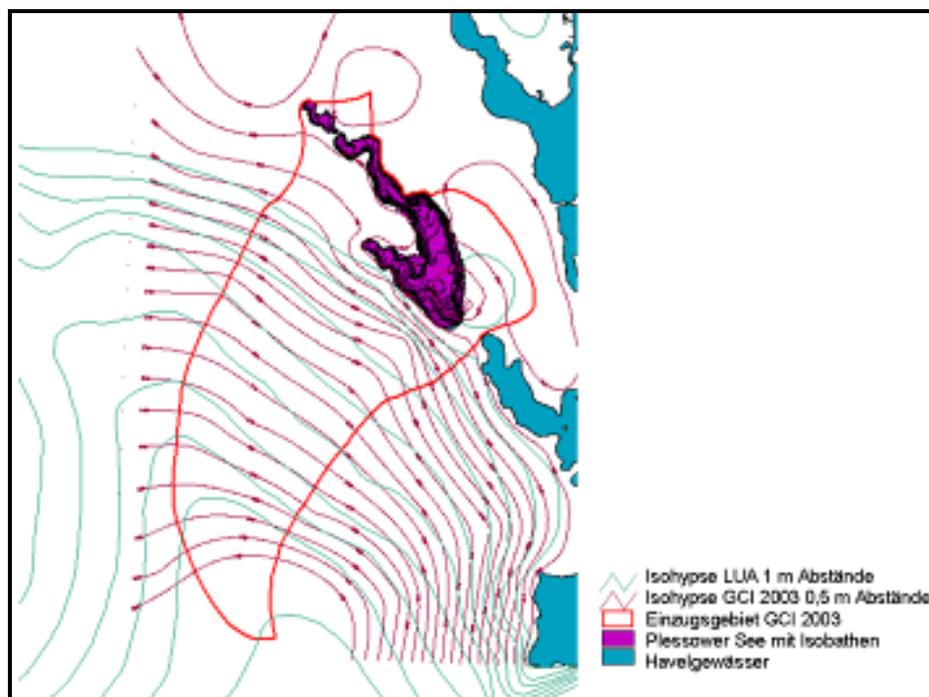


Abb.: 5.1-1 unterirdisches Einzugsgebiet des Großen Plessower See: 2003 erstellt durch die Grundwasser Consulting Ingenieurgesellschaft (GCI 2009, pers. Mitt.) GmbH; Grundwasserisohypsen (LUA BRANDENBURG, Aug. 2008, Datenbereitstellung), höchste Isohypse 39 m NN; Grundwasserisohypsen (GCI 2009, pers. Mitt.): höchste Isohypse 38 m NN

Die Fläche des unterirdischen Einzugsgebiets mit See beträgt 32,257454 km². Der See wird von dem ersten bedeckten Grundwasserleiter (GWLK 2) gespeist, der auf der Hochfläche bis zu 30m unter Flur liegt (Abb.: 5.1-2). In den Niederungen ist er mit dem unbedeckten Grundwasserleiter (GWL 1.1) verbunden, der im Osten mit der tiefer liegenden Havel in Verbindung steht. Die Grundwasserneubildung findet hauptsächlich auf der Glindower Platte statt, wo das Wasser durch Sande und Geschiebemergel sickert (VEB HYDROGEOLOGIE, HABECK 1988) (Abb. 5.1-3).

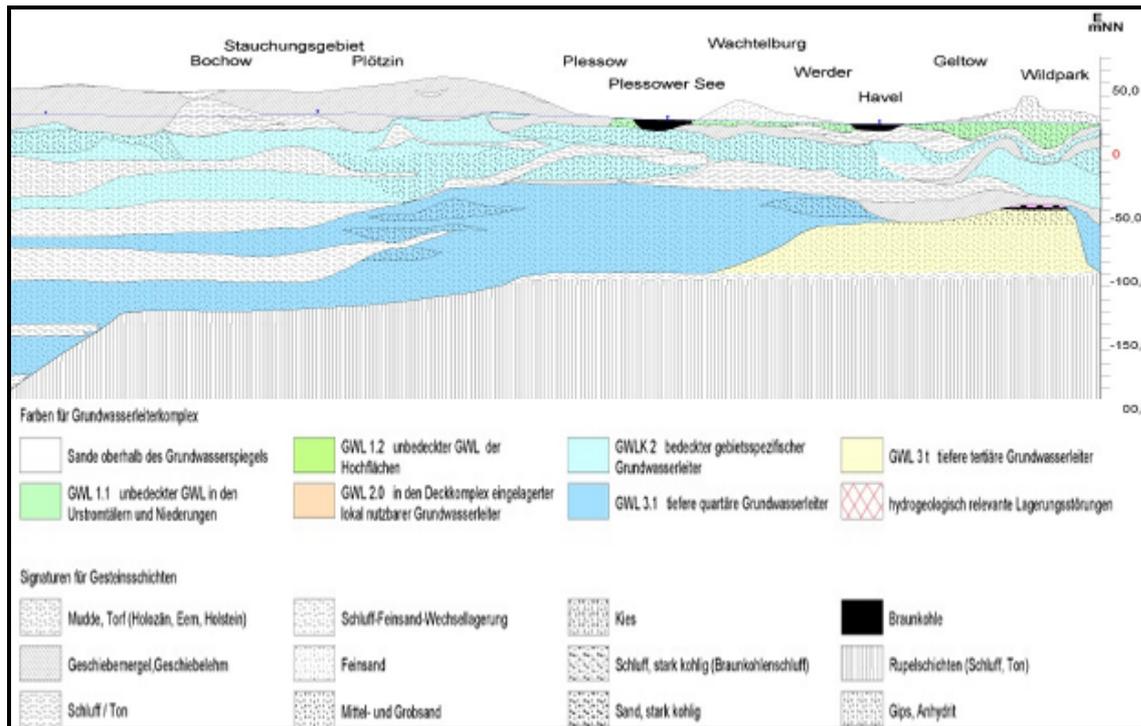


Abb.: 5.1-2 Grundwasserverhältnisse unter dem Großen Plessower See; Hydrogeologische Karte Brandenburg (HYK 50-1) Schnitt Werder L3742

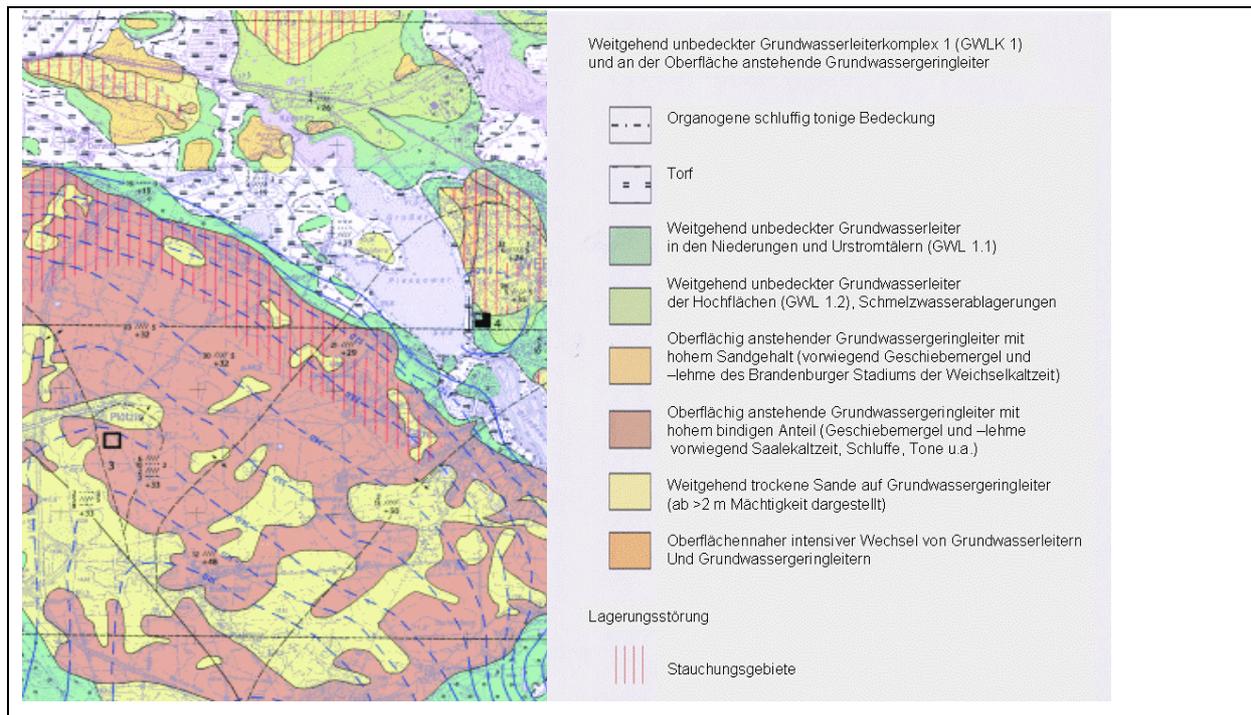


Abb.: 5.1-3 Hydrogeologische Karte Brandenburg 1:50000 (HYK 50-1)

Ein Gebiet hat eine negative Sickerwasserrate, wenn durch Evaporation und Transpiration mehr Grundwasser entzogen wird, als neu gebildet wird. Die Flächen mit einem Grundwasserflurabstand bis maximal 2 m betragen 8,4 km² und damit etwa 1/4 des Einzugsgebiets (Abb. 5.1-4). Die Niederschläge der Jahre 1971-2005 für die Stationen

Potsdam (572 mm/a), Lehnin (539 mm/a) und Groß Kreutz (526 mm/a) (Daten des DWD von LUA BRANDENBURG 2009, pers. Mitt.) wurden mit 1,12 korrigiert (LUA BRANDENBURG 2000) und betragen somit 641 mm/a (Potsdam), 604 mm/a (Lehnin) und 589 mm/a (Groß Kreutz).

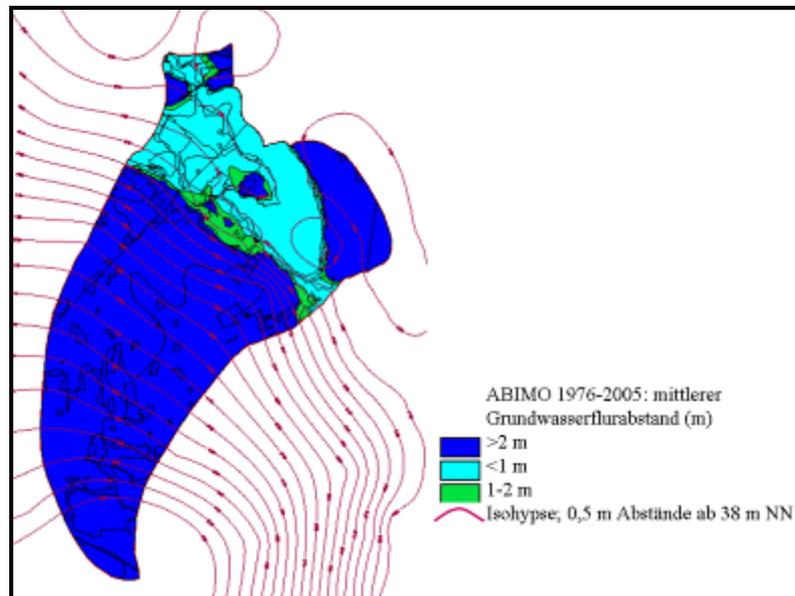


Abb.: 5.1-4 mittlerer Grundwasserflurabstand nach LUA BRANDENBURG, Aug. 2008, Datenbereitstellung - GIS-Daten „wh_abimo.shp“

Die Berechnungen von PFÜTZNER 2004 geben den potentiell natürlichen Abfluss ohne anthropogene Eingriffe (Entnahmen, Stauungen, etc.) bei derzeitiger Landnutzung für das Land Brandenburg wieder. Es wurden die Sickerwassermengen und der Oberflächenabfluss für die oberirdischen Einzugsgebiete für die Zeitreihe 1981-2000 berechnet. Es werden unter Anderem Landnutzung, Bodenparameter und Grundwassernähe einbezogen. Die Ergebnisse liegen als GIS-Daten vor. Es kann die Sickerwasserrate, der Oberflächenabfluss, der korrigierte Niederschlag und die Verdunstungsrate für die oberirdischen Einzugsgebiete abgelesen werden. Die oberirdischen Einzugsgebiete können mit dem unterirdischen Einzugsgebiet verschnitten werden. Das Ergebnis liefert die Flächenanteile der oberirdischen Einzugsgebiete mit ihren dazugehörigen hydrologischen Gesamtwerten. Die Sickerwassermenge beträgt nach diesem Verfahren 866.032,1737 m³/a und Sickerwasser und oberirdischer Abfluss betragen zusammen 1.548.926,573 m³/a. Die Sickerwasserraten betragen auf 49% der Flächen weniger als 0 mm/a, auf 37% der Flächen zwischen 29–55 mm/a, auf 6% der Flächen 86 mm/a und auf den restlichen 8% 130 mm/a. Der mittlere korrigierte Niederschlag beträgt für das Einzugsgebiet 572 mm/a. Der Korrekturfaktor wurde

stations- und witterungsabhängig berechnet. Die meteorologischen Stationen sind aus der zugehörigen Publikation nicht ersichtlich.

Die Modellierung durch LAHMER, PFÜTZNER 2003 errechnet die Sickerwassermenge für das Land Brandenburg. Sie ist nicht für die Bilanzierung kleiner Einzugsgebiete konzipiert worden. Ihr liegt die Zeitreihe 1961-1998 zugrunde. Auf der Basis von Landnutzungsdaten, Flurabstand, etc. wurden unabhängig von Einzugsgebieten Polygone mit Hydrotopklassen gebildet und als GIS-Daten verfügbar gemacht. Die Polygone können mit dem unterirdischen Einzugsgebiet in ArcView verschnitten werden. In dem mir vorliegenden GIS-Datensatz sind nur die Sickerwassermenge ohne Angaben der Polygongrößen vorhanden. Die Sickerwassermengen liegen in den Niederungen bei -13 bis -28 mm/a, auf der Wasserfläche bei 1 bis 13 mm/a und auf den Hochflächen bei 87 bis 169 mm/a. Die Grundwasserneubildungsrate beträgt 3,21 Mio m³/a.

Das Landesumweltamt Brandenburg errechnete mit dem Modell ABIMO ebenfalls den Wasserhaushalt für das Land Brandenburg. Die Daten liegen als GIS-Daten mit vielen Parametern, wie potentielle und reale Verdunstung, Niederschlag, Niederschlagskorrektur, Gesamtabfluss, etc. vor. Sie wurden anhand der Zeitreihe 1976 – 2005 errechnet. Flächen gleicher Landnutzung, Hydrotope, etc. wurden als Polygone zusammengefasst und wurden mit dem unterirdischen Einzugsgebiet verschnitten. Der Gesamtabfluss beträgt 4,97 Mio. m³/a. Die Verdunstungsraten sind teilweise sehr niedrig und die Niederschlagswerte liegen immer über 630 mm/a (Abb. 5.1-5). Der mittlere Gesamtabfluss beträgt 154 mm/a.

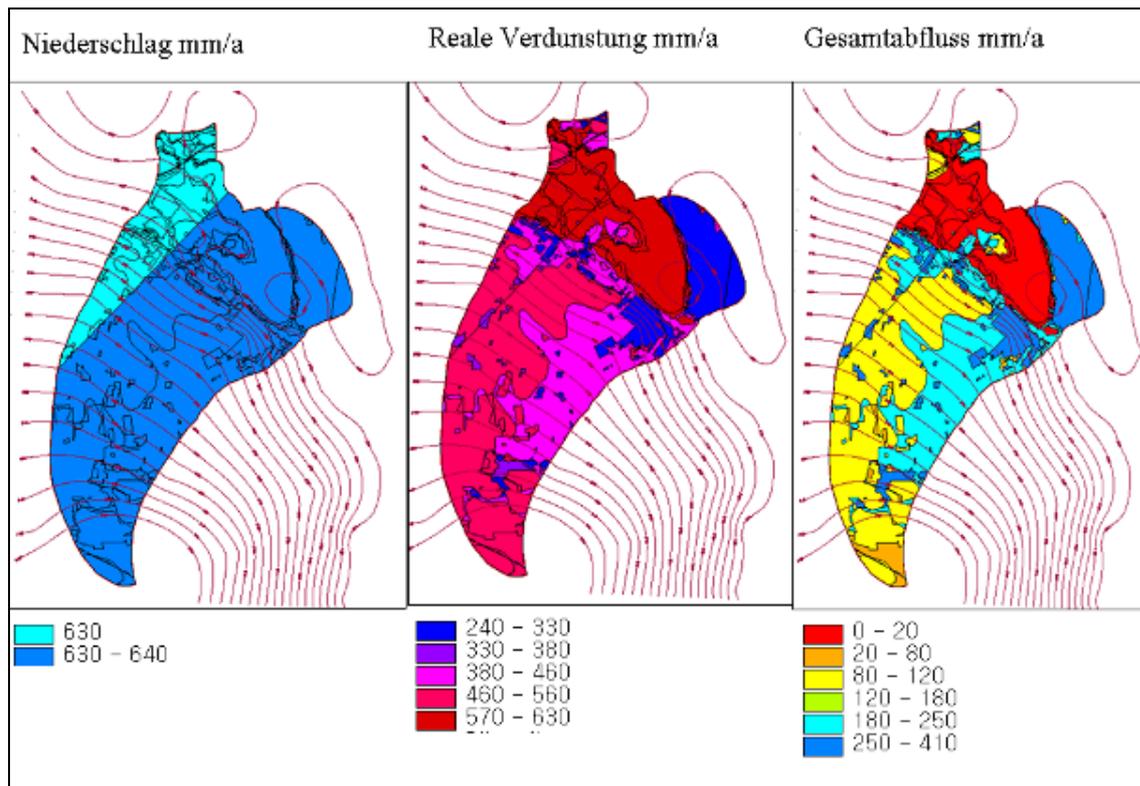


Abb.: 5.1-5 korrigierter Niederschlag, reale Verdunstung und Gesamtabfluss errechnet vom Landesumweltamt Brandenburg mit dem Programm ABIMO für das unterirdische Einzugsgebiet des Großen Plessower Sees (nach LUA BRANDENBURG Aug. 2008, Datenbereitstellung und Isohypsen von GCI 2009, pers. Mitt.)

Die Grundwasserneubildungsberechnung des VEB HYDROGEOLOGIE, HABECK 1988 diente zum Nachweis einer förderbaren Menge Grundwasser für das *Wasserwerk Werder* und für das *Pektinwerk Werder*. Die Grundwasserneubildung wurde nach *Bagrov/Glugla* und nach *Schlinder* berechnet. Die Niederschlagswerte wurden aus der Zeitreihe 1951-1980 der Station Werder verwendet. Der korrigierte Niederschlag betrug 587 mm/a. Die Sickerwasserraten nach *Schlinder* wurden für verschiedene Böden, für Niederungen und für die offene Wasserfläche berechnet. Als Einzugsgebiet für das *Wasserwerk Werder* wurde das gesamte Einzugsgebiet des Großen Plessower Sees und ein Teil des Einzugsgebiets des Glindower Sees mit einer Gesamtfläche von 40,29 km² zugrunde gelegt. Das Wasser aus dem Einzugsgebiet des Großen Plessower Sees muss zu einem großen Teil über Seebodenfiltrat vom *Wasserwerk Werder* genutzt werden. Die Berechnung nach *Schlinder* ergab 2.875.835 m³/a Grundwasserneubildung für das Einzugsgebiet von 40,29 km². 35% der Gesamtfläche haben einen Sickerwasserwert von 146-205 mm/a, die Niederungsgebiete wurden mit 0 mm/a bilanziert und die Seeoberfläche mit -163 mm/a. Für die Fläche des 2003 von der GCI GmbH ausgewiesenen unterirdischen Einzugsgebiets errechnet sich eine Grundwasserneubildung von 2.302.484 m³/a. Die Grundwasserneubildung nach *Bagrov/Glugla* ergab für das

zugrundegelegte Einzugsgebiet von 40,29 km² 4.370.875 m³/a. Anteilig auf das aktuelle Einzugsgebiet (32,26 km²) berechnet, ergibt die Berechnung nach *Bagrov/Glugla* eine Grundwasserneubildung von 3.499.461 m³/a. Als Entnahmen aus dem Einzugsgebiet wurden 1.619.505 m³/a von 1975-1987 durch das *Wasserwerk Werder*, 492.750 m³/a durch das *Pektinwerk Werder* und 529.980 m³/a durch nicht näher beschriebene Wassernutzer genannt.

In LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2005 wird die für Brandenburg gemittelte potentiell natürliche Abflussspende mit 81 mm/a angegeben.

Die GCI GmbH untersuchte in den Jahren 2002/2003 die hydrogeologischen Verhältnisse im Einflussbereich des *Wasserwerk Werder*. Es wurden durch Grundwassermessungen im Frühjahr und Herbst neue Grundwassergleichenpläne erstellt und das unterirdische Einzugsgebiet neu bestimmt (Abb.: 5.1-1). Die Grundwasserneubildung wurde unter Anwendung des Modells ABIMO neu modelliert. Die Berechnung ergab 2,66 Mio. m³/a als Grundwasserneubildung, einen zu gewährleistenden Mindestabfluss von 819.936 m³/a über den Torfgraben und ein nutzbares Dargebot für das *Wasserwerk Werder* von 1,84 Mio. m³/a.

Tab.: 5.1-1 Grundwasserneubildungsraten vorgelegt durch das LUA BRANDENBURG und den WAZV Werder – Havelland; * Werte wurden anteilig auf die Fläche des aktuellen Einzugsgebiets berechnet

	Nieder schlag mm/a	Sicker wasser mm/a	Räuml. Einheit	Zeitreihe	GW-Neu- bildung m ³ /a
PFÜTZNER, 2004	551 - 585	-25 - 130	Oberird. EZG	1981-2000	866.032
Deutscher Wetterdienst	589 - 640				
LAHMER et al., 2003		-13 - 169	Hydrotope	1961 - 1998	3.210.000
LUA (ABIMO)	630 - 640	-1 - 406	Polygone	1976 - 2005	4.970.000
VEB HYDROG., 1988 (<i>Bagrov/Glugla</i>)		45 - 155	EZG 40,29 km ²	1931 - 1960	4.370.875 (3.499.461*)
VEB HYDROG., 1988 (<i>Schlinker</i>)	587	-163 - 205	EZG 40,29 km ²	1951 - 1980	2.875.835 (2.302.484*)
LUA, 2005		81			2.612.853
GCI, 2003		81		1980 - 2006	2.660.000

Die korrigierten Niederschlagswerte der Stationen Werder, Plötzin, Lehnin und Groß Kreutz liegen alle unter 604 mm/a und sollten für eine Berechnung verwendet werden. Meist werden die Werte der Station Potsdam mit 640 mm/a verwendet, da hier zusammenhängende Messreihen vorliegen. So wird der Niederschlag aber überschätzt. Ausgeschlossen werden

kann die Berechnung von PFÜTZNER 2004, da sie auf Grundlage der oberirdischen Einzugsgebiete nicht den hydrogeologischen Zustand widerspiegelt. Ebenfalls können die Berechnungen mit zu hohen Niederschlägen (ABIMO, LUA BRANDENBURG 2000) als ungeeignet betrachtet werden. Werden die Zehrungsgebiet nicht berücksichtigt (VEB HYDROGEOLOGIE, HABECK 1988) nach *Bagrov/Glugla* oder zu hohe Sickerwasserraten angesetzt (ABIMO, LUA BRANDENBURG 2000), scheiden diese Berechnungen ebenso aus. Die verbleibenden Neubildungsraten sind in Tab.: 5.1-1.2 aufgeführt.

Tab.: 5.1-1.2 Grundwasserneubildung für das unterirdische Einzugsgebiet

	GW-Neubildung m ³ /a	GW-Neubildung m ³ /d
LAHMER et al., 2003	3.210.000	8795
VEB HYDROGEOLOGIE (<i>Schlinker</i>)	2.302.484	6308
LUA, 2005	2.612.853	7159
GCI, 2003	2.660.000	7288

Unterirdischer Abfluss

Auf der Ostseite des Sees besteht zwischen Havel und Plessower See teilweise eine Grundwasserscheide. Diese ist im Bereich der Stauchmoräne belegt, für den mittleren Teil aber nicht (VEB HYDROGEOLOGIE, HABECK 1988). Es fehlen Messungen. Es ist weiterhin belegt, dass durch die Wasserförderung des Pektinwerks *Herbstreith & Fox* diese Grundwasserscheide im Norden abgebaut wird, so dass Uferfiltrat aus dem Plessower See gefördert werden kann (VEB HYDROGEOLOGIE, HABECK 1988). Da der Wasserspiegel der Havel niedriger als der des Plessower Sees liegt und der Plessower See natürlich einen unterirdischen Abfluss hat, wird davon ausgegangen, dass dieser unterirdische Abfluss im Bereich nördlich der Stauchmoräne am Ostufer und nordwestlich entlang der Niederung Richtung Havel stattfindet. Möglich wäre auch ein Abfluss über den ersten unbedeckten Grundwasserleiter (Abb.: 5.1-2). Die Menge des unterirdischen Abflusses ist im Moment nicht feststellbar.

Die Isohypsen der GIS-Daten des LUA und die Isohypsen von GCI aus dem Jahr 2003 weichen voneinander ab (Abb. 5.1-1), wobei der Grundwasserstand auf der Hochfläche nach den neuen Messungen bis zu einem Meter tiefer liegt. Leider sind die Karten nicht durch Übereinanderlegen vergleichbar. Durch Interpolation der Messpunkte bei der Kartenerstellung entstehen bereits Differenzen die in der Natur gar nicht bestehen. Für eine Grundwassersenkungskarte müssen die Unterschiede der Selben Pegel zu einer neuen Karte

zusammengefügt werden (HÖLTING, COLDEWEY 2005). In Brandenburg ist in mehreren Gebieten auf den Hochflächen eine Grundwasserabsenkung feststellbar. Die Gründe dafür müssen nicht zwangsläufig in einer wasserwirtschaftlichen Nutzung liegen, sondern können auch auf sich wandelnde meteorologische Verhältnisse zurückgeführt werden (GCI 2009, pers. Mitt.). Für die Wasserhaushaltsbetrachtung müssen alle Abflüsse oder Entnahmen von der GW-Neubildung abgezogen werden. Dazu sind in Tab. 5.1-2 alle minimalen und maximalen Entnahmen und Abflüsse aufgelistet.

5.1-2 Abflüsse und Wasserentnahmen aus dem Einzugsgebiet Großer Plessower See in m³/a, WW = *Wasserwerk Werder*

	Abflüsse und Entnahmen m ³ /a		Quelle	Anmerkung
	Min.	Max.		
Torfgraben Kemnitz	788.400	788.400	Messung LUA, 2001-2003 (LUA BRANDENBURG; Aug. 2008; pers. Mitt.)	
Graben Glindow	630.720	630.720	Messung LUA, 2001-2003 (LUA BRANDENBURG; Aug. 2008; pers. Mitt.)	wahrscheinlich mehr
WW Werder	1.300.000		WAZV (WAZV Okt.2008, pers. Mitt.)	2000 - 2007
WW Werder		2.800.000	LUA Brandenburg (LUA BRANDENBURG, Aug. 2008, Datenbereitstellung)	2004 und 2005, WW + Notbrunnen
Pektinwerk	492.750	492.750	VEB HYDROG. 1988	
weitere Nutzer	529.980	529.980	VEB HYDROG., 1988	nicht weiter benannt
Summe	3.741.850	5.241.850		

Die folgende Tab.: 5.1-3 gibt die verschiedenen Wasserhaushaltsbilanzen wieder, die sich aus den Berechnungen für die GW-Neubildung und aus den Abflüssen und Entnahmen ergeben.

Tab.: 5.1-3 Wasserhaushaltsberechnungen für das unterirdische Einzugsgebiet des Großen Plessower Sees in m³/a für die 4 Grundwasserneubildungsberechnungen zwischen 2,6 und 3,3 Mio. m³/a; GWNB = Grundwasserneubildung

		GWNB m ³ /a (LAHMER et al., 2003)	GWNB m ³ /a GCI, 2003 (GCI 2009, pers. Mitt.)	GWNB m ³ /a (LUA BRANDENBURG, 2005)	GWNB m ³ /a (VEB WAB Pdm., 1988 (<i>Schlinker</i>))
Zufluss m ³ /a		3.210.000	2.660.000	2.612.853	2.302.484
Abfluss m ³ /a	3.741.850	-531.850	-1.081.850	-1.128.997	-1.439.365
Abfluss m ³ /a	5.241.850	-2.031.850	-2.581.850	-2.628.997	-2.939.365

Hydrologie

Die mittlere Verweilzeit (R_t), also die Zeit, in der der Wasserkörper theoretisch einmal komplett ausgewechselt wird, wird in Abhängigkeit von Seevolumen (V) und Seezufluss (Q) errechnet (LAWA 1999).

$$R_t (a) = \frac{V(m^3)}{Q(m^3/a)}$$

Das Seevolumen wird durch HOESCH (Hrsg.) 1995 mit 22,8684 Mio. m³ angegeben. Damit ergeben sich folgende Verweilzeiten (Tab.: 5.1-4):

Tab.: 5.1-4 mittlere Verweilzeiten (R_t) anhand unterschiedlicher Zuflussberechnungen

Zufluss (entspricht der Grundwasserneubildung)	Verweilzeit (R_t) a
LAHMER et al., 2003	7
LUA BRANDENBURG, 2005	9
GCI, 2003 (GCI 2009, pers. Mitt.)	9
VEB Hydrogeologie., 1988 (<i>Schlinker</i>)	10

1902 wurde die Seefläche noch mit 359,5366 ha beschrieben (DÜMICHEN 1909). ANWAND 1973 listete den See mit 336 ha auf und in den Seenberichten aus dem Jahr 1999 wird der See von topographischen Karten mit 322 ha digitalisiert (RAMM 1999). Die Schichtungsverhältnisse im Plessower See wurden anhand der Temperaturprofile (LUA BRANDENBURG, Aug. 2008, Datenbereitstellung und IAG – Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH - Datenbank "Seenkataster Brandenburg", April 2009, Emailkommunikation) erfasst. Um die Thermokline nach HUTCHINSON 1957 festzulegen, muss die Tiefe der größten relativen Temperaturänderung gefunden werden. Für das

Metalimnion nach BIRGE 1897, müssen die Tiefen mit einer Temperaturänderung von mindestens 1 °C pro Meter gefunden werden (LAMPERT, SOMMER 1999). Dazu mussten die Temperaturmessungen der Wasserproben in Meterschritten vorliegen. Dies war für 6 Jahre gegeben. In vielen Jahren wurden nicht an allen Probetagen in den Selben Tiefen gemessen und auch nicht regelmäßig bis zur maximalen Tiefe. Für 3 Jahre lagen die Temperaturmessung in Abständen von 2,5 m und für 4 Jahre in noch geringeren Abständen vor. Wenn möglich, wurde für diese Jahre festgestellt, ob eine Schichtung vorlag, oder nicht. Die Tab.: 5.1-5 gibt die Unterkante des Epilimnion für alle vorhandenen Daten von April bis September wieder.

Tab.: 5.1-5 Temperaturschichtung (ja/nein) und Tiefe der größten Ausdehnung des Epilimnion nach BIRGE

	1973	1974	1975	1977	1982	1988	1993	1994	1995	1996	1997	2001	2002	2008
April	nein	?	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	8	n.a.	4	nein	n.a.	n.a.	nein
Mai	n.a.	nein	n.a.	ja	?	n.a.	3	7	n.a.	3+8	n.a.	n.a.	5	5
Juni	?	nein	n.a.	n.a.	n.a.	?	6	2+10	5	3	ja	ja	n.a.	n.a.
Juli	ja	nein	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	3+7	4	6	10	ja	n.a.	n.a.	6
August	ja	nein	ja	nein	n.a.	n.a.	7	9	4	6	ja	ja	10	n.a.
September	n.a.	nein	?	nein	?	?	?	nein	10	9	n.a.	n.a.	6	7

Die monatlichen Mittelwerte der größten Ausdehnung des Epilimnion nach BIRGE und der Thermokline nach HUTCHINSON sind den Abb. 5.1-6 und Abb. 5.1-7 zu entnehmen.

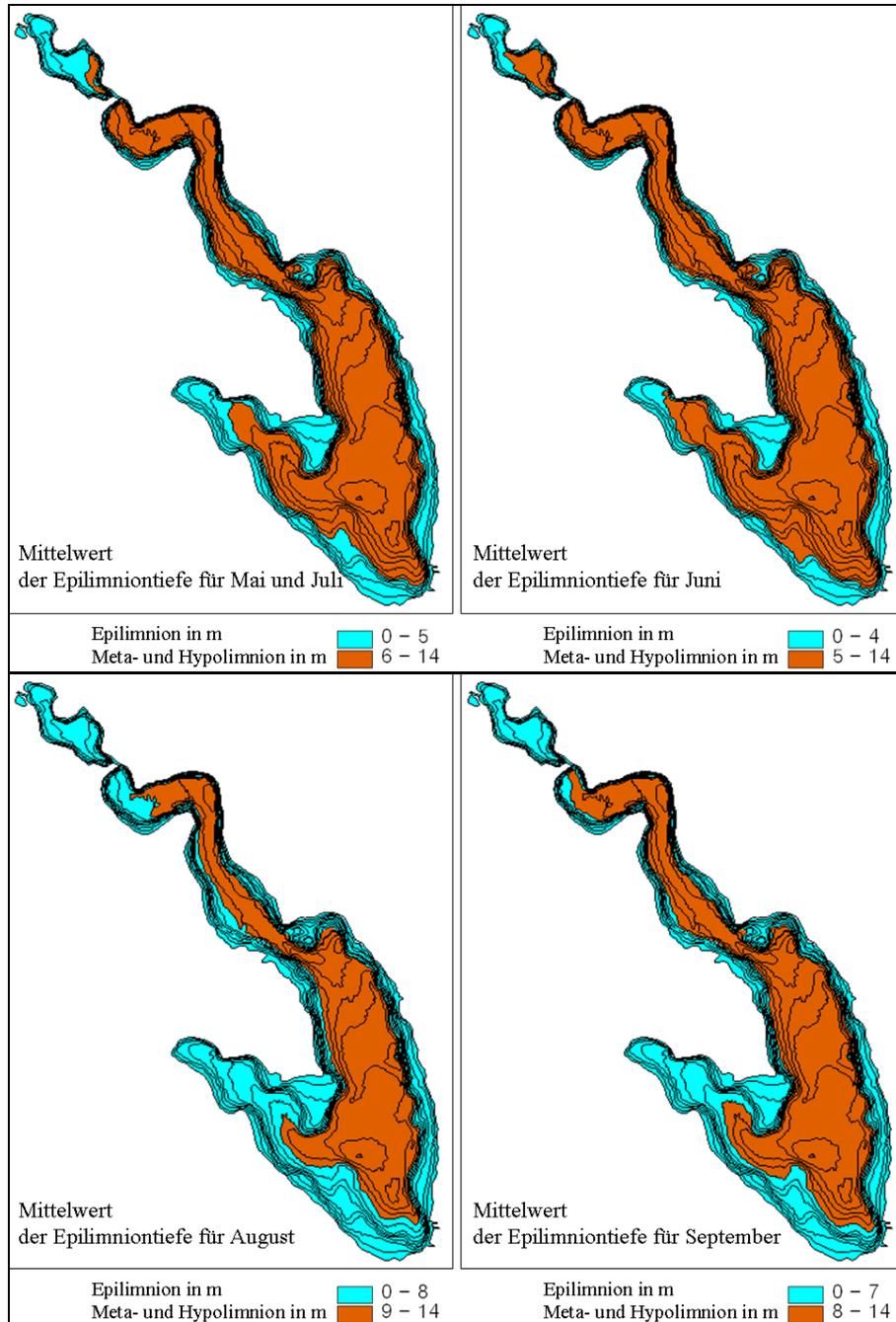


Abb.: 5.1-6 Mittelwert der Epilimniontiefe für Mai bis September

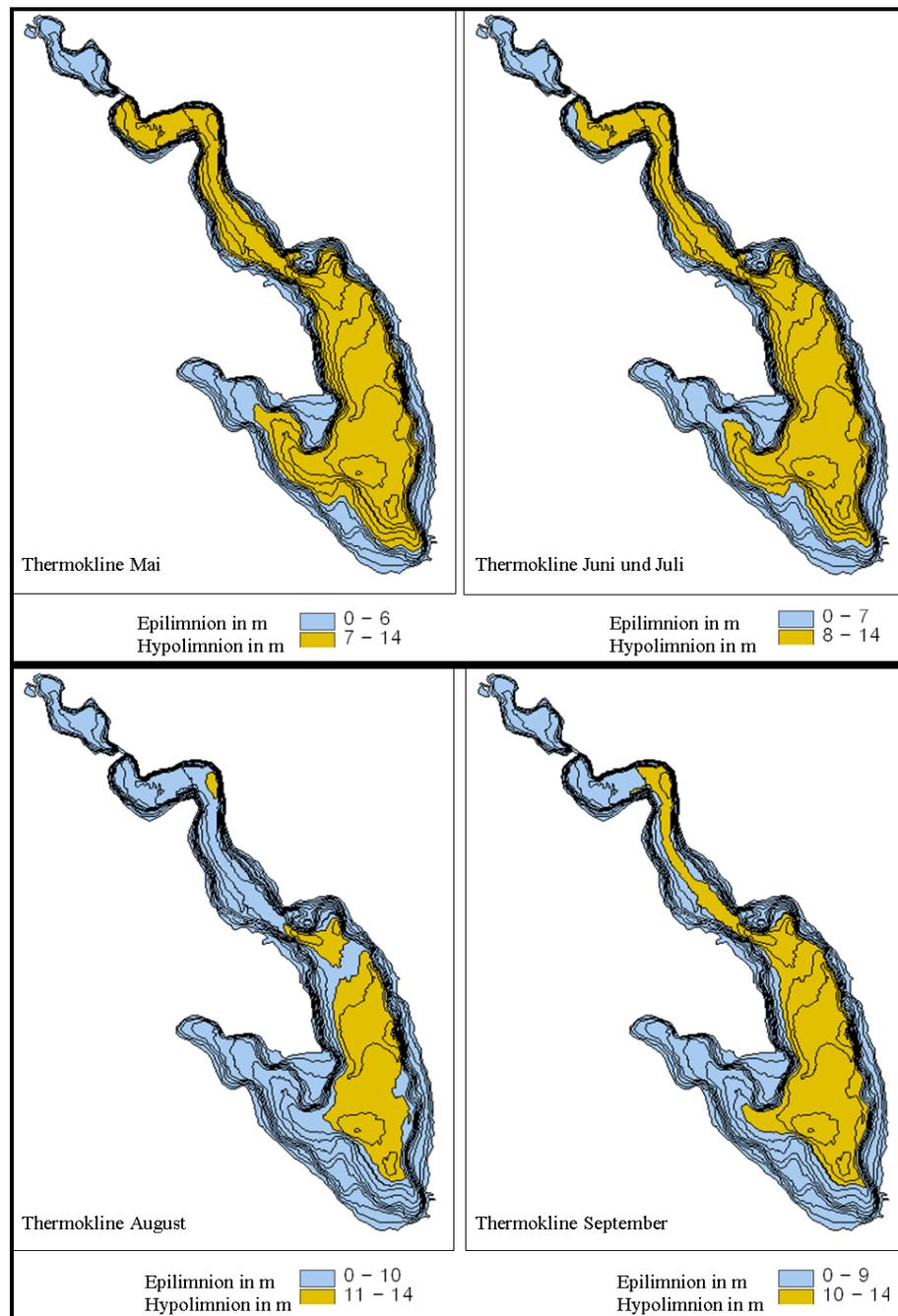


Abb.: 5.1-7 Median der Thermokline Mai bis September

Die theoretische Epilimniontiefe Z_{epi} wird nach der Formel

$$Z_{epi} = 5,81 * D_a^{0,28} \text{ (m)}$$

berechnet (LAWA 1999). D_a ist die effektive Achsenlänge und wird aus der effektiven Breite (B_{eff}) und der effektiven Länge (L_{eff}) gebildet.

$$D_a = \frac{L_{eff} + B_{eff}}{2} \text{ km}^2$$

Die theoretische Epilimniontiefe für den Plessower See beträgt 7,5m. Aus der maximalen Tiefe und der theoretischen Epilimniontiefe lässt sich der Tiefengradient F nach MIETZ 1999 berechnen. Der Tiefengradient ist „[...]ein Maß für die Schichtungsstabilität. Seen mit $F > 1,5$ sind i.d.R. im Sommer thermisch stabil geschichtet.“ (LAWA 1999, S. 22)

$$F = \frac{Z_{\max}}{Z_{\text{epi}}}$$

F beträgt für den Plessower See 1,9.

Das Metalimnion zeigt eine sehr unterschiedliche Mächtigkeit. Für 5 Jahre konnten die Daten verwendet werden. Die maximale Ausdehnung lag im Juni 1996 bei 7 m. Im Juli 1994 und im August 1995 betrug seine Mächtigkeit 6 m. Ein dünnes Metalimnion von 2 m wurde im Mai 1994 und 1996 und im Juni 1993 und 1995 gemessen. Zu manchen Messungen war das Metalimnion bis zum untersten Messpunkt (12 m, Juni und August 1994) ausgedehnt, so dass sich darunter kein Hypolimnion ausbilden konnte.

Die durchschnittlichen Temperaturen in 10 m Tiefe sind der Tab.: 5.1-6 zu entnehmen.

Tab.: 5.1-6 durchschnittliche Temperatur °C in 10 m Tiefe für die Monate April bis September

April	Mai	Juni	Juli	August	September
7,0	9,2	11,6	12,8	13,2	14,9

Die Hauptwindrichtungen sind von Mai bis September und im Februar und März WSW, von Oktober bis Januar SWS und im April E.

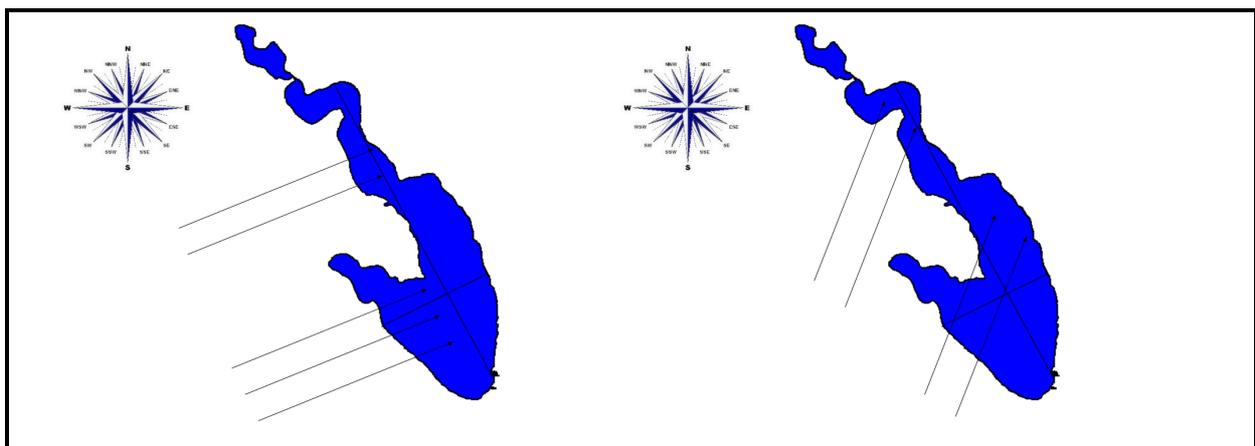


Abb.: 5.1-8 Hauptwindrichtung für Brandenburg; links: Mai bis September WSW, rechts: Oktober bis Januar SWS (WINDFINDER)

5.2. Nutzung

Der See und seine Ufer haben eine lange Nutzungsgeschichte hinter sich. Bereits im 13. Jahrhundert wurde Plessow als Dorf schriftlich erwähnt. Für 1788 belegen Dokumente, dass die Stadt Werder den See mit den Rechten der Fischerei, der Rohrung und der Jagd gepachtet hatte (HENTRICH 1962). Die angrenzenden Wiesen durften als Weiden genutzt und die überschwemmten Wiesen zur Landgewinnung immer weiter entwässert werden. Der See wurde außerdem zum Waschen und Bleichen von Kleidung, zum Baden, als Viehtränke und zum Waschen von Rindern, Schafen, Schweinen und Pferden genutzt. Am Ufer wurde das Schilf als ein wichtiger Baustoff und die Seggen- und Typhabestände als Streu jedes Jahr geerntet. Es wurden Fischkästen gehalten, mit Reusen und Angeln gefischt, sowie Wasser und Eis entnommen. 1885 wurde der Mindestertrag an Fischen mit 8000 kg angegeben. Ende des 19. Jahrhunderts wird der regelmäßige Besatz von Zandern, Karpfen und Aalen erwähnt, für den auch staatliche Beihilfen gewährleistet wurden (DÜMICHEN 1909). 1818 kaufte die Stadt Werder den Plessower See und verpachtete die Nutzungsrechte der Fischerei, Jagd und Rohrung selbst. Damit wurde der See ein wichtiger wirtschaftlicher Faktor für die Stadt. Bis 1920 wurden die Rechte an den Höchstbietenden verpachtet. Seit 1920 lag die Pacht im Familienbesitz der heutigen Familie Kühn. 1902 wird von Dr. P. Schiemenz ein fischereiliches Gutachten mit dem Ziel „der Hebung der Fischerei“ erstellt (DÜMICHEN 1909). Darin wird u.a. beschrieben, dass der See durch die Wasserpest verkrautet ist und dass sein Zustand in der Vergangenheit anders war. Es wurde erwähnt dass *Alburnus alburnus* L. (Ukelei) wegen der wenigen Nahrung im Pelagial recht klein ausgeprägt war, aber benthische Fische durch den starken Pflanzenbewuchs *im tieferen Schar* reichlich Nahrung fanden. In dem Bericht wurden folgende Lebewesen als vorhanden erwähnt: Rohr (fast das ganze Ufer bestanden), *Elodea canadensis*, Ukelei, Zander, *Leptora stalina* (Makrozooplankton), Güster, Blei, Dreikantmuschel (nur noch selten), Plötze, Barsch, Rotfeder, einige Karpfen, Zander (vermehrte sich nicht mehr selbst). Als verschollen galten zu dieser Zeit der Gründling, Stint, *Potamogeton lucens* und *P. perfoliatus*. Staatsbeihilfen für Besatzfische wurden daran gebunden, dass Otter, Reiher und Taucher bejagt wurden. In diesem Gutachten wird der See mit 359,5366 ha beschrieben. ANWAND 1973 listete den See mit 336 ha auf und in den Seenberichten aus dem Jahr 1999 wurde der See von topographischen Karten mit 322 ha digitalisiert (RAMM 1999). Der See hat in den letzten 100 Jahren also etwa 10 % seiner Fläche verloren. Wie oben erwähnt, wurde dem See auch schon vor über 200 Jahren Land durch Entwässerung abgerungen. Im Jahr 1914 wurde das Wasserwerk in Werder fertig gestellt (HENTRICH 1962). Das Wasser wurde hauptsächlich für die Bewässerung der

umliegenden Obstanlagen genutzt. Ein Abwassernetz wurde nicht geschaffen, denn die Fäkalien wurden als Düngung in den Gärten ausgebracht und durch die weitläufige Bebauung wurde die Übertragung von Krankheiten über das Abwasser als unwahrscheinlich betrachtet. Das Wasser wurde aus 9-11m Tiefe aus einem gespannten Grundwasserleiter entnommen, der dem Bericht zufolge „keine Verbindung zum Plessower See hat“. In den Jahren 1915–1927 wurden zwischen 138.700 m³/a und 431.000 m³/a Wasser entnommen. Die „Kläranlage Werder, Sentastrasse“, die nach einer biologischen Reinigung das Abwasser in den Plessower See eingeleitet hat, wurde 1936 in Betrieb genommen (VEB WAB POTSDAM, 1988). Ursprünglich wurde die Kläranlage für die Wohnsiedlung (ehemals Fliegersiedlung genannt) in der Brünhildestrasse für 550 Einwohner mit einer Kapazität von 84 m³/d gebaut. Mit der Zeit wurden weitere Nutzer angeschlossen. Die Ausarbeitung des VEB WAB POTSDAM, die ungefähr aus dem Jahr 1988 stammt zählt folgende Einleiter auf: eine Schule mit 700 Schülern, ein Altersheim mit 120 Betten, eine Ingenieurschule für Gartenbau mit Internat mit 200 Betten, eine Gaststätte mit Küchenbetrieb und 30 Plätzen und 550 Einwohner in Ein- und Mehrfamilienhäusern. Der Abwasseranfall wurde 1988 mit 159,8 m³/d berechnet. Das Regenwasser des Einzugsgebiets der „Kläranlage Werder, Sentastrasse“ wurde laut diesem Bericht über eine separate Kanalisation direkt dem Plessower See zugeführt. Da der Plessower See laut Beschluss des Rates des Kreises Potsdam 1974 zum „wasserwirtschaftlichen Vorbehaltsgebiet für die perspektivische Gewinnung von Trinkwasser“ erklärt wurde, sollten nach 1988 keine weiteren Anschlüsse an diese Kläranlage gelegt werden. 1992 wurde sie außer Betrieb genommen. Für die Außenstelle Plessow des Bildungs- und Wissenschaftszentrum der Bundesfinanzverwaltung (BWZ), in der DDR Fachschule der Zollverwaltung „Heinrich Rau“ genannt, wurde etwa 1973 mit dem Bau einer Kläranlage begonnen (VEB PROJEKTIERUNG WASSERWIRTSCHAFT - AUSSENSTELLE MAGDEBURG 1973). Es kann davon ausgegangen werden, dass die Abwässer vorher in den Plessower See geleitet wurden. Grund für den Bau der Kläranlage war die bereits oben genannte Entscheidung, den Plessower See zum Trinkwasservorbehaltsgebiet für Potsdam zu machen. Auch die Ortschaften Plessow und Neuplötzin sollten an diese Kanalisation angeschlossen werden. Aus den Unterlagen des WAZV von 2010 ist zu entnehmen, dass Neuplötzin nicht angeschlossen wurde (WAZV WERDER-HAVELLAND 2010). In Plessow wurden um das Jahr 2004 Abwasseranschlüsse für die Kläranlage Werder/Phöben gelegt und 2009 waren in Plessow 64% der Einwohner an die öffentliche Kanalisation angeschlossen. Die Abwässer der ehemaligen Zollscheule wurden über Leitungen einer Behandlungsanlage zugeführt und dann wiederum in Rohren in einen

Vorfluter des Torfgraben, der in die Havel mündete eingeleitet. Die Abwassermengen, die dadurch vom Plessower See ferngehalten werden sollten, wurden mit 850 EGW und 130,2 m³/d angegeben, wobei in dieser Rechnung Neuplötzin und zum Teil Plessow mit einbezogen war. 2003 wurde diese Anlage geschlossen und die Gebäude wurden an die Kläranlage Werder/Phöben angeschlossen. Die Abwasserrohre der Kläranlage der Fachschule der Zollverwaltung waren kurz vor Einstellung der Anlage in einem undichten Zustand (WAZV 2010, mündl. Mitt.) . Die Straßen in den Ortschaften um den Plessower See wurden sukzessive an die öffentliche Abwasserkanalisation angeschlossen. Die Sentastrasse, Finkenberg, Margarethenstrasse und ein Teil der Strasse Am Plessower See wurden 1991/92 angeschlossen, die Strassen in Kemnitz, die an den See grenzen 1996/97, Am Seeblick und Chausseestrasse/ Glindow 2003, Plessow 2004 und der letzte Teil der Strasse Am Plessower See 2009 (WAZV 2010, mündl. Mitt.). Ein weiterer großer Einschnitt in der Geschichte des Großen Plessower Sees geschah wieder im Jahr 1936 mit dem Bau der Reichsautobahn. Es wurde an der schmalsten Stelle des Sees eine Autobahnbrücke gebaut (BRANDENBURGISCHE LANDESHAUPTARCHIV, REP. 8). Vor dem Bau war diese Stelle etwa 90m breit. Der erste Entwurf der Brücke sah einen Durchlass von 20 m vor. Aus finanziellen Gründen wurde dann aber doch nur ein Durchlass von 4 m Breite und ca. 1,5 m Tiefe gebaut. So entstand der fast ganz getrennte nördliche Teil des Plessower Sees, der Kemnitzer Winkel. Der Kemnitzer Winkel ist polytroph und muss als polymiktischer Flachsee klassifiziert werden. Die Anwohner von Kemnitz, deren Grundstücke an den See grenzen, wurden 1996 und 1997 an die öffentliche Kanalisation angeschlossen. Es ist zu vermuten, dass nicht alles Abwasser vorher in Sammelgruben aufgefangen, sondern auch ein Teil in den See eingeleitet wurde (WAZV 2010, mündl. Mitt.). In Kemnitz gab es in den Gebäuden des heutigen *Rittergut Kemnitz* eine Rinderanlage (KÜHN 2010, mündl. Mitt.). Die Gebäude stehen direkt am Ufer des Sees. Es ist unklar wie lange die Anlage in Betrieb war, wie viele Rinder gehalten wurden und wo die Gülle verblieben ist. Mitte bis Ende der 60er Jahre wurde im Kemnitzer Winkel eine Karpfenintensivhaltung betrieben. Die Anzahl der Tiere pro Jahr ist nicht bekannt. In der ersten Hälfte der 60er Jahre wurden auf dem Gelände des *Fischerhof Kühn* ca. 30.000 Enten pro Jahr gehalten. Sie hatten einen eingezäunten Zugang zum Wasser, konnten sich aber nicht frei auf dem See bewegen. Mitte der 60er Jahre bis 1972 wurden im Hauptteil des Plessower Sees Forellen in Käfigen gehalten. Die Käfighaltung wurde wegen Sauerstoffmangels und daraus folgenden Fischverlusten eingestellt. Das Ziel, bei der Forellenmast 70 t/a zu erwirtschaften wurde nicht erreicht (KÜHN 2010, mündl. Mitt.). Die Fischereierträge von 1982 bis 1996 sind der

Veröffentlichung von RAMM 1999 zu entnehmen. Darin heißt es auch: „Nach 1990 ist absatzbedingt ein deutlicher Rückgang in den Weißfischerträgen eingetreten. Davon, dass der Weißfischbestand jedoch nach wie vor überproportional hoch sein dürfte, kann ausgegangen werden. (RAMM 1999, S. 127). Der Binnenstint (*Osmerus eperlanus f. spirinchus*) wurde in den 80er Jahren wieder nachgewiesen. Der Stint wurde durch die zeitweise stattfindende Maränenfischerei entdeckt, da dabei mit speziellen Netzen gefischt wurde. Die Ableitung von Regenwasser liegt in der Verantwortung der Stadt Werder und wird getrennt von der Abwasserkanalisation abgeleitet. Die Strassen- und Grundstücksentwässerung der neu asphaltierten Strassen Am Plessower See, Finkenberg und Margarethenstrasse werden in Mulden in der Niederung am Ostufer des Sees eingeleitet, wo das Wasser versickert. Auf dem Rittergut Kemnitz gib es einen Sturmwasserüberlauf der direkt in den See mündet (RAMM 1999). Viele Grundstücke auf der Ostseite des Sees hatten große Gärten. Besonders charakteristisch waren die vielen Obstbäume. Diese Grundstücke wurden seit den 90er Jahren häufig zerteilt um mehrere Grundstücke daraus zu machen. Für die Bebauung mit Wohnhäusern zeichnet sich eine Verdopplung bis Verdreifachung ab.

5.3. externe Phosphorlast

Die Phosphoremission der häuslichen Abwässer wird in BEHRENDT et al. 2001 für 1985 mit 4,0 g P/d und für 1995 mit 1,8 g P/d je Einwohner angegeben.

Die Abwässer der *Kläranlage Werder/Sentastrasse* wurden erst über Tropfkörpern mechanisch und dann in einem Nachklärbecken biologisch gereinigt. Die prozentuale P-Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen nach biologischer Reinigung betrug 1985 20% und 1995 50% (BEHRENDT et al. 2001). 1988 waren an die Kläranlage mindestens 1054 Einwohnergleichwerte (EGW) angeschlossen (VEB WAB POTSDAM 1988). Bei einem Abwasseranfall von 150 l je EGW ergibt dies eine Zufuhr von 158,1 m³/d. Die Kläranlage war für 84 m³/d ausgelegt. Die Reinigungsleistung konnte also nicht ausgeschöpft werden. Zusätzlich zu den Einleitern, die in der Tab.: 5.3-1 aufgeführt sind, heißt es in VEB WAB POTSDAM 1988: „Von den Strassen Brünhildestrasse, Hans-Sachs-Strasse, Am Plessower See, wird das anfallende Abwasser über eine Gefälleleitung NW 200 der Kläranlage Sentastrasse zugeführt.“

Tab.: 5.3-1 Einwohnergleichwerte (EGW) der Einleiter in die Kläranlage Werder/Sentastrasse (VEB WAB POTSDAM 1988) und P-Emission der Klärwässer in kg/a

Einleiter	EGW	P-Emission nach biol. Reinigung kg/a
Schule mit 700 Schülern	224	261,63
Altersheim mit 120 Betten	89	103,95
Ing.Schule f. Gartenbau mit Internat mit 200 Betten	136	158,85
Gaststätte mit 30 Plätzen	55	64,24
550 Einwohner	550	642,4
Summe	1054	1231,1

Die Abwässer der ehemaligen Zollschule, der Ortschaften Plessow und Neuplötzin sollten ab 1973 vom Plessower See ferngehalten werden (VEB PROJEKTIERUNG WASSERWIRTSCHAFT - AUSSENSTELLE MAGDEBURG 1973). Dazu wurde eine Klärstation gebaut, von der aus das Abwasser über eine Rohrleitung in den Torfgraben nördlich des Großen Plessower Sees geleitet wurde. Aus den Unterlagen des WAZV Werder-Havelland ist ersichtlich, dass Neuplötzin nie und in Plessow 2009 64 % der Einwohner angeschlossen waren (WAZV WERDER-HAVELLAND 2010). Für die Berechnung der externen P-Last wird trotzdem angenommen, dass alle Einleitungen in den See ab 1974 eingestellt wurden. Für die Abwässer der nicht angeschlossenen Wohnungen wurde angenommen, dass sie über Sammelgruben aufgefangen wurden.

Tab.: 5.3-2 Abwasseranfall der Zollschule und der Ortschaften Plessow und Neuplötzin bis 1973 (VEB PROJEKTIERG WASSERWIRTSCHAFT – AUSSENSTELLE MAGDEBURG 1973)

	EGW	P-Input kg/a
Zollschule mit 400 Studenten	400	584
20 Wohneinheiten (am Weinberg)	70	102,2
Ortschaft Plessow und Neuplötzin	380	554,8
Summe	850	1241

Die Dränfläche (Fläche mit einem Grundwasserflurabstand < 1 m) beträgt 7,09 km². Die Dränspende beträgt 145 mm/a. Davon entfallen 115 mm/a auf das Winterhalbjahr und 30 mm/a auf das Sommerhalbjahr. Die Phosphorlast für das Jahr 1988 betrug demnach 724,46 kg/a, für das Jahr 1997 waren es 114,5 kg/a und für das Jahr 2001 ergaben sich 93,69 kg/a. Für die Phosphorbelastung des Sees wird angenommen, dass die höchsten Phosphoreinträge ab 1960 bis 1989 mit der intensiven Landwirtschaft der DDR stattgefunden haben. 1990 bis 1997 wurde ein Phosphoreintrag über die Drainagegräben von 114,5 kg/a angenommen und für 1998 bis 2010 wurden 93,69 kg/a angenommen. Die Reduzierung der Phosphoreinträge war zwar in Wirklichkeit nicht so abrupt, aber die Phosphorfrachten werden so eher zu gering als zu hoch geschätzt. Für die Zeit vor 1960 wird der geringste Phosphoreintrag von 93,69 kg/a angesetzt.

Der Phosphorgehalt des Grundwassers wurde an 6 Stellen im Einzugsgebiet beprobt (Abb. 4.4-1). Die Ergebnisse der chemischen Analysen sind Tab.: 5.3-3 zu entnehmen.

Tab.: 5.3-3 Messwerte der Grundwasserproben aus dem Einzugsgebiet des Großen Plessower Sees

Messstelle Beschreibung und Nummer	Notbrunnen Ostufer (100/1)	Glindow Ufer (124/87)	Glindower Platte/ Obstplantag e (126/86)	Glindower Platte, Wald bei Plötzin (128/87)	Ufer Westseite (108/86)	Wasserwerk Pegel 3, „Seebodenfi ltrat“ (200/00)
Probenahme	09.06.2009	15.04.2009	04.03.2009	04.03.2009	15.04.2009	09.06.2009
Filtertiefe m u. ROK		6-9	59,1-61,1	30-34	22-25	
Sohle m u. ROK	23,9	10,2	63,3		25,9	22,1
Ruhepegel m u.ROK	1,1	1,75	23,23	19,31	1,11	4,75
Temperatur °C	10,8	10,3	11,7	10,4	11,4	13,2
Leitfähigkeit µS/cm	671	1002	577	377	434	612
pH	7,59	6,94	6,6	7,15	7,22	7,65
Redox mV	78	23	-88	-52	66	22
Sauerstoff mg/l	0,06	0,4	1,08	2,24	0,04	0,2
anorg. N mg/l	0,11	4,1	0,08	0,09	0,35	0,14
o-Phosphat – P mg/l	0,006	0,011	0,047	0,038	0,006	0,005
Gesamtphosphat – P mg/l	0,04	0,034	0,047	0,061	0,149	0,127

Alle Messstellen, außer der Messstelle 200/00 werden als Grundwasserzustrom bewertet. Die Messstelle 200/00 enthält einen hohen Anteil Seebodenfiltrat und kann als Abstrom gewertet werden. Die Mittelwerte der Proben aus dem Grundwasserzustrom liegen für ortho-Phosphat bei 0,0216 mg/l und für Gesamt-Phosphat bei 0,0662 mg/l. Der Mittelwert für Gesamtphosphat liegt unter dem von Landesumweltamt Brandenburg 2005 angegebenen Wert für die potentiell natürliche GP-Zuflusskonzentration von 0,08 mg/l für das Brandenburger Jungglazialgebiet. An der Messstelle 108/86 wurden 0,149 mg/l GP und 0,006 mg/l OP gemessen. Die Messstelle liegt in dem entwässerten Niedermoorgebiet westlich des Plessower Sees etwa 100 m vom Ufer entfernt. Die jährliche Phosphorfracht in kg aus dem Grundwasser errechnet sich aus der GP-Konzentration im Zufluss und aus der Zuflussmenge (Tab.: 5.1-1). Aus der Phosphorfracht im Zufluss und der Verweilzeit (T) kann nach LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2005 die seeinterne Phosphorkonzentration im Frühjahr errechnet werden.

$$TP_{\text{int ern}} = 1,22 * \left(\frac{TP_{\text{Zufluss}}}{(1 + (T)^{0,5})^{0,87}} \right)$$

Tab.: 5.3-4 berechnete Phosphorfracht im Zufluss und berechnete seeinterne P – Konzentration im Frühjahr

	GW-Neubildung m³/a	Phosphorfracht kg/a	GP- Konzentration im Frühjahr im See mg/l
LAHMER et al., 2003	3.210.000	213	0,026
GCI, 2003 (GCI 2009, pers. Mitt.)	2.660.000	176	0,024
LUA BRANDENBURG, 2005	2.612.853	173	0,024
VEB HYDROGEOLOGIE, HABECK, 1988 (Schlinker)	2.302.484	152	0,023

Die potentiell natürliche Phosphorfracht aus dem Grundwasser wurde nach LAWA 1999 über die Böden und die Landnutzung mit 149 kg/a berechnet (siehe Kap. 5.4).

Tab.: 5.3-5 potentiell natürliche Phosphorfracht im Zufluss und potentiell natürliche seeinterne P – Konzentration im Frühjahr

	GW- Neubildung m³/a	Pot. nat. Phosphor- fracht kg/a	Pot. nat. GP- Konzentration im Zufluss mg/l	Potentiell natürliche GP- Konzentration im Frühjahr im See mg/l
LAHMER et al., 2003	3.210.000	149	0,046	0,018
GCI, 2003 (GCI 2009, pers. Mitt.)	2.660.000	149	0,056	0,021
LUA BRANDENBURG, 2005	2.612.853	149	0,057	0,021
VEB HYDROGEOLOGIE HABECK, 1988 (Schlinker)	2.302.484	149	0,065	0,023

Die potentiell natürliche Phosphorkonzentration im Zufluss nach LAWA 1999 in Abhängigkeit von der Grundwasserneubildung liegt zwischen 0,046 mg/l und 0,065 mg/l. Daraus ergibt sich eine potentiell natürliche P–Konzentration im Seewasser von 0,018 bis 0,023 mg/l (Tab.: 5.3-5).

Für die Gülleeinleitung aus der Rinderhaltung im Kemnitzer Winkel wird angenommen, dass die Gülle direkt in den See geleitet wurde, dass die Betriebszeit von 1960 bis 1989 war und dass 100 Tiere pro Jahr gehalten wurden. Eine Großvieheinheit (GV) Rind erzeugt im Mittel 20 m³ Gülle im Jahr. Die Rindergülle enthält etwa 0,9 kg/t und 1 m³ Gülle kann mit einer Tonne gleichgesetzt werden (RÜHLMANN 2000). Die Phosphorbelastung ergibt damit 1800 kg/a.

Für die Karpfenhaltung im Kemnitzer Winkel musste auf Grund der Einleitung der Gülle nicht zugefüttert werden. Deshalb wird dafür kein zusätzlicher Phosphoreintrag berechnet (KÜHN, 2010, mündl. Mitt). Die Forellenkäfighaltung wurde von etwa 1965 bis 1972 im Hauptteil des Sees betrieben (Kühn 2010, mündl.Mitt.). Der angestrebte Maximalertrag von 70 t/a wurde nie erreicht. Der P-Eintrag der Forellenmast wird mit 220 g/d pro 1000 kg Lebendgewicht angegeben (MANIAK 2005). Als Ertrag werden 30 t/a angesetzt. Damit ergibt sich ein jährlicher Phosphoreintrag von 2409 kg/a. Eine Forellenproduktion von 70 t jährlich hätte zu einem Phosphoreintrag von 5621 kg/a geführt. Alle berechneten externen P-Einträge sind in Abb.: 5.3-1 und in der Tab.: 5.3-6 zu sehen. Die gemessenen seeinternen GP-Konzentrationen sind mit abgebildet. Eine lineare Regression der Werte ergibt eine fallende Tendenz mit einem Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,33$.

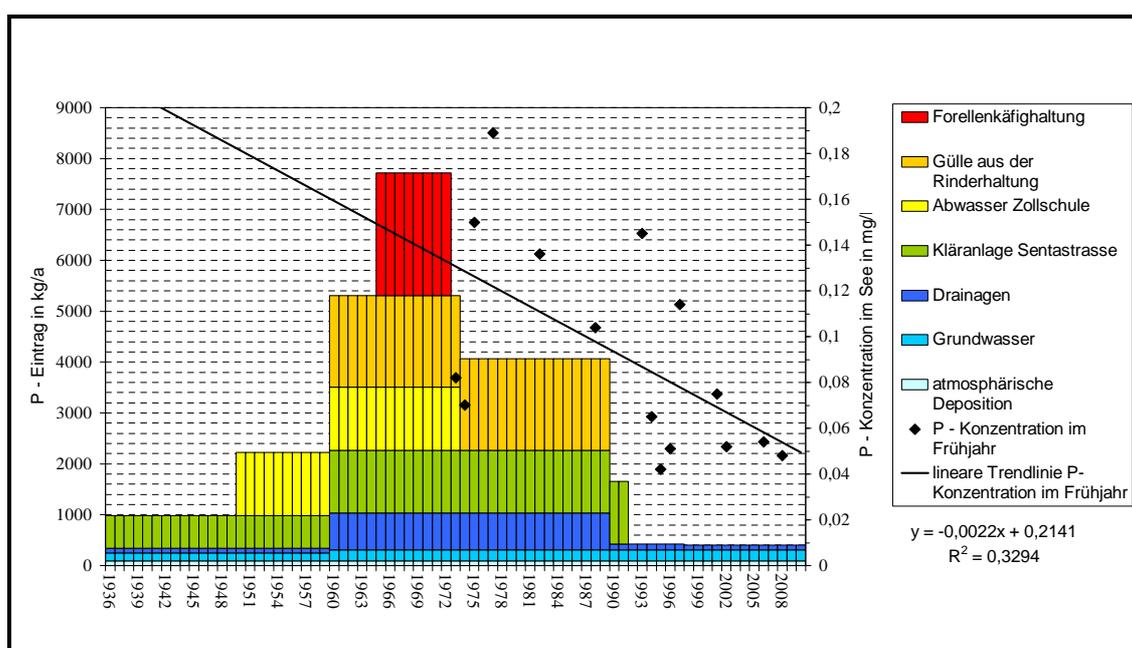


Abb.: 5.3-1 externe Phosphorlast von 1936 bis 2010 und mittlere P-Konzentration im See im Frühjahr von 1973 bis 2008

Tab.: 5.3-6 externe Phosphorlast von 1936 bis 2010 in kg/a

Jahre	1936 bis 1949	1950 bis 1959	1960 bis 1964	1965 bis 1972	1973	1974 bis 1989	1990 bis 1991	1992 bis 1997	1998 bis 2010
P - Input kg/a	982,4	2223,4	5307,1	7716,1	5307	4066,1	1656,1	425	404

5.4. Trophie und Referenzzustand

Trophie

Es konnte für alle Jahre, in denen der See beprobt wurde, bis auf 1988, ein Trophieindex berechnet werden (Tab.: 5.4-1). Für 1988 liegen keine Messungen der Sichttiefe und von Chlorophyll-a vor. Der Trophieindex erreicht 1977 mit 3,82 den höchsten Wert. Zwischen 1974 und 1982 befindet sich der See im polytrophem Zustand. 1973 liegt er noch im eutrophen Bereich, obwohl die größte externe Belastung mit Phosphor mit der Einstellung der Forellenkäfighaltung 1972 wahrscheinlich vorbei war. Ab 1993 hat der See einen eutrophen Zustand und erreicht 2008 den mesotrophen Bereich. 2009 steigt die Trophie wieder. Die Klassifikation nach LANDESAMT BRANDENBURG 2005 ist feiner untergliedert. Sie hat für den eutrophen und den mesotrophen Bereich jeweils 3 weitere Unterteilungen. Die Berechnung nach dieser Klassifizierung ergibt eine stetige Abnahme der Trophie seit 1993. Die Klassifizierung nach LAWA 1999 besteht aus zwei Unterteilungen für die eutrophe Stufe. Der mesotrophe Bereich wird nicht unterteilt. Nach dieser Klassifikation schwanken die Trophiezustände zwischen 1993 und 1996 zwischen eutroph 1 und eutroph 2.

Tab.: 5.4-1 Trophie für die Jahre 1973 – 2009; Gesamtindex nach LAWA 1999 berechnet

	1973	1974	1975	1977	1982	1988	1993	1994	1995	1996	1997	2001	2002	2006	2008	2009
Gesamtindex	3,39	3,55	3,63	3,82	3,74	-	3,33	3,03	3,00	3,12	3,05	2,66	2,76	2,67	2,34	2,93
LAWA	e2	p1	p1	p1	p1	-	e2	e1	e1	e2	e1	e1	e1	e1	m	e1
LUA	e3	p1	p1	p1	p1	-	e3	e2	e2	e2	e2	e1	e1	e1	m3	e2

Referenzzustand

Die Ergebnisse sind Tab.: 5.4-2 und Tab.: 5.4-3 zu entnehmen. Im Einzugsgebiet können laut BÜK 300 1326 ha als nährstoffarme sandige Böden eingeordnet werden. Diese Böden werden als kalkarm eingestuft und es wird ihnen somit eine geringe Phosphorbindungskapazität und damit ein hoher P-Austrag zugeordnet. Folgt man dieser Einteilung, errechnet sich ein potentiell natürlicher Nährstoffeintrag, der weit über den gemessenen GW-Konzentrationen liegt. Der See hat eine mittlere Ca-Konzentration von 71 mg/l und kann damit zu den

karbonatreichen Seen gezählt werden (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2005). Da er grundwassergespeist ist, muss das Grundwasser ebenfalls eine hohe Ca-Konzentration haben. Das Wasser passiert also auf seinem Weg zum See kalkreiche Böden, die einen geringeren P-Austrag gewährleisten. Auf diesen Überlegungen und auf den Messungen basierend, wurden in einem zweiten Schritt alle Flächen, außer den Niedermoorböden mit einem P-Eintrag von 0,05 kg/ha/a berechnet.

Tab.: 5.4-2 potentiell natürlicher Eintrag von Nährstoffen aus den Böden des unterirdischen Einzugsgebiets

Böden nach LAWA	Fläche in ha	potentiell natürliche GP-Eintrag kg/a	potentiell natürliche GP-Eintrag kg/a (alle Böden kalkreich)
sonstige kalkarme Mineralböden 0,2 kg/ha/a P	912,910	182,582	45,6455
nährstoffarme Sandböden 0,1 kg/ha/a P	1325,834	132,583	66
kalkreiche Mineralböden 0,05 kg/ha/a P	0,077	0,004	0,004
Niedermoorböden 0,1 kg/ha/a P	90,859	9,086	9,086
Wald 0,05 kg/ha/a P	575,527	28,776	28,776
Summe	2905,207	353,031	149,5115
atmosphärischer Eintrag 0,3 kg/ha/a P	323,00	96,90	

Die seeinterne GP-Konzentration im Frühjahr wurde mit zwei verschiedenen Formeln berechnet (siehe Kap. 4.5). Die GP-Konzentration im Sommer wird aus der Frühjahrskonzentration errechnet. Dadurch ergeben sich auch für den Sommer zwei unterschiedliche Konzentrationen (Tab.: 5.4-3).

Tab.: 5.4-3 potentiell natürliche GP-Konzentration im See und Trophie für eine externe geogene P-Last von 149 kg/a und einen atmosphärischen P-Eintrag von 96 kg/a auf die Seefläche und für die gemessene Grundwasserkonzentration

	GP _{Frühjahr} im See nach LUA BRANDENBURG 2005 (incl. atm. Eintrag)	GP _{Sommer} im See nach LUA BRANDENBURG 2005 (incl. atm. Eintrag)
Zuflussmenge und Berechnungsgrundlage		
Zufluss 2660000 m ³ /a	0,0318 (m3)	0,045 (e1)
Zufluss 3210000 m ³ /a	0,0319 (m3)	0,046 (e1)
Zufluss 2660000 m ³ /a nach LAWA	0,0189 (m1)	0,0277 (m3)
Zufluss 3210000 m ³ /a nach LAWA	0,0128 (m1)	0,0253 (m3)
mittlere gemessene GW-Konzentration 2009 mg/l	0,0388 (m3)	0,055 (e1)

Der potentiell natürliche Trophieindex liegt zwischen 1,6 (mesotroph 1) und 2,6 (eutroph 1). Der Trophieindex für 2009 anhand des Phosphoreintrags über das Grundwasser ergibt eine Trophie zwischen mesotroph 3 und eutroph 1. Die mittlere sommerliche Sichttiefe des Referenzzustand (ST_{Ref}) kann über morphometrische Parameter nach LAWA 1999 bestimmt werden.

$$ST_{Ref} = 0,265 * Z_m + 0,425 * F + 0,398$$

$$F = \frac{Z_{max}}{Z_{epi}}$$

$$Z_m = \frac{V}{A}$$

F = Tiefengradient

Z_m = mittlere Tiefe m (6,8 m)

V = Volumen m³

A = Fläche m²

Z_{max} = maximale Tiefe m (14,3 m)

Z_{epi} = theoretische Epilimniontiefe m (7,5 m)

Die potentiell natürliche Sichttiefe im Sommer beträgt 3 m. Der zugehörige Trophieindex ist 2,3 (mesotroph 3).

5.5. seeinterne chemische Parameter des Phosphorkreislaufs

seeinterner Phosphor

Der Phosphorgehalt im Epilimnion zur Frühjahrszirkulation kann als Maß der mittleren jährlichen GP-Konzentration im See verwendet werden (SCHAUSER et al. 2003). Der höchste Wert wurde 1977 mit 0,189 mg/l gemessen. Die GP-Konzentration nimmt in der Zeit zwischen 1977 und 2008 ab (Abb.: 5.5-1). In den Jahren 1973 bis 1975 nahm der Phosphor zu. Leider sind keine Daten für die Zeit vor 1973 vorhanden, um festzustellen, ob es sich um ein kurzzeitiges Tief handelt, oder ob die epilimnischen P-Werte im Jahr 1977 ihr Maximum erreicht haben. Die höchste externe Belastung des Sees mit Phosphor (7716,1 kg/a) endete 1972 mit dem Ende der Forellenmast. Eine weitere Belastungsphase mit 4066,1 kg/a externem P-Eintrag endete etwa 1992 mit der Extensivierung der Landwirtschaft im Einzugsgebiet und der Aufgabe der *Kläranlage Werder, Sentastrasse*. 1994 – 1996 sind die Gesamthosphorwerte im Frühjahr auf im Mittel 0,053 mg/l gesunken. 1997 (0,114 mg/l) und 2001 (0,075 mg/l) gab es einen Anstieg, der auf keine bekannten externen Einleitungen zurückgeführt werden kann. Ab 2002 liegen die Werte im Mittel bei 0,051 mg/l. Da in den Zeitreihen immer wieder Jahre fehlen, kann nicht festgestellt werden, ob es sich um kurzfristige Schwankungen, oder zusammenhängende Trends handelt.

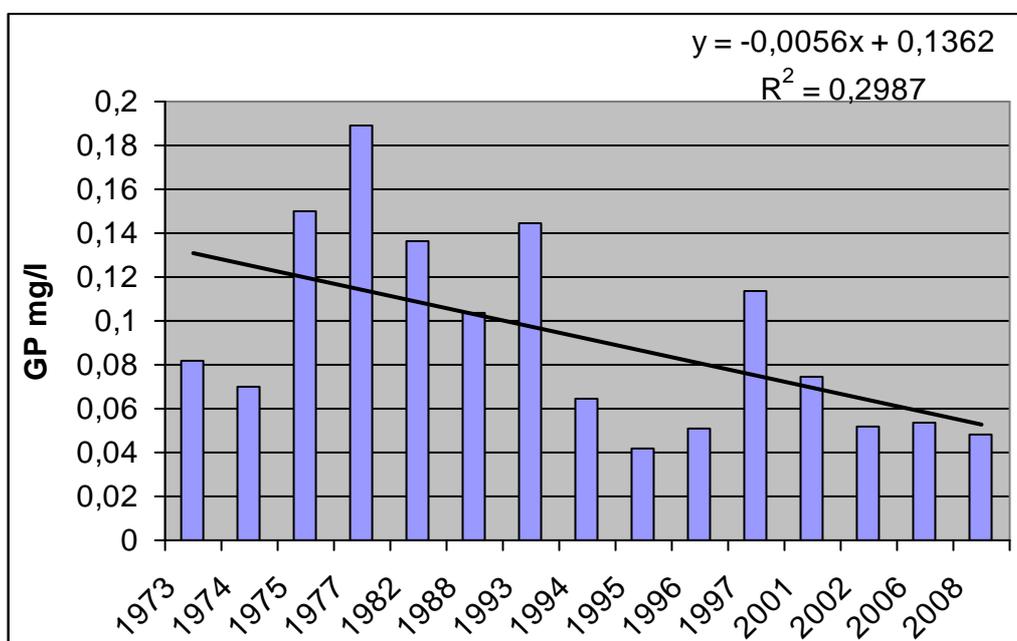


Abb.: 5.5-1 mittlere epilimnische Frühjahrskonzentration des Gesamthosphor in mg/l

Der epilimnische Gesamthosphor, Orthophosphat-Phosphor, die Chlorophyll-a Konzentration und die Sichttiefen wurden für jeden Monat für die Zeitspannen 1973 – 1988, 1993 – 1997 und 2001 – 2008 in Abb.: 5.5-2 bis Abb.: 5.5-4 dargestellt. Für den Zeitraum

1973 – 1988 zeigt sich eine ganzjährig hohe GP Konzentration. Die GP Konzentration ist im Winter, Frühjahr und Herbst hoch (über 0,12 mg/l) und liegt im Sommer zwischen 0,085 mg/l (April) bis 0,13 mg/l (Juli). Die OP Werte liegen zwischen April und Juli bei 0,02 mg/l. Die Chl-a Werte sinken zwischen März mit über 40 µg/l und September mit über 100 µg/l nur geringfügig im Juni ab. Der Mittelwert für April bis September beträgt für Chlorophyll-a 63 µg/l und für die Sichttiefe 1,1 m. Für den Zeitraum von 1993 – 1997 ist ein Absinken der GP Werte im Sommer gegenüber der vorhergehenden Periode zu verzeichnen (im Mittel 0,08 mg/l). Im Juni steigt der GP Gehalt auf 0,1 mg/l. Dieser Anstieg ist weder im OP-Gehalt noch im Chl-a Gehalt wiederzufinden. Alle Werte des Jahres 1997 sind höher als in den Jahren 1993 - 1996. Die Werte für Januar und November sind Einzelwerte von 1997. Die OP-Konzentrationen liegen von April bis Juli mit im Mittel 0,031 mg/l nicht niedriger als in der Periode davor. Die Frühjahrs- und Herbstwerte liegen aber mit 0,07 mg/l im März und 0,05 mg/l im Oktober deutlich niedriger. Auch die Sommerwerte für Chl-a liegen mit 27 µg/l (April – September) niedriger. Die Sichttiefe hat sich im Mittel für April bis September nur leicht verbessert (1,3 m). Für die Periode 2001-2008 sind alle Werte gesunken und die sommerliche Sichttiefe ist gestiegen. Der Schwankungsbereich für das gesamte Jahr von GP (0,028 – 0,071 mg/l), OP (0,003 – 0,033 mg/l) und Chl-a (12 – 45 µg/l) ist geringer als in den beiden Perioden davor. Das OP liegt im Mai, Juli, August und September unter 0,01 mg/l und ist somit nach der Definition von SAS 1989 der limitierende Wachstumsfaktor für das Phytoplankton. Die sommerliche Chl-a Konzentration zwischen Mai und September beträgt im Mittel 14 µg/l und die mittlere sommerliche Sichttiefe beträgt 2,2 m.

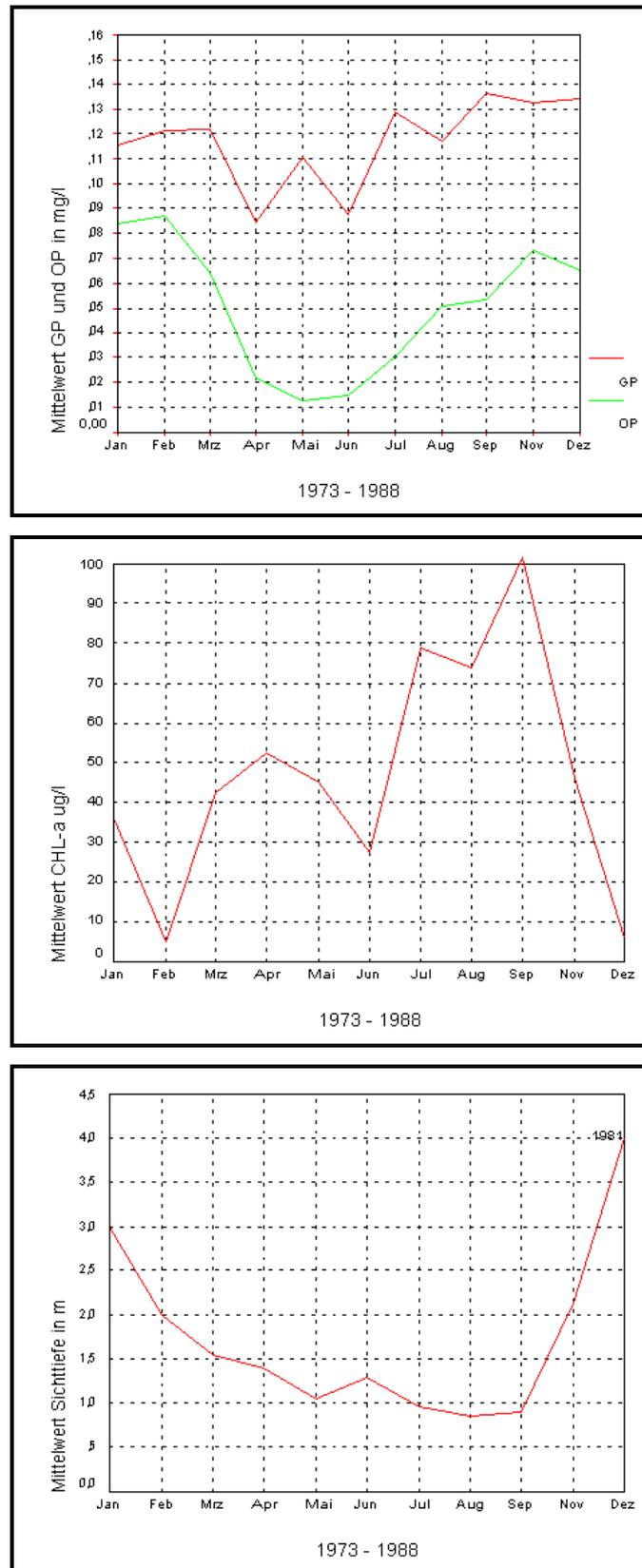


Abb.: 5.5-2 GP, OP, Chl-a und Sichttiefe im Epilimnion 1973-1988

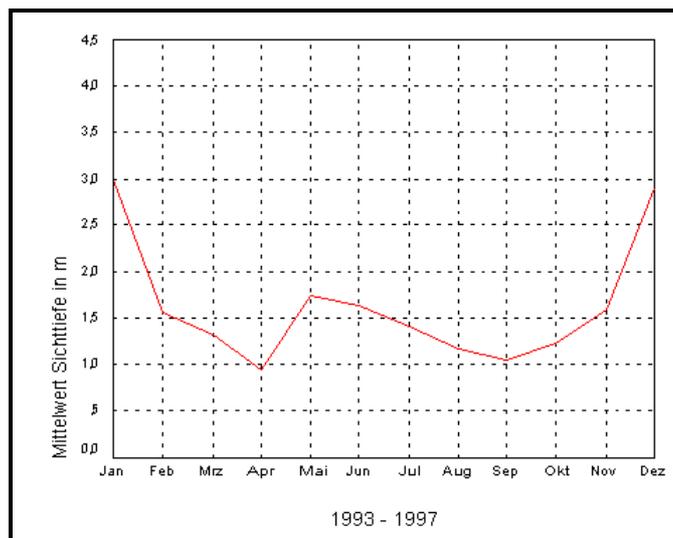
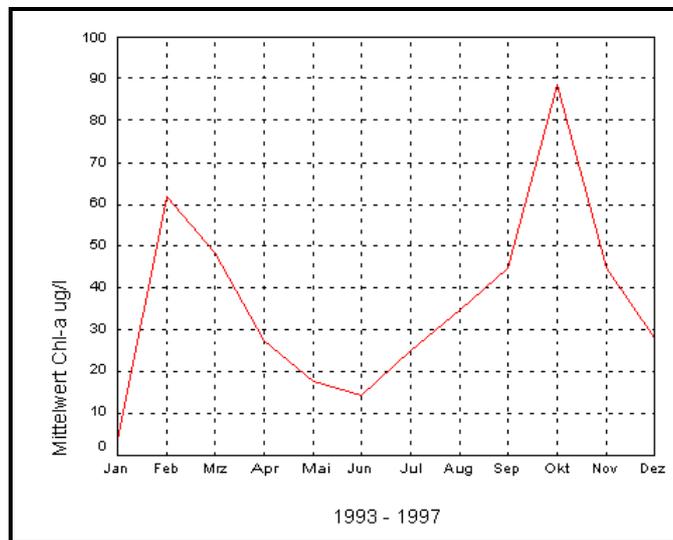
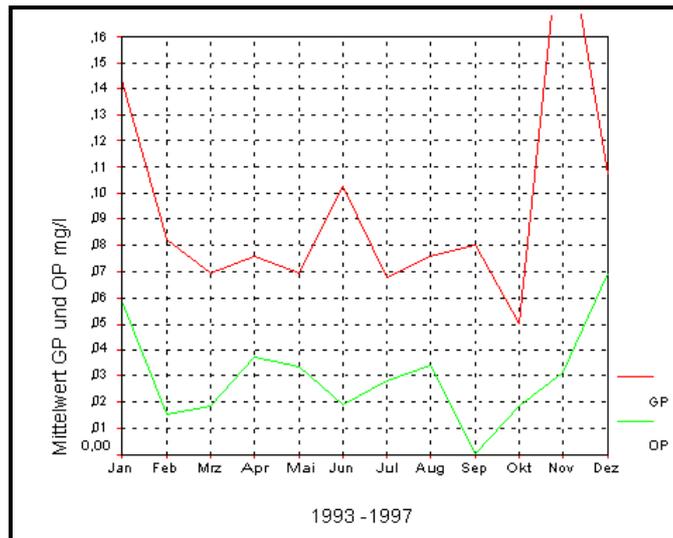


Abb.: 5.5-3 GP, OP, Chl-a und Sichttiefe im Epilimnion 1993-1997

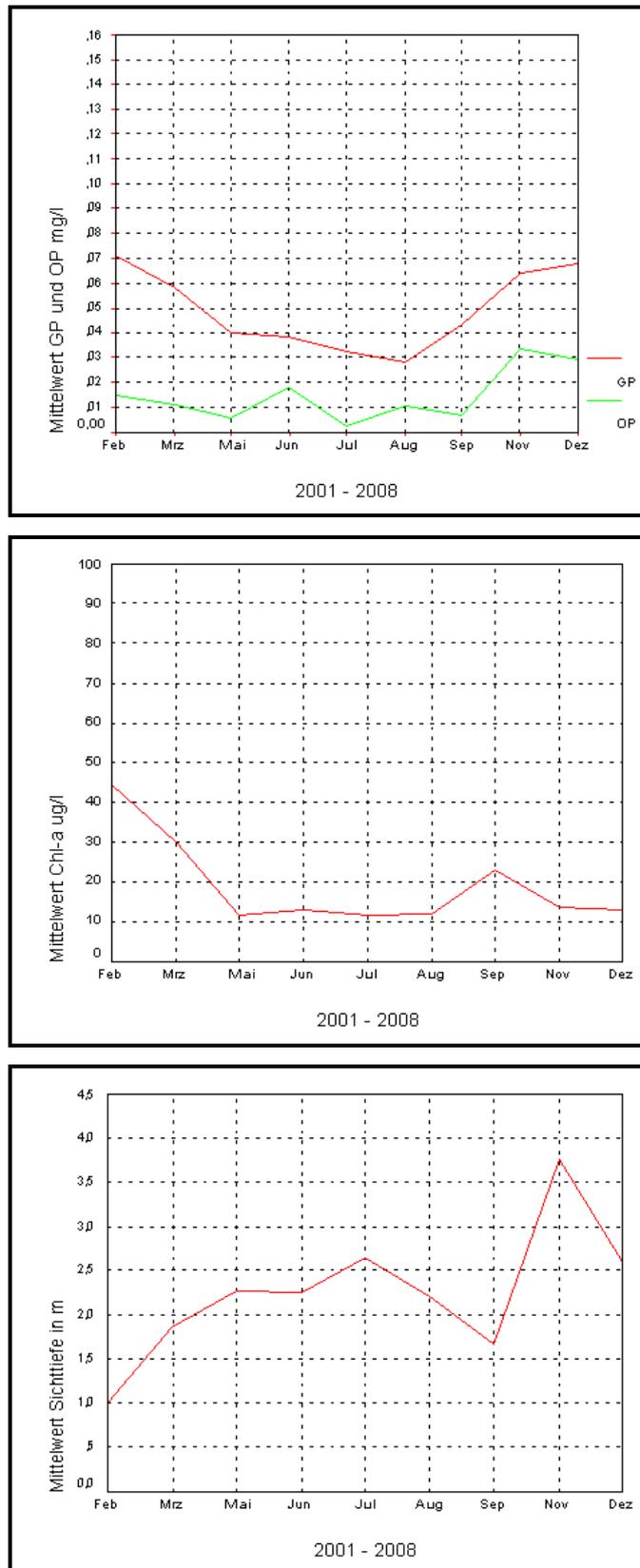


Abb.: 5.5-4 GP, OP, Chl-a und Sichttiefe im Epilimnion 2001-2008

Korrelationen

Es wurden für das Epilimnion 16 chemische Parameter und für das Hypolimnion 13 chemische Parameter statistisch ausgewertet. Für alle Parameter wurde die einseitige bivariate Korrelation nach SPEARMAN angewandt, da die Daten nicht normalverteilt sind. Die Ergebnisse sind Tab.: 5.5-1 und Tab.: 5.5-2 zu entnehmen. Die statistische Auswertung beantwortet unter Anderem folgende Fragen. Ändert sich die Gesamt- und Ortho-Phosphat-Konzentration über die Zeit. Beeinflusst die Phosphorkonzentration den Chlorophyll-a - Gehalt und die Sichttiefe signifikant? Kann ein signifikanter Zusammenhang zwischen Phosphor, Eisen, Calcium und Schwefel gefunden werden?

Epilimnion

Die Korrelation für Orthophosphat-Phosphor und Chlorophyll-a ist ganzjährig nicht signifikant. Für die Sommerwerte ist die Korrelation signifikant. Der Korrelationskoeffizient (k) ist positiv. Er zeigt also an, dass sinkende Sommer-OP-Werte auch sinkende Sommer-Chl-a-Werte während der gesamten Zeitspanne bedingen. Die sommerlichen OP- und Chl-a-Werte der Jahre 1973-1988 korrelieren mit $k = 0,671$ und für die Jahre 1993 – 1997 mit $k = 0,418$ signifikant. Für diese Zeiten mit ähnlichen seeinternen Phosphorgehalten folgt das Phytoplanktonwachstum also der sommerlichen OP-Konzentration. Für die Jahre 2001 – 2008 ist die Korrelation nicht signifikant. GP und Chl-a korrelieren für alle Jahre sowohl ganzjährig, als auch während der Sommermonate positiv. Messungen des partikulären Phosphor (PP) wurden nur in den Jahren 1973 – 1988 durchgeführt. Die Werte für PP und Chl-a korrelieren positiv miteinander ($k = 0,456$ und $0,624$). Partikulärer Phosphor (PP) besteht im Großen Plessower See also zu einem großen Teil aus Phytoplankton. Die Sichttiefe korreliert für die Gesamtjahreswerte nicht mit dem Gesamtphosphor. Für die Sommerwerte korrelieren die Werte signifikant mit einem Korrelationskoeffizienten von $-0,605$. Eine Abnahme des GP im Sommer bedingt also eine Zunahme der Sichttiefe. Für die Zeitreihe 1993 – 1997 kann zwischen GP und der Sichttiefe ebenfalls keine signifikante Korrelation erreicht werden. Der GP allein ist für den Plessower See also kein ausreichender Faktor um auf die Sichttiefe zu schließen. Die OP Werte korrelieren ebenso nur für die Sommermonate mit der Sichttiefe und nicht für den gesamten Jahresverlauf ($k = -0,493$). Schwankungen in der Sichttiefe müssten also in den OP-Werten wiederzufinden sein und sommerliche OP-Werte müssten Rückschluss auf die Sichttiefe geben können.

Tab.: 5.5-1 Korrelationen für 16 chemische Parameter des Epilimnion (0 – 3,5 m) für die gesamten Jahre und für die Sommermonate Mai bis September; bivariate Korrelation nach SPEARMAN, K-Koeff = Korrelationskoeffizient, Sig. (1-s) = Signifikanzwert (p-value) einseitig getestet; rot = bis zu einem Signifikanzniveau von 5 % signifikant; N = Anzahl der getesteten Proben; PP: partikuläres Phosphat, GN: Gesamtstickstoff, NO3: Nitrat, AN: anorganischer Stickstoff, Temp. Wassertemperatur, Fe: Eisen, Ca: Calcium, SO4: Sulfat, Lf: Leitfähigkeit

	Epilimnion-ganzes Jahr			Epilimnion Sommer (Mai-Sept)		
	K-koeff.	Sig. (1-s)	N	K-koeff.	Sig. (1-s)	N
GP:OP	0,619	0,000	79	0,503	0,000	45
GP:PP	0,206	0,151	27	0,437	0,059	14
OP:PP	-0,201	0,162	26	0,433	0,070	13
GP:CHL_A	0,230	0,024	75	0,537	0,000	43
GP:Sicht	-0,123	0,144	77	-0,605	0,000	44
OP:CHL_A	0,088	0,220	79	0,356	0,008	45
OP:Sicht	-0,001	0,496	82	-0,493	0,000	48
PP:CHL_A	0,456	0,011	25	0,624	0,011	13
PP:Sicht	-0,550	0,003	23	-0,432	0,080	12
CHL_A:O2_Sätt	-0,062	0,293	80	-0,228	0,061	47
CHL_A:GN	0,104	0,246	46	0,538	0,001	29
CHL_A:NO3	0,009	0,467	82	0,053	0,361	48
CHL_A:AN	-0,440	0,034	18	-0,848	0,001	10
GN:Sicht	-0,048	0,373	48	-0,404	0,012	31
NO3:Sicht	0,358	0,000	85	-0,054	0,354	50
CHL_A:Sicht	-0,627	0,000	79	-0,811	0,000	46
CHL_A:pH	-0,151	0,097	76	-0,432	0,002	45
CHL_A:Temp	-0,156	0,086	78	-0,202	0,092	45
CHL_A:Fe	0,139	0,216	34	0,601	0,005	17
CHLA_a:Ca	-0,380	0,000	78	-0,739	0,000	45
CHL_a:SO4	-0,530	0,000	41	-0,783	0,000	22
CHL_a:HCO3	-0,471	0,009	25	-0,548	0,026	13
GP:Fe	0,118	0,243	37	0,011	0,483	19
GP:Ca	-0,443	0,000	75	-0,524	0,000	42
GP:SO4	-0,347	0,011	43	-0,530	0,006	22
GP:HCO3	-0,143	0,247	25	-0,128	0,338	13
GP:Lf	-0,120	0,208	48	-0,288	0,065	29
GP:pH	-0,290	0,005	78	-0,176	0,124	45
GP:NO3	0,366	0,000	82	0,233	0,058	47

Hohe Korrelationskoeffizienten mit Chlorophyll-a ergeben weiterhin der sommerliche Gesamtstickstoff, der anorganische Stickstoff, die Sichttiefe, der sommerliche pH-Wert, die sommerliche Eisen- und Calciumkonzentrationen und die Sulfat- und Hydrogencarbonatkonzentrationen. Mit dem Gesamtphosphor ergeben sich hohe Korrelationskoeffizienten mit dem sommerlichen Calcium und Sulfat. Chl-a und die Wassertemperatur korrelieren nicht signifikant. Die maximalen Wassertemperaturen wurden im Mittel im Juli gemessen, während die maximalen Chlorophyll-a Werte im Mittel im September und Oktober vorkommen. Für die Monate Mai bis September wurden Spannweiten der Wassertemperaturen von 7 – 11 °C gemessen (Abb.: 5.5-5).

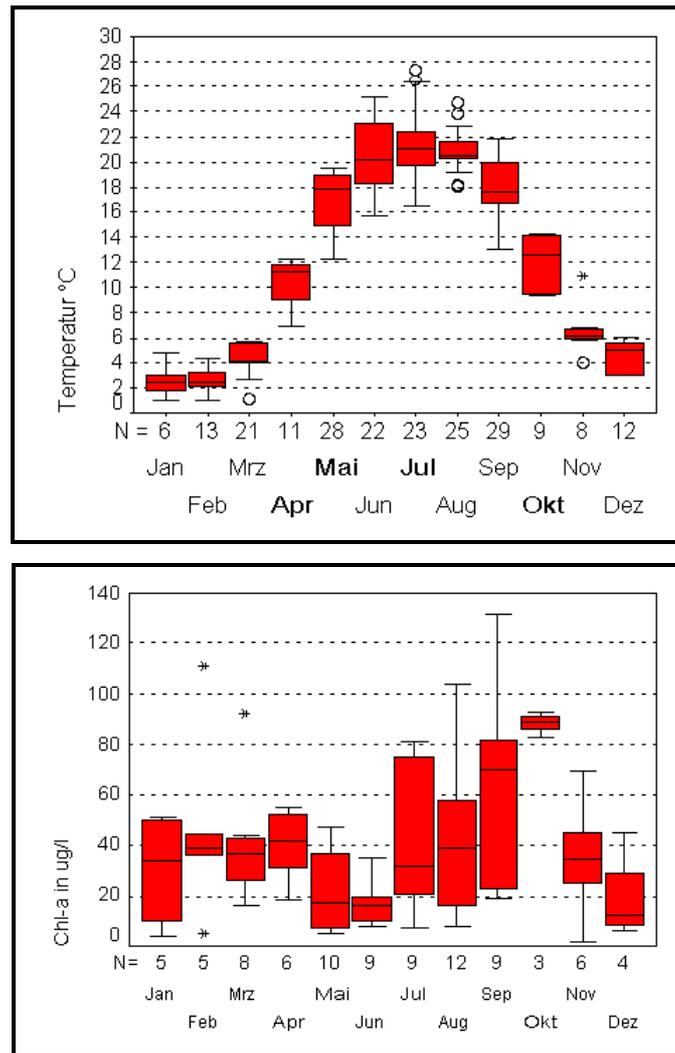


Abb.: 5.5-5 Wassertemperatur und Chlorophyll-a im Epilimnion für die Jahre 1973 – 2008

Hypolimnion

Der Gesamtposphor und der Orthophosphat-Phosphor nehmen während der sommerlichen Schichtungsphase des Sees im Hypolimnion zu (Abb.: 5.5-6 und Abb.: 5.5-7). Während der winterlichen Schichtung kommt es auch zu einem leichten Anstieg. Während der Durchmischung im Frühjahr und Herbst wird das hypolimnische Wasser durch das epilimnische Wasser „verdünnt“. Im Zeitraum 1973 – 1988 liegen die mittleren sommerlichen GP-Werte zwischen 0,16 mg/l im Mai und 0,53 mg/l im August. Für den Zeitraum 1993 – 1997 sinken die mittleren sommerlichen GP-Werte auf 0,1 mg/l im Mai bis maximal 0,24 mg/l (Juni). Für den Zeitraum 2001 – 2008 steigen die mittleren sommerlichen GP-Werte auf 0,21 mg/l im Mai bis 0,42 mg/l im September. Der Wert für September ist die einzige Messung und stammt aus dem Jahr 2002. Es liegen für jeden Monat für diese 4 Jahre nur 1 - 2 Messungen vor. OP und GP korrelieren mit $k = 0,8$ stark miteinander (Tab.: 5.5-2). Der Gesamtposphor besteht fast ausschließlich aus Orthophosphat-Phosphor.

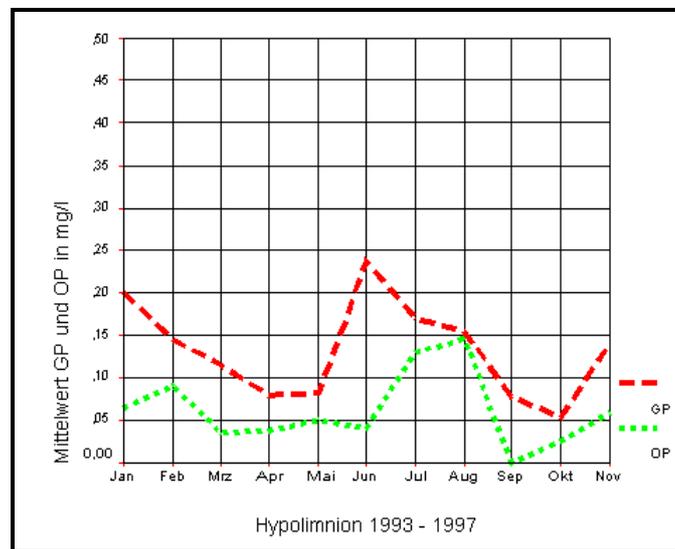
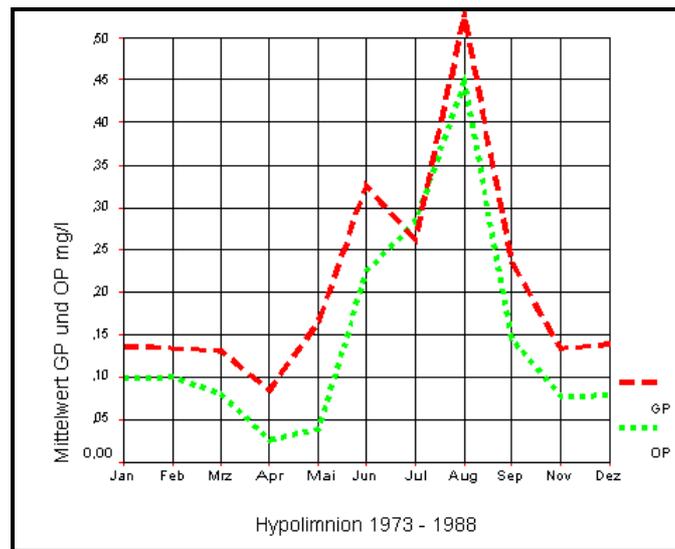


Abb.: 5.5-6 GP und OP im Hypolimnion (4-13 m) 1973-1988 und 1993-1997

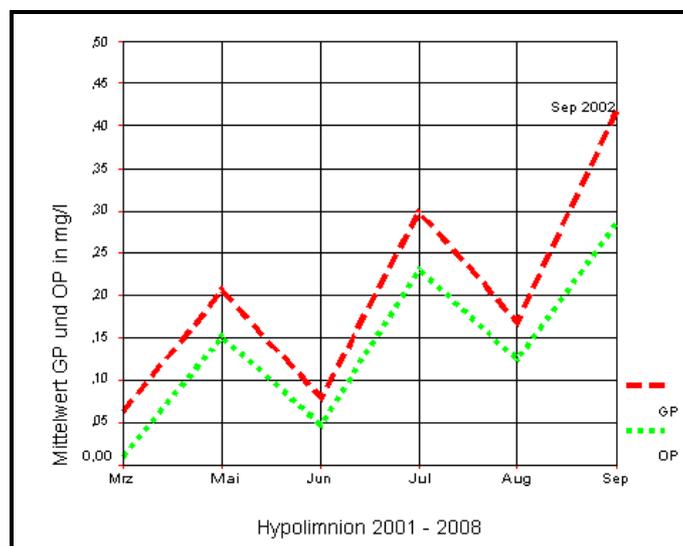


Abb.: 5.5-7 GP und OP im Hypolimnion (4-13 m) 2001-2008

Die Sauerstoffsättigung in 7 – 11 m Tiefe ist 1995 – 1997 niedriger als in den anderen Jahren. Trotzdem ist der hypolimnische Phosphor von 1993 – 1997 im Mittel geringer als in der Zeit davor und danach. Für GP und Eisen ist sowohl für ganzjährige Werte, als auch für die Sommerwerte eine signifikante positive Korrelation vorhanden. Die Korrelationen zwischen Eisen und Sauerstoff sind nicht signifikant. Die Korrelation der GP-Werte und der Hydrogenkarbonatwerte ist mit $k = 0,851$ im Sommer und $k = 0,51$ für das gesamte Jahr signifikant. Die Messungen lagen nur für den Zeitraum 1973 – 1982 vor. Der pH Wert liegt für diesen Zeitraum im Mittel bei 8. Die Korrelation von GP und Sauerstoff ist mit $k = -0,360$ gering. Für GP und Calcium gibt es keine signifikante Korrelation. Die Leitfähigkeit korreliert mit $k = 0,53$ gut mit dem GP.

Tab.: 5.5-2 Korrelation für 13 chemische Parameter im Hypolimnion (4 - 13 m), einseitig, nach SPEARMAN, K-Koeff = Korrelationskoeffizient, Sig.-(1-s) = Signifikanzwert (p-value), einseitig getestet; rot = bis zu einem Signifikanzniveau von 5 % signifikant; N = Anzahl der getesteten Proben; PP: partikuläres Phosphat, O2: Sauerstoff, Fe: Eisen, Ca: Calcium, SO4: Sulfat, HCO3: Hydrogencarbonat, Lf: Leitfähigkeit, TOC, total organic carbon, DOC: dissolved organic carbon

	Hypolimnion-ganzes Jahr			Hypolimnion Sommer (Mai-Sept)		
	K-koeff.	Sig.-(1-s)	N	K-koeff.	Sig.-(1-s)	N
GP:OP	0,801	0,000	63	0,795	0,000	38
GP:PP	0,404	0,020	26	-0,085	0,391	13
OP:PP	0,164	0,212	26	-0,094	0,381	13
GP:O2_mg	-0,360	0,004	52	-0,317	0,039	32
GP:Fe	0,339	0,023	35	0,480	0,022	18
Fe:O2_mg	-0,094	0,311	30	-0,155	0,284	16
GP:Ca	-0,109	0,210	57	-0,117	0,251	35
GP:SO4	-0,226	0,096	35	-0,347	0,079	18
GP:HCO3	0,510	0,005	24	0,851	0,000	13
GP:Lf	0,530	0,002	29	0,440	0,030	19
GP:pH	-0,200	0,068	57	-0,056	0,374	35
GP:TOC	-0,250	0,258	9	-0,800	0,100	4
GP:DOC	0,071	0,433	8	-0,400	0,300	4
GP:Temp	0,262	0,024	58	0,159	0,181	35
GP:Redox	-1,000	0,000	4	-1,000	0,500	2
Fe:HCO3	0,169	0,221	23	0,437	0,078	12
Fe:pH	-0,144	0,200	36	-0,214	0,190	19
Fe:Redox	-0,800	0,100	4	-1,000	0,500	2
Fe:Lf	-0,258	0,222	11	-0,410	0,246	5

Calcium

Die Calciumkonzentration und das Chlorophyll-a korrelieren für das Epilimnion schwach negativ ganzjährig und gut negativ für den Sommer (Tab.: 5.5-1). In der Abb.: 5.5-8 ist ein Anstieg des Calcium und eine Verringerung der Schwankungsbreite ab 1993 erkennbar. Der Mittelwert von 1973-1988 liegt bei 61 mg/l und für die Jahre 1993 bis 2006 bei 76 mg/l. Für

die Calcium- und Chlorophyll-a- Konzentrationen sind in Abb.: 5.5-8 häufig gegenläufige Konzentrationen erkennbar.

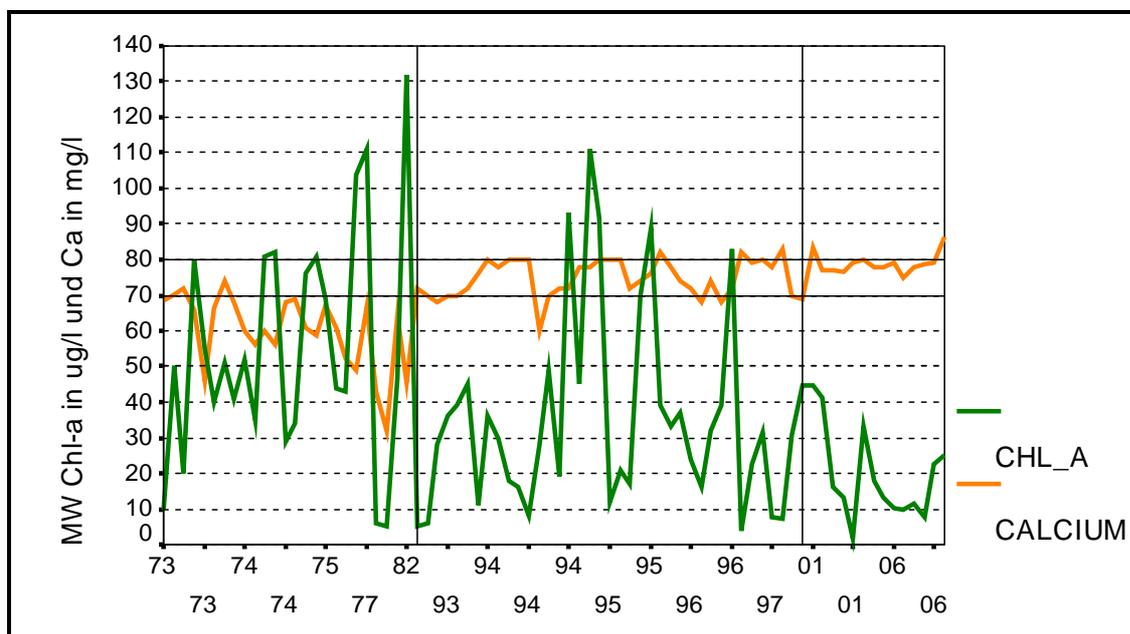


Abb.: 5.5-8 Calcium und Chl-a im Epilimnion; senkrechte Markierungen Anfang 1993 und Ende 1997

In Abb.: 5.5-9 sind alle Calcium-Monatsmittelwerte für die Jahre 1973-1988 und 1993-2006 dargestellt. Im August ist für beide Zeitreihen ein lokales Minimum zu verzeichnen. Die Minima im Februar und Dezember der früheren Zeitreihe entstehen aus Einzelmessungen für Dezember 1981 und Februar 1982. Es konnten von der Verfasserin Kalkablagerungen auf Makrophyten im Großen Plessower See im Sommer 2009 beobachtet werden.

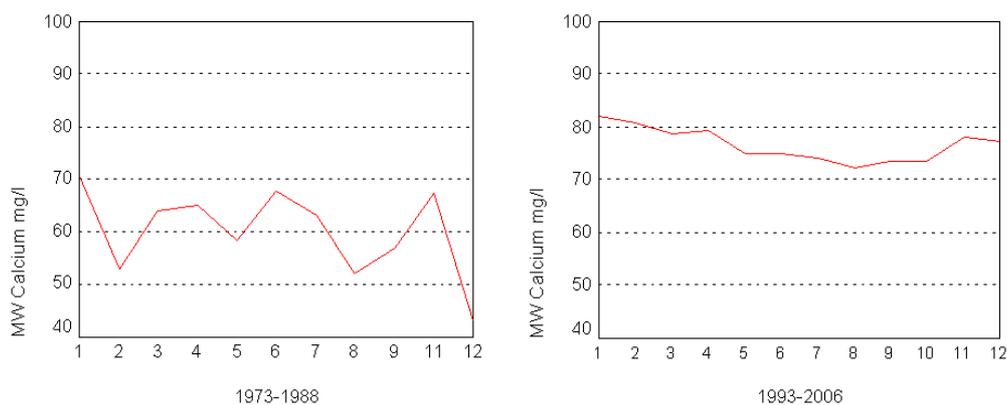


Abb.: 5.5-9 Calcium-Konzentrationen (Monatsmittelwerte) für die Jahre 1973-1988 und 1993-2006 im Epilimnion (0-3,5 m)

Sulfat

Sulfatmessungen (SO₄) liegen für die Jahre 1973 – 1988 und 1997, 2001 und 2006 vor. Die Jahresmittel steigen von 80 mg/l (1973) auf über 130 mg/l (2001) (Abb.: 5.5-10).

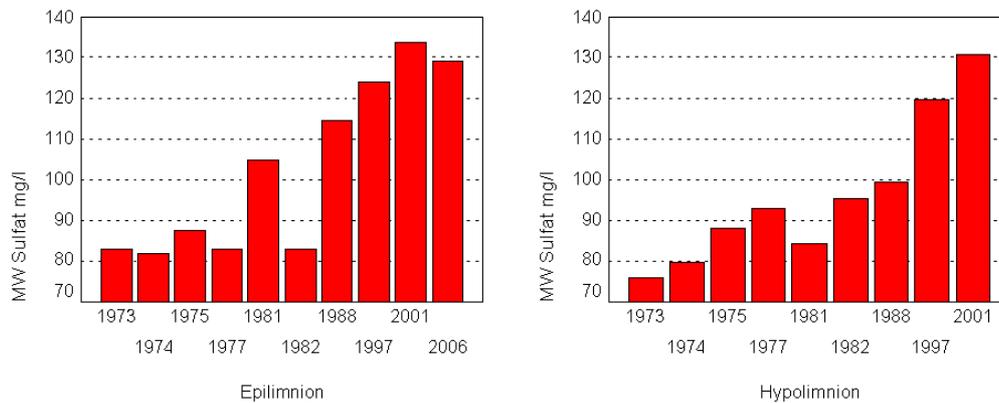


Abb.: 5.5-10 mittlere Sulfatkonzentration im Epilimnion (0-3,5m) und im Hypolimnion (4-13 m)

Die Sulfatkonzentrationen im Hypolimnion sind im jährlichen Mittel etwas geringer als im Epilimnion. 1977 und 1982 wurde mehr Schwefel im Hypolimnion als im Epilimnion gemessen. Sulfat korreliert negativ und signifikant mit Chlorophyll-a und GP im Epilimnion. Für das Hypolimnion korrelieren Sulfat und GP nicht signifikant. Das Sediment in Ufernähe ist nah unter der Oberfläche grauschwarz und riecht nach Schwefel (eigene Beobachtung). Für 1972 bis 1974 beschreibt Rohde 1973 das Sediment als größtenteils schwarzer Faulschlamm mit H₂S-Entwicklung.

Eisen

Die hypolimnische Eisen-Konzentrationen korrelieren signifikant und positiv für den Sommer und ganzjährig mit den GP-Konzentrationen. Dieser Zusammenhang ist in der Abb.: 5.5-11 zu erkennen. Wasserproben für Eisen wurde in den Jahren 1973-1988, 1997 und 2001 genommen.

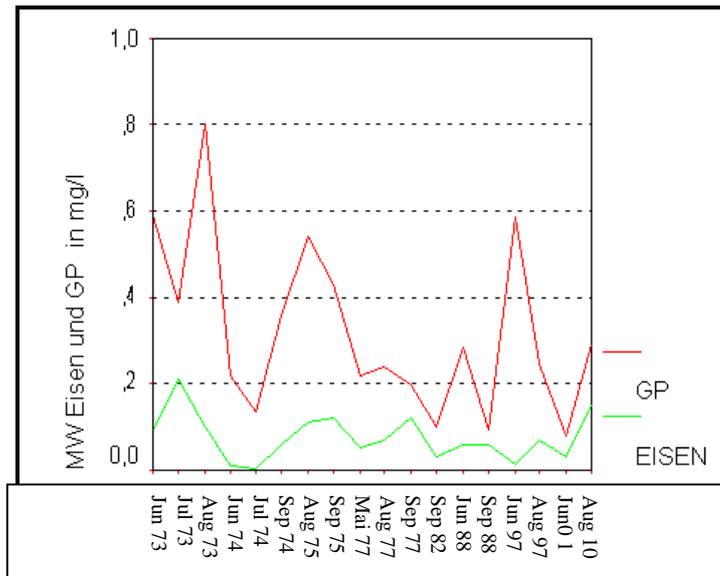


Abb.: 5.5-11 Eisen und GP-Konzentration im Hypolimnion (4-13 m)

Sauerstoff

Das Epilimnion ist im Sommer (April bis August) oft übersättigt ($> 100\%$, Abb.: 5.5-12). Ab September fällt die Sättigung im Monatsmittel aller Jahre unter 100% . Die Sauerstoffsättigung und die Chl-a Werte im Epilimnion korrelieren nicht signifikant. Die höchsten Chl-a Werte treten im September und Oktober auf, während die Sauerstoffsättigung dann abnimmt. Von April bis Juli steigt die Sauerstoffsättigung bei gleichfalls steigendem Chlorophyll-a Gehalt. Die Sauerstoffsättigung im Hypolimnion sinkt im Sommer regelmäßig auf 0% . Sauerstoffkonzentrationen unter 4 mg/l , die bereits in 7 m Tiefe auftraten, wurden für den Zeitraum $1993 - 2008$ gemessen. In allen Jahren bis auf 1982 wurde ein Sauerstoffrückgang im Hypolimnion bis unter 1 mg/l gemessen (Tab.: 5.5-3).

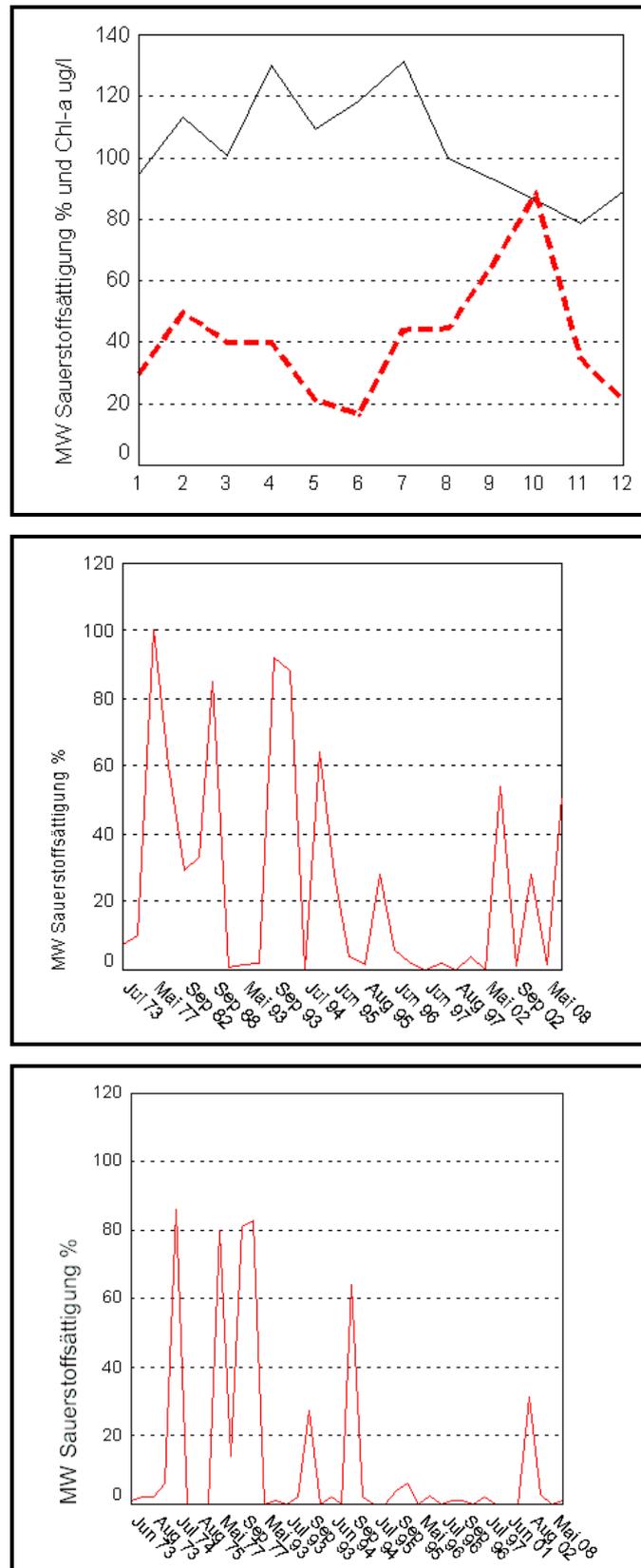


Abb.: 5.5-12 Sauerstoffsättigung im Sommer, von oben nach unten: Epilimnion mit Chlorophyll-a (gestrichelt), Monatsmittelwerte; 7-8 m Tiefe; 10-11 m Tiefe

Tab.: 5.5-3 Sauerstoff unter 1 mg/l und Probenahmetiefe in m

	1973	1974	1975	1977	1982	1988	1993	1994	1995	1996	1997	2001	2002	2008
April	>1/10	>1/10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	>1/12	n.a.	>1/12	>1/10	n.a.	n.a.	n.a.
Mai	n.a.	n.a.	n.a.	>1/11	>1/9	n.a.	0,5/6	0/10	n.a.	0,2/9	n.a.	n.a.	>1/10,5	>1/9
Juni	0,09/10	0,6/10	n.a.	n.a.	n.a.	0,4/9	0,5/7	0,3/11	0,6/10	0,4/8	0,01/7	0,4/7,5	n.a.	n.a.
Juli	0,2/10	>1/10	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0,6/7	0,2/6	0,2/8	0/11	0,2/7,5	n.a.	n.a.	0,2/7
Aug.	0,2/10	n.a.	0,05/10	0,7/11	n.a.	n.a.	0,3/8	0,1/10	0,2/7	0,2/7	0,01/5	0,01/7	0,4/10	n.a.
Sept.	n.a.	0,01/10	0,01/10	>1/11	>1/9	>1/9	>1/12	>1/12	0,4/11	0,1/10	n.a.	n.a.	0,1/7	>1/9

N/P Verhältnis

Tab.: 5.5-4 N/P-Verhältnisse in Proben von 0m, 0,5 m, 1 m Tiefe und Mischproben (Epilimnion). Grün <5: N ist der limitierende Nährstoff; orange 5-12: N und/oder P ist limitierend; rot >12: P ist limitierend FORSBERG (1978)

Jahr	Jan	Feb	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez	MW
1973	6			12		0	4	22			10		9
1974	3		7	2		22	0				2		6
1975	5							1	12		8		7
1977			8		18			0	12				10
1981												9	9
1982		12			9				0				7
1988		5	8			6			4				6
1993					20	48	12	19	14			8	20
1994		29	72	0	19	15	3	11		13		5	19
1995			19				33	7	4	7			14
1996		9		11	10	9	24	26	2	26			15
1997	12		13	10		10	4	1			11		9
2001		1	4			3		4			9		4
2002			81		7			11	12			14	25
2006					15		16	15	5		24		15
2008			28		12				14				18
MW 73-08	7	11	27	7	14	14	12	11	8	15	11	9	
MW 93-08	12	13	36	7	14	17	15	12	9	15	15	9	

Die Jahresmittelwerte ergeben keine P-Limitierung zwischen 1973 und 1988. Die Jahre 1993 – 2008 sind im Mittel P-limitiert, bis auf die Jahre 1997 und 2001. Das Jahr 2001 war N-limitiert. In den Monaten mit einer N-Limitation in den Jahren 1997 und 2001 hat den anderen Monaten gegenüber nicht die OP-Konzentration zugenommen, sondern die AN – Konzentration (besonders NH₄) abgenommen. Es bestand in allen Jahren ein Wechsel zwischen Phosphor- und Stickstofflimitation. In der Hälfte der Fälle zwischen 1974 und 1994 entstand die Stickstofflimitation durch hohe OP Werte. In allen anderen Fällen war die OP-Konzentration nicht besonders erhöht, sondern die Stickstoffkonzentration besonders niedrig. Die Phosphorlimitationen entstanden in den meisten Fällen durch niedrige OP-Gehalte. Auffällig ist das Jahr 1993, in dem nicht die OP-Gehalte niedrig, sondern die anorganischen Stickstoff-Gehalte hoch waren.

Rüchlösung

In der Abb: 5.5-13 ist die theoretische und die tatsächlich gemessene GP-Konzentration im Frühjahr abgebildet. Die theoretische GP Konzentration wurde für das Grundwasser aus der Gleichung

$$GP_{\text{intern}} = 1,22 * \left(\frac{GP_{\text{Zufluss}}}{(1 + (T)^{0,5})^{0,87}} \right) \quad (\text{LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2005})$$

errechnet. Alle weiteren externen P-Belastungen wurden durch das Seevolumen geteilt, um die seeinterne Konzentration zu errechnen. Retentions- und Rücklösungsprozesse, sowie der Abfluss bleiben dabei unberücksichtigt.

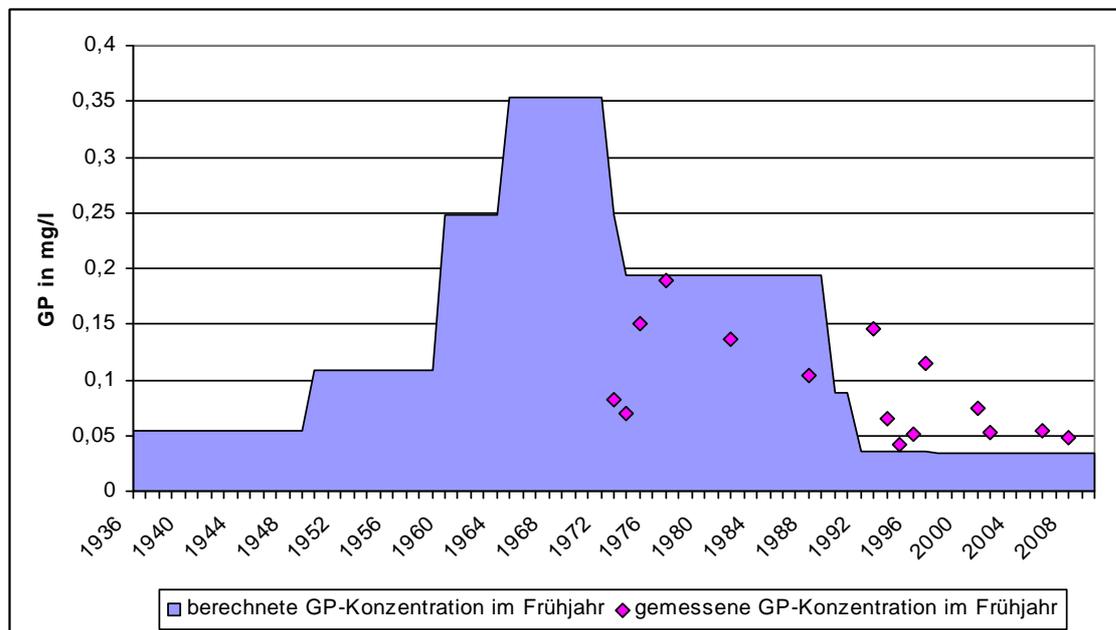


Abb: 5.5-13 berechnete GP-Konzentration zur Frühjahrszirkulation errechnet anhand der externen GP-Last; zum Vergleich gemessene mittlere GP-Konzentration zur Frühjahrszirkulation

Die theoretische Retention (R_{Pred}) wurde mit 0,8 berechnet (mittlere Tiefe 6,8 m und Verweilzeit 9 Jahre).

$$R_{\text{Pred}} = 15 / (18 + q_s) \quad (\text{NÜRNBERG 1998})$$

q_s (m/y) = mean depth/annual water residence time

Das heißt, dass 80 % der internen und der externen Last im Sediment festgelegt werden. Die Abb.: 5.5-14 zeigt die mittleren hypolimnischen GP und OP-Konzentrationen für die Monate Januar bis März, November bis Dezember und Mai bis September. Das Jahr 1973 zeigt, dass trotz hoher winterlicher und sommerlicher GP und OP Werte die herbstlichen Werte tiefer

liegen können. Diese tieferen Herbstwerte des Jahres 1973 setzen sich in der Frühjahrs- und Sommer-P-Konzentration von 1974 fort. Die P-Herbstkonzentrationen von 1974 liegen trotz der geringeren P-Sommerkonzentrationen über denen von 1973. Obwohl die GP und OP-Werte für Januar bis März hoch bleiben, stellt sich ab 1977 gegenüber den vorherigen Jahren eine starke Abnahme der hypolimnischen P-Werte im Sommer ein. Zeitlich passt diese Abnahme zu der Einstellung der Fäkalieinleitung aus der Zollschule in den See. Für das Jahr 1977 wurde der höchste Trophieindex berechnet. 1996 ist die P-Konzentration für Januar bis März höher als in allen anderen Jahren, die P-Konzentration für Mai bis September bleibt aber mit 0,05 mg/l niedrig. Die Schwankungen der hypolimnischen P-Konzentration von Januar bis März haben somit keine Beziehung zu den hypolimnischen P-Konzentrationen von Mai bis September. Für die P-Konzentrationen von November bis Dezember liegen zu wenige Daten vor, um einen Zusammenhang mit den sommerlichen P-Werten zu finden. Der Anteil von Ortho-Phosphat-Phosphor am Gesamtphosphor im Hypolimnion für die Monate Mai bis September schwankt mit den Jahren. Es ist kein Trend ersichtlich. Für die Jahre 1993 bis 1997 folgen den Jahre mit hohen Anteilen OP am Gesamtphosphor, Jahre mit niedrigen Anteilen OP am Gesamtphosphor (Tab.: 5.5-5).

Tab.: 5.5-5 Prozentualer Anteil des Ortho-Phosphat am Gesamtphosphor im Hypolimnion für die Monate Mai bis September

Jahr	GP	OP	% OP von GP
1973	0,593	0,465	78
1974	0,230	0,229	100
1975	0,484	0,372	77
1977	0,216	0,091	42
1982	0,109	0,023	21
1988	0,189	0,116	62
1993	0,135	0,113	84
1994	0,079	0,070	89
1995	0,140	0,083	59
1996	0,054	0,068	126
1997	0,417	0,161	39
2001	0,186	0,146	79
2002	0,199	0,129	65
2008	0,289	0,218	75

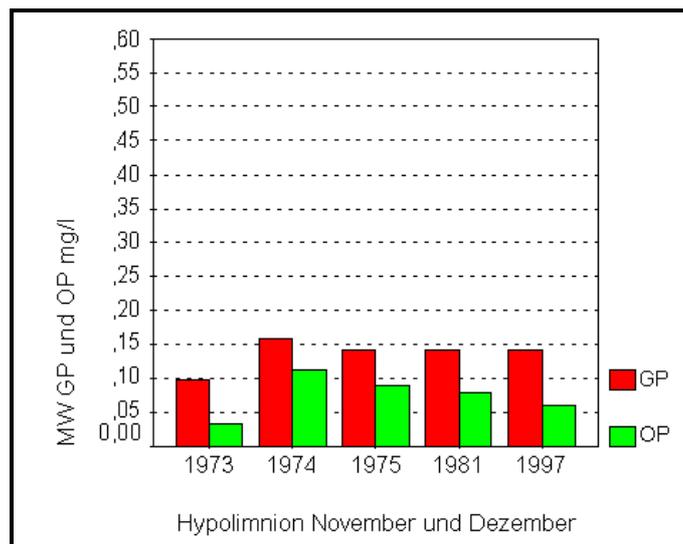
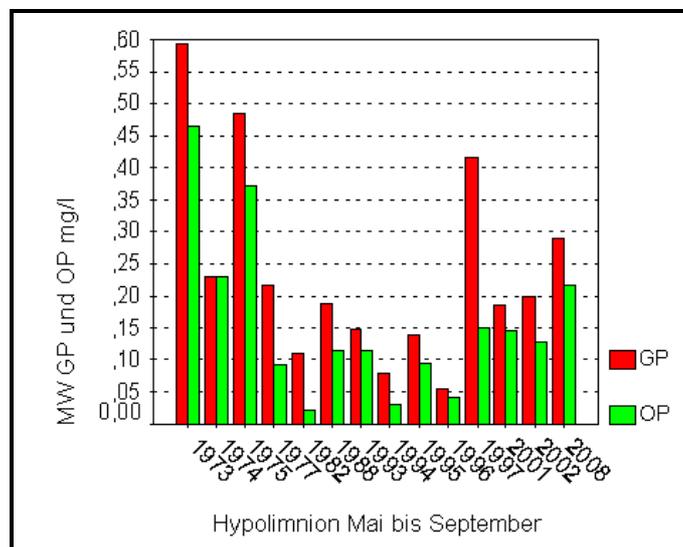
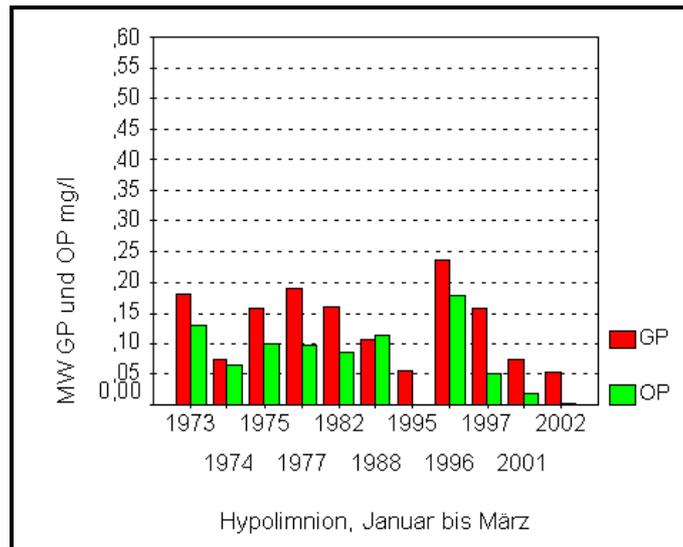


Abb.: 5.5-14 hypolimnische GP- und OP-Konzentrationen

Phosphor im Abfluss

Der Große Plessower See hat 2 künstliche oberirdische Abflüsse. Den Torfgraben im Norden und einen Graben im Süden, der den Großen Plessower See mit dem Glindower See verbindet. Alles weitere Wasser verlässt den See unterirdisch. Dieser unterirdische Abfluss wird teilweise durch das *Wasserwerk Werder* in Form von Seebodenfiltrat gefördert. Die genauen Stellen und Mengen der unterirdischen Abflüsse sind nicht bekannt. Die unterirdischen Abflüsse werden durch das Hypolimnion gespeist. Die oberirdischen Abflüsse transportieren epilimnisches Wasser. Die oberirdischen Abflüsse fließen nicht dauerhaft gleichmäßig ab. Im Norden wird Wasser abgelassen, wenn das NSG Kriewer Bruch Wasser benötigt. Im Süden wird Wasser dann abgelassen, wenn der Seespiegel reguliert werden muss. Die Abflusszeiten und Wassermengen sind für den südlichen Graben kaum dokumentiert. Die Messungen vom LUA von 2001 – 2003 ergaben einen oberirdischen Abfluss von 1.419.120 m³/a. Der geringste berechnete unterirdische Abfluss beträgt 1.193.733 m³/a und der höchste beträgt 1.790.880 m³/a. Über die oberirdischen Abflüsse wird im Mittel weniger Phosphor aus dem See transportiert als über die unterirdischen Abflüsse (Tab.: 5.5-6). 1973 lag die P-Menge in den Abflüssen zwischen 550 und 762 kg/a, je nachdem mit welcher GW-Neubildung gerechnet wurde. Für 2008 wurde die P-Menge im Abfluss mit 109 bis 133 kg/a berechnet.

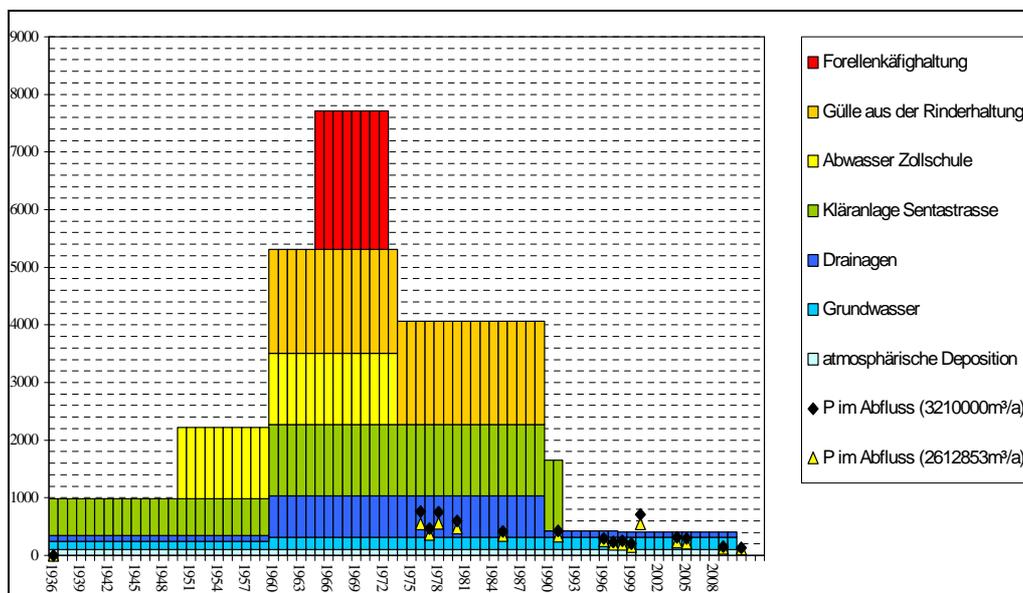


Abb.: 5.5-15 Phosphor im Abfluss und externe P-Last: Abfluss berechnet anhand von zwei verschiedenen Zuflussmengen

Tab.: 5.5-6 GP im Abfluss; Epil.: epilimnischer Abfluss über die beiden Gräben; Hypol.: hypolimnischer Abfluss über das Grundwasser in Abhängigkeit vom Zufluss

	1973	1974	1975	1977	1982	1988	1993	1994	1995	1996	1997	2001	2002	2006	2008	2009
GP kg/a Epil.	128	155	179	238	188	159	166	104	73	54	213	77	67	67	59	92
GP kg/a Hypol. (1193733 m³/a)	422	209	378	242	155	177	87	87	117	98	334	156	150	56	50	
GP kg/a Hypol. (1790880 m³/a)	634	313	568	363	232	265	130	130	175	147	501	234	225	85	74	

In Jahren mit einer hohen hypolimnischen P-Akkumulation, ergeben die unterschiedlichen Abflussmengen auch größere Unterschiede im P-Verlust. Der Unterschied der beiden Berechnungen beträgt 4 % der externen P-Last für das Jahr 1973. Ist die externe P-Last niedrig und die hypolimnische P-Akkumulation hoch, wie im Jahr 2001, beträgt der Unterschied der beiden Berechnungen 20 % der externen P-Last. Für die Jahre 2006 und 2008 liegt der Unterschied bei 10 % der externen P-Last.

5.6. Einbox-Modell

Die Ergebnisse der Simulationen sind der Abb.: 5.6-1 und der Tab.: 5.6-1 zu entnehmen. Die Nettosedimentation nimmt nach dem Abschalten der externen P-Quellen ab. Der Nettosedimentationskoeffizient (NSK) sinkt zwischen 1993 und 2009 auf 0,3 bis - 0,01. Gelegentliche hohe seeinterne P-Werte (1997 und 2009) können durch einen NSK nahe Null berechnet werden. Der hohe seeinterne P-Wert 1993 würde durch einen NSK von -0,045 nach 22 Jahren erreicht werden. Für die Berechnung des seeinternen GP und der Nettosedimentation nach 2009 wurde angenommen, dass nach 10 Jahren ein kurzzeitiges Absinken des NSK wie 1997 und 2009 auftritt. Weiterhin wurde angenommen dass der mittlere NSK auf 0,4 steigt, da das Sediment durch Überschichtung und Alterung tieferer Schichten eine höhere P-Bindungskapazität erreichen müsste. Die Simulation ergibt eine seeinterne GP-Konzentration von 0,058 mg/l für 2011, von 0,038 mg/l für 2018 und von 0,032 mg/l für 2025. Für die Jahre 1975 bis 1991 wurde ein mittlerer NSK von 1,3 errechnet. Die Ausnahme macht das Jahr 1975 mit einem niedrigeren NSK. Ausgehend von den relativ niedrigen seeinternen P-Werten 1973 und 1974 mit einem NSK über 2, wurde der NSK für die Jahre 1960-1973 auf 2,8 erhöht. Die seeinterne P-Konzentration wird für diese Zeit mit 0,08 bis 0,12 mg/l errechnet. Mit verringerter externer P-Last wurde auch der NSK verringert. Für die Zeit vor 1936 wurde ein NSK von 0,8 angenommen. Aus der P-Bilanz errechnet sich für diese Zeit eine seeinterne P-Konzentration von 0,016 mg/l.

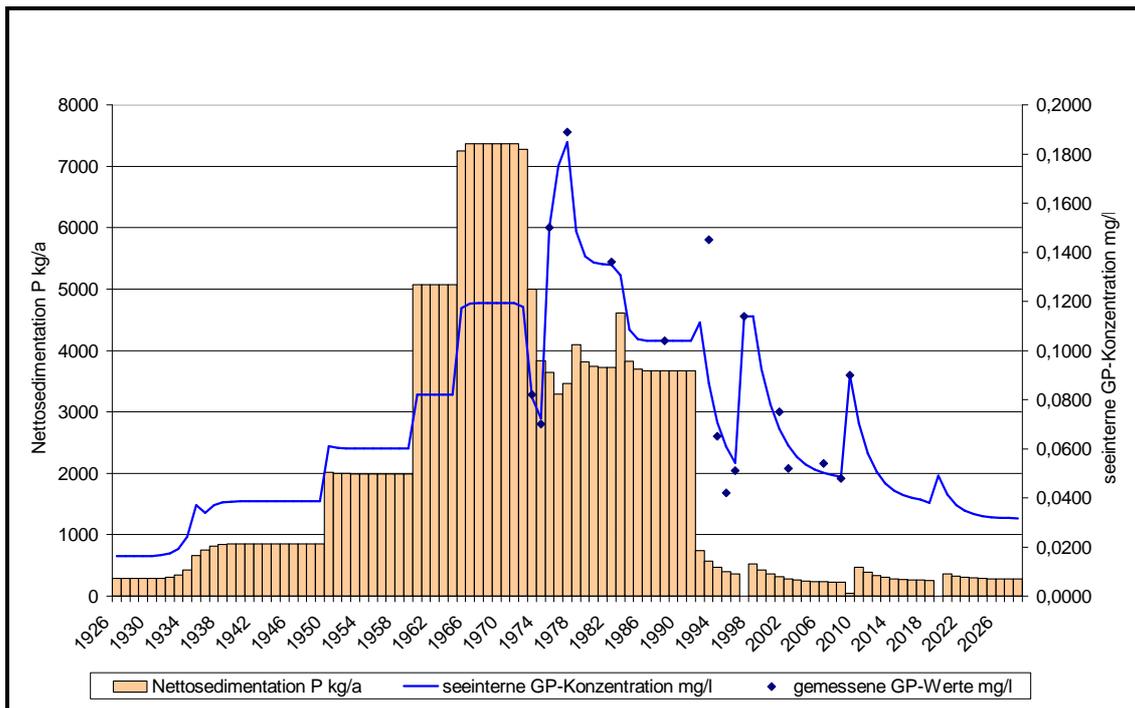


Abb.: 5.6-1 **Nettosedimentation und seeinterne GP-Konzentration** (berechnet und gemessen) für die Jahre 1926 bis 2026; mit SIMPL bilanziert

Tab.: 5.6-1 **Nettosedimentationskoeffizient** errechnet mit SIMPL

Jahr	1926 bis 1935	1936 bis 1949	1950 bis 1959	1960 bis 1973	1974	1975	1976 bis 1977	1978 bis 1982	1983 bis 1991	1992 bis 1996	1997	1998 bis 2008	2009	2010 bis 2018	2019	2020 bis 2028
NSK	0,8	1	1,5	2,8	2,4	1,1	0,9	1,3	1,6	0,3	-0,01	0,21	0,03	0,3	-0,01	0,4

Die Anpassungszeit für die Jahre mit Nettosedimentationskoeffizienten über 1 liegt im Mittel bei 1,7 Jahren. Die mittlere Anpassungszeit für die Änderungen der Bilanzfaktoren ab 1992 beträgt 6,5 Jahren. Der Abflussfaktor wurde für 1926 bis 1950 mit 1,3 und von 1950 bis 2028 mit 1,5 eingesetzt. Für die Jahre 1973 bis 2008 (ohne 1977 und 1993) wurde der mittlere Abflussfaktor mit 1,53 aus der seeinternen P-Konzentration und der externen P-Last für eine GW-Neubildung von 2.612.853 m³/a berechnet. Der mittlere Abflussfaktor für 1977 und 1993 beträgt 0,73.

6. Diskussion

6.1. Hydrogeologie und Hydrologie

Aus den vorliegenden Berechnungen der Grundwasserneubildung für das unterirdische Einzugsgebiet des großen Plessower Sees ergeben sich plausible Werte zwischen 2,3 und 3,2

Mio m³ Neubildung pro Jahr. Es ist in dieser Arbeit nicht möglich gewesen, die Grundwasserneubildung noch genauer einzugrenzen. Der geringsten Rate (2,3 Mio m³/a) liegen Niederschlagswerte zugrunde, die etwas unter dem Durchschnitt der Region liegen und die Sickerwasserraten nehmen extrem hohe, sowie extrem niedrige Werte an. Ein weiterer Ausschluss der Ergebnisse wird auch dadurch erschwert, dass die Zeiträume der verwendeten Wetterdaten unterschiedlich sind. Für die Nutzung des Grundwasservorrates könnte als Vorsichtsmaßnahme der geringste Wert angenommen werden.

Aus der Wasserhaushaltsbilanz in Kapitel 5.1 ist ersichtlich, dass der Wasserhaushalt bereits jetzt für alle Grundwasserneubildungswerte eine negative Bilanz aufweist. Das bedeutet, dass mehr Wasser aus dem Grundwasservorrat entnommen wird, als jedes Jahr im Mittel neu gebildet wird. Das *best case scenario* weist eine Wasserbilanz von

-531.850 m³/a und das *worst case scenario* weist eine Wasserbilanz von -2.939.365 m³/a auf.

Wenn diese Berechnungen stimmen, muß der Grundwasserspiegel auf den Hochflächen der Glindower Platte entweder gesunken sein, oder der Grundwasserspiegel des Grundwasserleitkörper 2 wird durch den Grundwasserleitkörper 3.1 hochgehalten. Um diese Ergebnisse zu überprüfen sollte eine Grundwassersenkungskarte erstellt werden. Die Frage nach dem Ort und der Menge des unterirdischen Abflusses des Plessower Sees sollte in Zukunft ebenfalls durch Grundwasserpegelmessungen auf der Ostseite des Sees geklärt werden.

Es ist zu bedenken dass der Wasserbedarf aus dem Einzugsgebiet des Plessower Sees in Zukunft weiter steigen könnte. Dafür kommt die steigende Nachfrage nach Trinkwasser, durch die steigende Besiedlung in Frage und die sich verringernde Anzahl von Wasserwerken in der Umgebung, die dieser notwendigen Wasserlieferung nachkommen können.

Eine bessere Wasserversorgung der angrenzenden Feuchtgebiete (FFH - Fläche Streuwiesen bei Werder, NSG Krielow Bruch, degradierte Erlenbrüche) ist ebenfalls wünschenswert. Das würde wiederum eine höhere Evapotranspiration auf grundwassernahen Flächen mit sich bringen.

Hydrologie

Die Verweilzeit nimmt mit größerem Grundwasserzufluss ab. Desto höher die Verweilzeit ist, desto niedriger ist die seeinterne P-Konzentration bei gleicher externer P-Last. Seen mit hohen Verweilzeiten sind deshalb auch oft nährstoffarm. Die Verweilzeit ist auch ausschlaggebend für die Reaktionsgeschwindigkeit eines Sees nach externen oder internen Veränderungen (SCHAUSER et al. 2003).

Die Seefläche ist in den letzten 100 Jahren um etwa 10 % geschrumpft. Eine geringere Seefläche führt auch ein geringeres Seevolumen, eine kürzere Verweilzeit, eine geringere maximale Tiefe und eine geringere theoretische Epilimniontiefe mit sich. Der natürliche Alterungsprozess des Sees wird beschleunigt indem die flachen Litoralbereiche frühzeitig verlanden.

Der See ist in der Regel von Mai bis August stabil geschichtet. Eine Schichtung bis in den September ist in 4 von 7 Jahren gegeben. Der Kemnitzer Winkel ist ungeschichtet. Die Messungen wurden im windexponierten Hauptteil des Großen Plessower Sees genommen. Für den Kemnitzer Winkel sollte die Schichtung separat bestimmt werden, da er bei kleiner Fläche, aber mit bewaldeten Ufern, windgeschützt liegt. Der Tiefengradient spricht mit 1,9 ebenfalls für einen dimiktischen See, liegt aber nahe an der Grenze zu polymiktischen Seen (1,5). Dieses Ergebnis stimmt gut mit den Epilimniontiefen überein. Sie liegen in manchen Monaten so tief, dass ein großer Teil des Sees durchmischt werden kann. Die Schichtung kann nicht immer in Epilimnion, Metalimnion und Hypolimnion eingeteilt werden. Einige Messdaten zeigen ein Epilimnion und ein bis zu 7 m mächtiges Metalimnion. Somit fehlt das Hypolimnion. Andere Messungen der Monate Mai, Juni und September zeigen die klassische Ausprägung der drei Schichten mit einem Metalimnion von 1 – 3 m Mächtigkeit.

Eine Schichtung behindert den Stoffaustausch zwischen dem Hypolimnion und dem Epilimnion. Es kommt zu einer Akkumulation von absinkenden Stoffen im Hypolimnion. Gleichzeitig wird die Nachlieferung von Sauerstoff in tiefe Schichten des Sees verhindert. Im natürlichen Zustand ohne die Förderung von Seebodenfiltrat, tritt ständig Grundwasser in das Hypolimnion ein. Das Grundwasser ist etwa 10 °C warm und hat einen Sauerstoffgehalt von <1 mg/l (Grundwasserbeprobung 2009). Das einströmende Grundwasser könnte das Hypolimnion hinsichtlich der Temperatur also stabilisieren. Zur hypolimnischen Sauerstoffzehrung kommt der ständige Eintrag sauerstoffarmen Grundwassers dazu. Ein niedriger Sauerstoffgehalt im Hypolimnion des Sees ist also auch bei einem natürlichen Zustand des Sees zu erwarten. Durch die Förderung von Seebodenfiltrat durch das *Wasserwerk Werder*, die im Sommer am höchsten ist (VEB HYDROGEOLOGIE, HABECK 1988), wird dem Hypolimnion kühleres Wasser entzogen und es wird somit verkleinert. Der Hauptteil des Sees ist windexponiert. Diese Windeinwirkung kann die Schichtung zusätzlich schwächen. Das Schichtungsverhalten sollte in Zukunft weiterhin über Temperaturprofile mit einem Messabstand von 1 m und mit Messtiefen bis zur maximalen Tiefe verfolgt werden. Die Abhängigkeit von Wasserförderung und klimatischen Bedingungen auf die Schichtung des Großen Plessower Sees, muss durch ein zeitlich enges Messnetz untersucht werden.

6.2. Nutzung

Der See ist ein wirtschaftlicher Faktor für die Stadt Werder/Havel. Seit fast 200 Jahren werden die Nutzungsrechte der Fischerei und Rohrung verpachtet. Die Stadt versorgt sich und die umliegenden Gemeinden mit Trinkwasser aus dem Einzugsgebiet. Die Grundstücke in der Nähe des Sees sind begehrte Wohngrundstücke. Durch das Einsetzen von Aalen und Karpfen wird die Nahrungskette im See seit über 100 Jahren, neben der Entnahme natürlich vorkommender Fische zusätzlich verändert. Besonders in den 60er und 70er Jahren wurde der See, durch den landesweiten Anspruch die Fischproduktion zu steigern, mit zusätzlichen Nährstoffen belastet. Die Fischereierträge nahmen nach der Vereinigung von West- und Ostdeutschland durch eine verringerte Nachfrage ab. Besonders das Abfischen der planktonfressenden Weißfische unterbleibt fast ganz (RAMM 1999). Die Zusammensetzung der Fischarten und die Populationsdichten können im Sinne einer niedrigeren Phytoplanktondichte in Zukunft noch optimiert werden.

Der Beschluss des Rates des Kreises Potsdam von 1974, den Großen Plessower See zum „wasserwirtschaftlichen Vorbehaltsgebiet für die perspektivische Gewinnung von Trinkwasser“ zu erklären, brachte dem See einen teilweisen Schutz vor weiteren Verunreinigungen ein. So konnte sauberes und damit preiswertes Trinkwasser gefördert werden. Der höhere bundesweite Anspruch an die Entsorgung von Schmutzwasser führte zur Abschaltung der Kläranlage *Werder, Sentastrasse* und zum fast vollständigen Anschluss der Wohngebiete um den Plessower See herum bis 2009. Der Bau der Autobahnbrücke 1936 veränderte den Kemnitzer Winkel nachhaltig. Der Wasseraustausch zwischen dem Hauptbecken und dem Kemnitzer Winkel wurde stark reduziert. Nährstoffbelastungen konnten sich nicht so leicht auf den gesamten See ausbreiten und wirkten sich umso stärker auf den Kemnitzer Winkel aus.

6.3. externe Phosphorlast

Es konnten einige wichtige Phosphorquellen bilanziert werden. Dazu gehören der geogen natürliche Phosphoreintrag, der atmosphärische Eintrag, Drainagen, häusliche Abwässer, Fischhaltung mit Zufütterung und Gülleeinleitung aus der Rinderhaltung. Es gibt aber auch noch einige Phosphorquellen, die nicht oder nur unzureichend berechnet wurden. Dazu gehören Regenwassereinleitungen, häusliche Abwässer aus Klärgruben, Badegäste, Laubeinfall, Entenhaltung der 60er Jahre, Wildvögel und illegale Einleitungen. Regenwasser wird in einer von den häuslichen Abwässern getrennten Kanalisation entsorgt. Die direkten

Einleitungen in den See und die Regenwasserentsorgung über Muldenversickerung sind mir nur unzureichend bekannt. Regenwasser, das von versiegelten Flächen abläuft, sollte mit 2,5 kg/ha/a in die Bilanz aufgenommen werden (BEHRENDT et al. 2001). Da der Anschluss der Wohnhäuser an den seenahen Strassen noch bis 2009 stattfand und auch weiterhin Sammelgruben für häusliche Abwässer bestehen, kann davon ausgegangen werden, dass der Phosphoreintrag dieser häuslichen Abwässer noch in den nächsten Jahren einen Einfluss auf den See haben wird. Zu dieser Problematik heißt es in dem Bericht über die Phosphoreinträge in das Einzugsgebiet des Langen Sees: „Unklar ist allerdings, mit welcher Zeitverzögerung Nährstoffe aus den Gruben den See erreichen. Diese Verzögerung kann Jahre bis Jahrhunderte dauern [...] und konnte im Rahmen dieses Projekts nicht abgeschätzt werden.“ (NIXDORF et al. 2008, S. 26). Die Berechnung der Güllemengen aus der Rinderhaltung in Kemnitz ist mit einer großen Unsicherheit behaftet, weil genaue Daten fehlen. Da der Kemnitzer Winkel nur durch einen schmalen, sehr flachen Durchlass mit dem Plessower See verbunden ist, wird nur ein Teil der Phosphorfracht aus den Gülleeinleitungen in den Hauptteil des Sees gelangt sein. Die Gülle und die häuslichen Abwässer nicht angeschlossener Häuser sind, soweit ersichtlich, die Hauptursache für die Eutrophierung des Kemnitzer Winkels. In der Zeit von 1965 bis 1972 waren die Phosphoreinträge für den Großen Plessower See am höchsten. Sie lagen zwischen mindestens 5916 kg/a bis maximal 7716 kg/a. Der untere Wert bezieht die Rindergülle, für den Fall, dass sie den Hauptteil des Sees kaum erreicht hat, nicht mit ein. Wie oben erwähnt, gibt es aber noch einige unbilanzierte Phosphorquellen. Deshalb können die 5916 kg/a Phosphoreintrag als ein Minimalwert zur Zeit der Spitzenbelastung angesehen werden. Durch den Bau der Kläranlage Werder/ Sentastrasse im Jahr 1936, besteht schon eine lange Belastung mit Phosphor für den See. Die direkten Einleitungen wurden Mitte der 70er und Anfang der 90er Jahre abgestellt. Die Landwirtschaft in der Niederung westlich des Sees ist weniger intensiv und damit auch die Belastung über die Drainagen geringer. Die intensive fischereiliche Bewirtschaftung mit Zufütterung und die Entenmast mit Seezugang wird nicht mehr betrieben. Es bleiben für die Zukunft noch einige Phosphorbelastungen bestehen. Mobilisierter Phosphor der entwässerten Niederungen und Phosphor aus Düngung gelangt über das Grundwasser und über Drainagen in den See. Die Lückenbebauung um den See führt zu mehr Flächenversiegelung und damit zu mehr verschmutztem Regenwasser, das direkt in den See eingeleitet wird, oder in der Nähe versickert wird. Der atmosphärische Eintrag von Phosphor bleibt weiterhin bestehen. Es muss mit einem verzögerten Phosphoreintrag aus Klärgruben gerechnet werden. Die potentiell natürliche Phosphorkonzentration im Zufluss nach LAWA 1999 liegt zwischen 0,0464 und 0,057 mg/l. Die mittlere Phosphorkonzentration

im Zufluss, die im Sommer 2009 gemessen wurden liegt bei 0,0662 mg/l. Die Messung des Phosphors aus der Niederung liegt mit 0,149 mg/l am höchsten. Die Phosphorlast aus dem Grundwasser hängt also zukünftig wesentlich von der Phosphorlast aus den Niedermooren ab. Der Mittelwert für GP im Grundwasser liegt trotzdem unter dem von LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2005 angegebenen Wert für die potentiell natürliche GP-Zuflusskonzentration von 0,08 mg/l für das Brandenburger Jungglazialgebiet. Die Voraussetzungen für eine Verbesserung des trophischen Zustands des Großen Plessower Sees sind also zur Zeit sehr gut.

6.4. Trophie und Referenzzustand

Trophie

Wenn die externe Belastung mit Phosphor tatsächlich von 1965 bis 1972 seinen Höhepunkt erreicht hat, dann hat sich der höchste gemessene trophische Zustand des Sees erst 9 Jahre nach dem Einsetzen dieser maximalen Belastung, nämlich 1974 eingestellt (Abb.: 5.3-1 und Tab.: 5.4-1). Welcher Mechanismus hat zu dieser verzögerten Reaktion geführt? Es kommt die Biozönose in Form der Makrophyten, Fischen, des Zooplanktons und des Phytoplanktons, oder Retentionsprozesse in Frage. Aus Unterlagen des Landesumweltamtes von 1973 (ROHDE 1973) geht hervor, dass in diesem Jahr Makrophyten fehlten. Das Zooplankton wurde als unbedeutend beschrieben. Als dominierendes Phytoplankton wurden im Winter, Frühjahr und Herbst Diatomeen, im Juni Chlorophyceen und im Sommer fädige Cyanophyceen genannt. Es wurde eine intensive Fischerei betrieben und das Sediment wurde als größtenteils Faulschlamm mit H₂S-Bildung beschrieben. Alle Faktoren bis auf das Phytoplankton deuten also auf eine erhöhte Trophie hin. Es ist also möglich dass allein durch die Zusammensetzung des Phytoplanktons die Trophie weniger gestiegen ist, als es die externe P-Last vermuten lässt. Das bedeutet auch, dass sich die Phytoplanktonbiozönose nicht sofort mit der Änderung der externen P-Last veränderte. Die Senkung der externen Last 1989 scheint sich gleich auf die Trophie ausgewirkt zu haben. Allerdings ist die Trophie der Jahre 1983 bis 1992 nicht bekannt und der See hätte schon vor 1993 in einem eutrophen Zustand sein können. 1994 sinkt die Trophie dann noch einmal. Diese Verringerung kann auf das Abschalten der *Kläranlage Werder, Sentastrasse* zurückgeführt werden. Die Trophie erreicht 16 Jahre nach der Beseitigung der meisten P-Belastungen den mesotrophen Zustand. Das entspricht etwa der doppelten Verweilzeit. Der Anstieg der Trophie im darauffolgenden Jahr dürfte eine Schwankung im Trend und kein dauerhafter Anstieg sein, da keine neuen externen P-Quellen bekannt sind.

Referenzzustand

Wird der Referenzzustand durch morphometrische Kriterien berechnet, fällt die Referenztrophy höher aus, als wenn er über die unterirdischen Seezuflüsse berechnet wird. Dadurch, dass der Große Plessower See ausschließlich grundwassergespeist ist, die Seen an denen die Berechnung des Referenzzustandes geeicht wurde aber nicht alle grundwassergespeist waren, ist diese Abweichung plausibel. Die Berechnung der potentiell natürlichen P-Einträge über die Böden kann für den Plessower See nicht genutzt werden, es sei denn die gesamte Fläche wird als kalkreich eingestuft. Das bedeutet, dass der P-Austrag aus den sandigen Böden zwar höher sein kann, der Phosphor aber auf dem Weg zum See durch tiefer liegende kalkreiche Schichten wieder gebunden wird. Unter dieser Annahme liefert die Berechnung einen realistischen geogenen Phosphoreintrag. Die potentiell natürlichen GP-Konzentrationen im See im Sommer, die nach LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2005 berechnet wurden, entsprechen Trophiestufen, die in allen berechneten Varianten 2 Stufen höher liegen, als die der potentiell natürlichen GP-Konzentrationen im See im Frühjahr. Der Referenzzustand eutroph 1, der einer der berechneten sommerlichen seeinternen potentiell natürlichen GP-Konzentration entspricht, wurde bereits 2008 unterschritten und kann daher nicht als realistisch angesehen werden. Unterschiedliche Mengen der Seezuflüsse, wie sie in den Berechnungen benutzt wurden, haben keine Auswirkung auf das Ergebnis des Referenzzustands gezeigt. Eine Fehlerquelle bei der Berechnung des Referenzzustands liegt in der Zuordnung der Trophiestufe zu den errechneten Referenzwerten „GP im Sommer“, „GP im Frühjahr“ und „Sichttiefe“. Diese Trophieparameter werden eigentlich zur Berechnung der Trophy mit zugehörigen Wichtungsfaktoren zu einem Gesamtindex verrechnet (siehe Kapitel 4.5). Diese Möglichkeit besteht aber für die Berechnung der Referenztrophy nicht, da keine Referenzkonzentration des Chlorophyll-a errechnet werden kann.

6.5. seeinterne chemische Parameter des Phosphorkreislaufs

Ändert sich die Konzentration von Gesamt- und ortho-Phosphat zwischen 1973 und 2008? Der Gesamtphosphor zeigt zwischen 1973 und 2008 wie erwartet einen negativen Trend (Abb.: 5.5-1), der allerdings nicht so eindeutig ist, wie es sich aus der recherchierten Nutzungsgeschichte vermuten ließ. Die maximalen mittleren epilimnischen GP-Frühjahrskonzentrationen wurden im Jahr 1977 gemessen. 1973 und 1974 lagen die Werte im Mittel 60 % niedriger. Es ist verwunderlich, dass die Werte in diesen beiden Jahren niedriger

lagen als 1977, da die maximale externe P-Belastung des Plessower Sees bis 1972 anhielt. Es ist empfehlenswert durch Sedimentuntersuchungen zu überprüfen, ob der See dank einer hohen Retention des Sediments die externe P-Belastung bis 1977, bzw. 1975 noch stärker abpuffern konnte. Diese niedrigeren GP-Konzentrationen könnten auch durch andere Mechanismen entstanden sein, z.B. durch eine hohe Entnahme von Biomasse durch Befischung, oder durch hohe Sedimentationsraten durch „schwere“ Phytoplanktonarten. In den Jahren 1975 bis 1993 wurden durchgängig hohe epilimnische GP-Konzentrationen im Frühjahr (zwischen 0,104 und 0,189 mg/l), mit dem Maximum im Jahr 1977 gemessen. Es ist zu beachten, dass in diesen 18 Jahren in nur 5 Jahren Messungen durchgeführt wurden. Das bedeutet, dass auch 20 Jahre nach dem Ende der maximalen externen Phosphorlast, die seeinternen GP-Konzentrationen durch die erhebliche Belastung des Sees aufgrund der *Kläranlage Werder, Sentastrasse* hoch blieben. Erst nach dem Abschalten dieser Kläranlage 1992 sanken die epilimnischen GP-Konzentrationen im Frühjahr. Die Jahre 1994-1996 und 2002-2008 weisen im Mittel epilimnische GP-Frühjahrswerte von 0,052 mg/l auf. Es sind jedoch weiterhin starke Schwankungen zu verzeichnen. So im Jahr 1997 (0,114 mg/l) und 2001 (0,075 mg/l). Der plötzliche Anstieg 1997 kann entweder durch unbekannte externe Einträge entstanden sein, oder durch seeinterne Rücklösungsprozesse. In RAMM 1999 wurden beispielsweise „[...] unkontrollierte Schmutzwassereinleitungen, insbesondere aus privaten Abwasseranlagen auf unmittelbar an den See grenzenden Grundstücken [...]“, erwähnt. Die epilimnischen GP-Konzentrationen bleiben 1997 auch während des Sommers erhöht, was eine Messungenauigkeit ausschließt. Trotz der hohen GP-Konzentrationen, zeigt der Große Plessower See 1997 nicht die typischen Zeichen einer entsprechend hohen Trophie, wie das in den 70er Jahren der Fall war. So befinden sich die Sichttiefe und der Chlorophyll-a Gehalt im Juni und Juli 1997 mit 2 bzw. 1,7 m und 7 µg/l in einem vergleichsweise guten Bereich. Erst im August findet eine höhere Phytoplanktonproduktion statt. Diese Daten deuten darauf hin, dass die Erhöhung des GP-Gehalts im Jahr 1997 so kurzfristig stattfand, dass sich die Phytoplanktongemeinschaft noch nicht an die erhöhten Konzentrationen angepasst hat. Da der See 1997 von Juni bis August geschichtet war, kann nicht ausschließlich ein Rücklösungsereignis in Frage kommen, sondern eine externe Belastung muss als P-Quelle ebenfalls eine Rolle gespielt haben. Die hohe epilimnische GP-Konzentration im Frühjahr im Jahr 2001 setzt sich hingegen im Sommer nicht fort und es kann ebenfalls keine entsprechende Erhöhung der Parameter Sichttiefe und Chlorophyll-a Gehalt im Sommer festgestellt werden. Diese Messung liegt also entweder im Rahmen der normalen Schwankungsbreite der epilimnischen GP-Werte im Frühjahr, beispielsweise nach

einem starken Durchmischungsereignis kombiniert mit einer langen winterlichen Stagnation, oder es lag eine unbekannte und nur kurzfristig andauernde externe Verschmutzungsquelle vor.

Beeinflusst die epilimnische P-Konzentration den Chlorophyll-a - Gehalt und die Sichttiefe signifikant? Ein signifikanter Zusammenhang kann für die Sommermonate bestätigt werden. Erhöhte GP- und OP-Werte führen zu erhöhten Chlorophyll-a Werten und diese führen wiederum zu niedrigeren Sichttiefen. Während für die ganzjährigen Korrelationen ein guter negativer Zusammenhang zwischen Chlorophyll-a und Sichttiefe gefunden wurde, kann dieser Zusammenhang für Phosphor und die Sichttiefe nicht bestätigt werden. Trotz hoher P-Werte von 1973 bis 1988 schwankten die winterlichen Sichttiefen und erreichten unerwartet hohe Werte - im Januar 1975 3,9 m und im Dezember 1981 4 m. Die einzige höhere Sichttiefe, die im gesamten Untersuchungszeitraum gemessen wurde, war 5,5 m im November 2001. Ob diese hohen Sichttiefen während der starken externen Belastung das Resultat von Retentionsprozessen, von Fraß oder gar von giftigen, wachstumshemmenden Stoffen im Wasser war, kann nicht gesagt werden. In den ganzjährigen Korrelationen korreliert Chl-a nicht signifikant mit OP und nur gering und signifikant mit GP. Das könnte an den ungewöhnlich hohen Chl-a - Werten der Jahre 1995-1996 liegen. Fünf der Zehn höchsten Chl-a - Werte wurden in diesem Zeitraum gemessen. Alle diese hohen Chl-a - Messungen lagen außerhalb des Sommers, nämlich im Februar, März und Oktober. Die GP-Werte waren im Verhältnis zu Chl-a-Gehalten gleicher Höhe in den 70er Jahren allerdings um 65 % niedriger. Bei einem viel niedrigeren GP Gehalt hat sich also bereits ein viel höherer Chl-a - Gehalt eingestellt. Die Gründe für diese „unerwartet starke“ Phytoplanktonentwicklung können im Rahmen dieser Arbeit nicht ermittelt werden. Um diese Gründe zu finden, könnten Recherchen zu den Witterungsbedingungen in dem genannten Zeitraum, Recherchen zur Änderung des Artenspektrums des Phytoplanktons und Recherchen zur Änderung der fischereilichen Bewirtschaftung aufschlussreich sein.

Kann ein signifikanter Zusammenhang zwischen Phosphor und Calcium gefunden werden? Da der Große Plessower See ein Hartwassersee ist, war eine regelmäßige Kalkfällung bei hoher Primärproduktion zu erwarten. Tatsächlich korrelieren der Gesamt-Phosphor und das Calcium für den Sommer im Epilimnion gut signifikant und negativ. Da die positive Korrelation zwischen GP und Chl-a (Indikator für die planktische Primärproduktion) nachgewiesen werden konnte, kann die signifikante Korrelation zwischen GP und Calcium als ein starker Hinweis auf die biogene Entkalkung gelten. Einen weiteren Hinweis auf die Rolle der biogenen Entkalkung im Plessower See liefert die Abb.: 5.5-8. Auf ihr ist zu sehen, dass

nach der Abnahme des Chl-a Gehalts im Jahr 1993 die Calciumkonzentration im Epilimnion im Mittel um mehr als 20 % gestiegen ist. Das bedeutet, dass zu den Zeiten der höchsten Primärproduktion die Sedimentation von an Algen gebundenem Calcium (und damit auch Phosphor) und von an Calciumpartikel gebundenem Phosphor ebenfalls am höchsten war. Zur Überprüfung dieser Ergebnisse und um das Verständnis der Sedimentationsprozesse im See zu vervollständigen, sollten Sedimentuntersuchungen durchgeführt werden.

Wirkt sich die hypolimnische GP-Konzentration auf die Trophie aus? Während die Trophie zwischen 1993 und 2008 gesunken ist, steigen die hypolimnischen GP-Werte in den Jahren 2001-2008 gegenüber den Jahren 1993-1997 wieder an. Diese Daten widersprechen der klassischen limnologischen Auffassung, dass sich bei verbesserten Trophieverhältnissen auch die Phosphorkonzentration im Hypolimnion verringert. In einer Publikation von GRÜNEBERG et al. 2007 über den Scharmützelsee wurde jedoch der Selbe Vorgang beschrieben. GRÜNEBERG et al. stellt fest, dass die Trophie nicht von der Höhe der hypolimnischen Phosphorakkumulation abhängt, sondern von der Intensität der Erosion der Sprungschicht. Dieser Zusammenhang konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht überprüft werden, könnte aber in zukünftigen Studien aufgegriffen werden.

Ist im Hypolimnion ein signifikanter Zusammenhang zwischen Phosphor und Sauerstoff, Leitfähigkeit, Eisen, Calcium und Schwefel feststellbar? Für den Phosphor war ein signifikanter und negativer Zusammenhang mit Sauerstoff, Schwefel und Eisen (nur im Fall intensiver gemeinsamer Ausfällung von Schwefel mit Eisen) zu erwarten. Ein signifikanter und positiver Zusammenhang war zwischen Phosphor und Eisen (im Fall einer Lösung der Bindung zwischen Phosphor und Eisen ohne intensive Ausfällung von Schwefel mit Eisen), Calcium und der Leitfähigkeit zu erwarten. Die Korrelationen bestätigen die Zusammenhänge zwischen Phosphor und Sauerstoff, der Leitfähigkeit und Eisen (ohne intensive Ausfällung mit Schwefel). Sauerstoffmangel und eine steigende Leitfähigkeit sind Mechanismen, die durch starke Mineralisation, sowie im Zusammenhang mit der Rücklösung von reduzierten Verbindungen aus dem Sediment in den Wasserkörper auftreten. Diese Mechanismen werden durch eine erhöhte Trophie (also auch durch einen erhöhten Phosphorgehalt im Wasser) verstärkt. GP und Eisen korrelieren signifikant und positiv. Es spricht also nichts dagegen, dass der klassisch beschriebene Zusammenhang zwischen Eisen und Phosphor an der Sediment-Wassergrenze, also die Fällung eines schwerlöslichen Eisen-Phosphorkomplexes bei Redoxpotentialen über 0,4V und die Lösung dieses Komplexes bei niedrigeren Redoxpotentialen (LAMPERT, SOMMER 1999), auch im Großen Plessower See anzufinden ist. Die Zusammenhänge zwischen Phosphor, Schwefel und Eisen im

Hypolimnion konnten mit den vorliegenden Daten nicht nachvollzogen werden, da nur Messwerte für Sulfat und nicht für die reduzierten Schwefelverbindungen vorlagen. Durch die positive Korrelation von Eisen und GP im Hypolimnion kann allerdings festgestellt werden, dass genügend freies Eisen für die Bindung mit Phosphor vorhanden ist und damit eine Fällung von Eisen mit reduziertem Schwefel den Eisenpool nicht limitiert. Weiterhin konnte festgestellt werden, dass der mittlere jährliche Sulfatgehalt im See im Epilimnion und im Hypolimnion zwischen 1973 und 2006 um 50 mg/l gestiegen ist (Abb.: 5.5-10). Dieser Anstieg kann wahrscheinlich auf atmosphärische Depositionen von Schwefeldioxid aus anthropogenen Quellen zurückgeführt werden (HUPFER, LEWANDOWSKI 2008). Calcium und GP korrelieren nicht miteinander. Es kann anhand der Korrelation also keine Rücklösung von calciumgebundenem Phosphor festgestellt werden. Allerdings ist zu beachten, dass der Anteil des aus Calciumverbindungen zurückgelösten Phosphors nur einen geringen Anteil des Gesamtphosphorpools im Hypolimnion darstellen würde. Um den Zusammenhang zwischen Calcium und Phosphor im Hypolimnion besser zu untersuchen, müssten also andere statistische Methoden gewählt werden. Die Korrelation der GP-Werte und der Hydrogenkarbonatwerte ist mit $k = 0,851$ im Sommer und $k = 0,51$ für das gesamte Jahr signifikant und positiv. Die Messungen lagen nur für den Zeitraum 1973 – 1982 vor. Der pH-Wert liegt für diesen Zeitraum im Mittel bei 8. Bei diesem pH-Wert liegt das Kohlendioxid hauptsächlich als Hydrogenkarbonat vor (LAMPERT, SOMMER 1999). Das Hydrogenkarbonat kann also als Maß der heterotrophen Atmungsaktivität im Hypolimnion angesehen werden. Der Gesamtphosphor steigt und sinkt also zwischen 1973 und 1982 mit der heterotrophen Atmungsaktivität.

N/P Verhältnis

Das N/P Verhältnis soll Aufschluss darüber geben, welcher der beiden Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) die Primärproduktion begrenzen. Für eutrophierte Seen ist das Managementziel meistens eine Reduktion der Primärproduktion. Diese Reduktion wird durch die Verringerung des Nährstoffinput oder der Nährstoffverfügbarkeit für das Phytoplankton erreicht. Es ist hilfreich zu wissen, ob eine Senkung des Phosphor- oder des Stickstoffgehaltes die Primärproduktion herabsetzen kann. Für stark eutrophe Seen kann aber auch der Kohlenstoff oder das Licht der wachstumslimitierende Faktor sein. Dann müssen Stickstoff und Phosphor erst so weit reduziert werden, dass sie wieder die begrenzenden Nährstoffe werden. Im Großen Plessower See zeigen die mittleren Jahreswerte eine verstärkte Phosphorlimitation seit 1993, wobei diese erst seit 1994 durch niedrige OP-Werte verursacht

wurde. Die Stickstofflimitationen in den Jahren 1997 und 2001 lässt erkennen, dass auch bei niedrigen OP-Werten durch eine Stickstoffreduktion Einfluss auf die Primärproduktion genommen werden kann. 1997 sind die GP-Werte sehr hoch. Diese Erhöhung spiegelt sich nur im Januar in den OP Werten wider. Es könnte also eine externe Quelle die Ursache für die erhöhten Werte sein.

Rücklösung

Über längere Zeiträume sind Sedimente grundsätzlich eine Senke für Phosphor (LEWANDOWSKI 2002, S. 6). Die Eigenschaft des Sediments Phosphor dauerhaft zu binden wird Netto-Sedimentation (NS) oder auch Retention (R) genannt.

Die gemessene seeinterne GP-Konzentration im Frühjahr liegt vor 1993 unter und nach 1993 über der theoretischen seeinternen GP-Konzentration, die aus der externen P-Last errechnet wurde. Daraus kann eine erste Abschätzung erfolgen, dass die Retention bei hoher externer P-Last hoch war und bei verringerter externer P-Last gesunken ist. Diese Schlussfolgerung kann nur als Abschätzung dienen, da die komplexen seeinternen Prozesse wie Abfluss, Sedimentation, etc. in der Rechnung nicht berücksichtigt wurden. Die höhere Retention wurde auch durch eine stärkere Kalkfällung (Abb.: 5.5-8) und durch einen geringeren Konzentrationsgradienten zwischen dem hypolimnischen Wasser und dem Wasser im Sediment begünstigt.

Die theoretische Retention R_{Pred} nach NÜRNBERG 1998 liegt mit 0,8 bereits hoch (80 % des sedimentierten Materials wird festgelegt). Sie könnte für den Plessower See im natürlichen Zustand aber noch höher liegen, da die R_{Pred} bei Seen mit Kalkfällung unterschätzt werden kann (NÜRNBERG 1998).

Der Anstieg von Phosphor im Hypolimnion wird oft als Rücklösung interpretiert. So kann beispielsweise die P-Freisetzungsrates aus der Änderung der P-Menge im Hypolimnion während der Stagnationsperiode berechnet werden (LEWANDOWSKI 2002). Während eine Orthosphosphat-Zunahme als Rücklösung interpretiert werden kann, ist die Bedeutung einer Zunahme des Gesamtphosphors schwieriger zu interpretieren. Dies kann unter Anderem durch eine verstärkte Sedimentation oder durch Resuspension zustande kommen (LEWANDOWSKI 2002). Der Anteil von Ortho-Phosphat-Phosphor am Gesamtphosphor im Hypolimnion für die Monate Mai bis September schwankt mit den Jahren. Es wirken also unterschiedliche Prozesse. In den 90er Jahren scheinen sich Jahre mit vorrangig Rücklösungsprozessen mit überwiegend Sedimentationsprozessen abzuwechseln (Tab.: 5.5-5). 1977 nimmt der hypolimnische Phosphor im Sommer gegenüber der Vorjahre stark ab

(Abb.: 5.5-14). Gleichzeitig ist dies aber auch das Jahr mit dem höchsten Trophieindex. Für die Jahre 2001-2008 ist eine Erhöhung des hypolimnischen Phosphor zu verzeichnen, obwohl die Trophie gesunken ist. Trophie und hypolimnische Phosphorkonzentrationen bedingen sich für den Großen Plessower See also nicht immer gegenseitig. GRÜNEBERG et al. 2007 fanden für den Scharmützelsee heraus, dass nicht die hypolimnische P-Akkumulation für die Trophie ausschlaggebend ist, sondern die Intensität der Erosion der Thermokline und die Retentionsprozesse zwischen Herbst- und Frühjahrszirkulation.

Phosphor im Abfluss

Der P-Verlust ist in den meisten Jahren über das Hypolimnion größer als über den Abfluss der Gräben. Die Spannbreite der Ergebnisse aufgrund der unterschiedlichen Berechnungsgrundlagen, führt nicht zu wesentlichen Unterschieden in der P-Bilanz. Wenn mit einer höheren Grundwasserneubildung gerechnet wird, verringert sich auch die Verweilzeit im See. Diese Verringerung führt zu einer höheren seeinternen P-Konzentration, da die zulaufende P-Last weniger stark verdünnt wird. Dem größeren P-Verlust steht also eine höhere seeinterne P-Konzentration gegenüber. Für Jahre mit einer hohen externen P-Last ist der P-Verlust über den Abfluss so gering, dass auch ein erhöhter Abfluss die seeinterne P-Konzentration nicht senken kann. In Jahren mit einer niedrigen externen P-Last und wenig P-Akkumulation im Hypolimnion sind die Unterschiede zwischen den Berechnungen sehr klein. Mit zunehmender Oligotrophierung nimmt der P-Verlust bei höherer Abflussmenge also wieder ab.

6.6. Einbox-Modell

Das Ziel der Modellierungen war es, die Anwendbarkeit des Modells auf den untersuchten See zu testen und fehlende Haushaltsgrößen zu ermitteln. Die in dieser Arbeit vorliegenden Simulationen des Phosphorhaushaltes des Großen Plessower Sees für den Zeitraum 1926 bis 2028 mit dem Einbox-Modell SIMPL stellen einen möglichen Verlauf dar. In den vorliegenden Simulationen nimmt der Nettosedimentationskoeffizient (NSK) nach der Senkung der externen Last ab. Der Konzentrationsgradient zwischen dem Sediment und dem Seewasser steigt bei sinkendem seeinternem GP-Gehalt. Dadurch kann eine verstärkte GP-Diffusion aus dem Sediment und aus suspendierten Partikeln stattfinden. Das Sediment, das sich in der Zeit hoher Belastung mit Phosphor abgelagert hat, enthält einen hohen Anteil organischer Biomasse. Dieser organisch gebundene Phosphor kann zu einem großen Teil

während der Frühdiagenese freigesetzt werden und somit die Nettosedimentation senken (SAS 1989). Der Anstieg des NSK ab 2020 wurde unter der Annahme simuliert, dass Material das zuvor bei geringer externer GP-Last sedimentiert wurde anteilig weniger organisch gebundenes partikuläres Phosphat und somit mehr anorganische partikuläre Bindungspartner für Phosphor (SAS 1989) enthält. Die Frühdiagenese des P-reicheren älteren Sediments und damit die Abgabe und Umwandlung von leicht mobilisierbarem Phosphor ist nach einer bestimmten Zeit abgeschlossen und durch beide Mechanismen wird weniger Phosphor in den Wasserkörper aus dem Sediment abgegeben. Die genaue Zeitspanne, in der die Frühdiagenese abgeschlossen ist, kann mit den vorliegenden Daten nicht bestimmt werden. Hierzu sind Sedimentuntersuchungen nötig. Der NSK für 2020 liegt mit 0,4 noch deutlich unter dem für 1926 angenommenen NSK von 0,8 (Berechnungsgrundlage siehe Kap. 5.5) und kann mit Hilfe der Simulation in dem simulierten Zeitraum auch nicht realistisch weiter gesenkt werden. Dieses Ergebnis gibt einen Hinweis, dass entweder die vergangene GP-Last den See noch bis zu dieser Zeit beeinflussen wird, dass die externe GP-Last zu gering gewählt wurde, oder dass der nach NÜRNBERG 1998 berechnete NSK für den Großen Plessower See zu hoch ausfällt. Weitere Phosphorquellen die in der Berechnung der externen GP-Last nicht berücksichtigt wurden sind die Badegäste, der Laubfall, zeitlich versetzter Anschluss von Klärgruben an die öffentliche Kanalisation, undokumentierte und illegale Zuflüsse und Einleitung von Regenwasser. Es wurde in verschiedenen Quellen über den Großen Plessower See auf illegale Schmutzwassereinleitungen hingewiesen (u.A. RAMM 1999). Die gemessene seeinterne GP-Konzentration des Jahres 1993 konnte mit SIMPL mit den vorhanden gemessenen und recherchierten Eingangsdaten nicht simuliert werden. Die externe GP-Last muss also größer gewesen sein, als recherchiert wurde. Die gemessenen seeinternen GP-Konzentrationen der 70er und 80 er Jahre konnten in den meisten Fällen nur dann mit SIMPL nachgestellt werden, wenn der NSK mit über 1 berechnet wurde. Das bedeutet, dass mehr Phosphor im Sediment festgelegt wurde, als im See als vorhandener Phosphorpool gemessen wurde. Diese Ergebnisse lassen entweder darauf schließen, dass die externe GP-Last zu hoch berechnet wurde, dass der extern eingetragene Phosphor gebunden wurde, ohne im Seewasser messbar zu sein, oder dass das Modell SIMPL für die Perioden hoher Belastungen nicht für die Simulation des Phosphorhaushaltes des Großen Plessower Sees geeignet ist. Die Simulationen für die Jahre 1992 bis 2028 liefern bis auf das Jahr 1993 plausible Ergebnisse. Da es mit dem Modell SIMPL nur möglich ist, die Haushaltsgrößen zu einem Zeitpunkt zu ändern, ist eine Zeitreihe, wie sie in der vorliegenden Arbeit simuliert wurde, immer nur eine von sehr vielen weiteren möglichen Simulationen. Das Modell SIMPL

ist also für eine Abschätzung der Plausibilität berechneter und für die Ergänzung fehlender Haushaltsgrößen während moderater externer Belastungen mit Phosphor geeignet.

7. Verzeichnisse

7.1. Abbildungsverzeichnis

Abb.: 4.1-1 Tiefenkarte, Abflüsse, Zuflüsse, Kemnitzer Winkel.....	6
Abb.: 4.1-2 Landnutzung im unterirdischen Einzugsgebiet.....	7
Abb.: 4.4-1 Grundwasserbeprobung im Einzugsgebiet des Großen Plessower Sees.....	10
Abb.: 5.1-1 unterirdisches Einzugsgebiet des Großen Plessower See	16
Abb.: 5.1-2 Grundwasserverhältnisse unter dem Großen Plessower See	17
Abb.: 5.1-3 Hydrogeologische Karte Brandenburg 1:50000 (HYK 50-1).....	17
Abb.: 5.1-4 mittlerer Grundwasserflurabstand.....	18
Abb.: 5.1-5 korrigierter Niederschlag, reale Verdunstung und Gesamtabfluss	20
Abb.: 5.1-6 Mittelwert der Epilimniontiefe für Mai bis September.....	26
Abb.: 5.1-7 Median der Thermokline Mai bis September	27
Abb.: 5.1-8 Hauptwindrichtung für Brandenburg	28
Abb.: 5.3-1 externe Phosphorlast von 1936 bis 2010	37
Abb.: 5.5-1 mittlere epilimnische Frühjahrskonzentration des Gesamtphospho	41
Abb.: 5.5-2 GP, OP, Chl-a und Sichttiefe im Epilimnion 1973-1988.....	43
Abb.: 5.5-3 GP, OP, Chl-a und Sichttiefe im Epilimnion 1993-1997.....	44
Abb.: 5.5-4 GP, OP, Chl-a und Sichttiefe im Epilimnion 2001-2008.....	45
Abb.: 5.5-5 Wassertemperatur und Chlorophyll-a im Epilimnion für die Jahre 1973 – 2008.	48
Abb.: 5.5-6 GP und OP im Hypolimnion (4-13 m) 1973-1988 und 1993-1997	49
Abb.: 5.5-7 GP und OP im Hypolimnion (4-13 m) 2001-2008	49
Abb.: 5.5-8 Calcium und Chl-a im Epilimnion.....	51
Abb.: 5.5-9 Calcium-Konzentrationen (Monatsmittelwerte) für die Jahre 1973-1988 und 1993-2006 im Epilimnion (0-3,5 m)	51
Abb.: 5.5-10 mittlere Sulfatkonzentration im Epilimnion und im Hypolimnion.....	52
Abb.: 5.5-11 Eisen und GP-Konzentration im Hypolimnion (4-13 m).....	53
Abb.: 5.5-12 Sauerstoffsättigung im Sommer.....	54
Abb.: 5.5-13 berechnete GP-Konzentration zur Frühjahrszirkulation	56
Abb.: 5.5-14 hypolimnische GP- und OP-Konzentrationen.....	58
Abb.: 5.5-15 Phosphor im Abfluss und externe P-Last.....	59
Abb.: 5.6-1 Nettosedimentation und seeinterne GP-Konzentration, mit SIMPL bilanziert.....	61

7.2. Tabellenverzeichnis

Tab.: 4.1-1 morphometrische und topographische Daten	6
Tab.: 5.1-1 Grundwasserneubildungsraten.....	21
5.1-2 Abflüsse und Wasserentnahmen aus dem Einzugsgebiet	23
Tab.: 5.1-3 Wasserhaushaltsberechnungen für das unterirdische Einzugsgebiet.....	24
Tab.: 5.1-4 mittlere Verweilzeiten (Rt) anhand unterschiedlicher Zuflussberechnungen	24
Tab.: 5.1-5 Temperaturschichtung (ja/nein) und Tiefe der größten Ausdehnung des Epilimnion nach BIRGE	25
Tab.: 5.1-6 durchschnittliche Temperatur °C in 10 m Tiefe	28
Tab.: 5.3-1 Einwohnergleichwerte (EGW) der Einleiter in die Kläranlage Werder/Sentastrasse	33
Tab.: 5.3-2 Abwasseranfall der Zolls Schule und der Ortschaften Plessow und Neuplötzin bis 1973.....	34
Tab.: 5.3-3 Messwerte der Grundwasserproben aus dem Einzugsgebiet.....	35
Tab.: 5.3-4 berechnete Phosphorfracht im Zufluss und berechnete seeinterne P – Konzentration im Frühjahr	36
Tab.: 5.3-5 potentiell natürliche Phosphorfracht im Zufluss und potentiell natürliche seeinterne P –Konzentration im Frühjahr.....	36
Tab.: 5.3-6 externe Phosphorlast von 1936 bis 2010 in kg/a	38
Tab.: 5.4-1 Trophie für die Jahre 1973 – 2009.....	38
Tab.: 5.4-2 potentiell natürlicher Eintrag von Nährstoffen aus den Böden des unterirdischen Einzugsgebiets.....	39
Tab.: 5.4-3 potentiell natürliche GP-Konzentration im See.....	40
Tab.: 5.5-1 Korrelationen für 16 chemische Parameter des Epilimnion (0 – 3,5 m)	47
Tab.: 5.5-2 Korrelation für 13 chemische Parameter im Hypolimnion (4 - 13 m)	50
Tab.: 5.5-3 Sauerstoff unter 1 mg/l	55
Tab.: 5.5-4 N/P-Verhältnisse in Proben von 0m, 0,5 m, 1 m Tiefe und Mischproben (Epilimnion)	55
Tab.: 5.5-5 Prozentualer Anteil des Ortho-Phosphat am Gesamtphosphor im Hypolimnion..	57
Tab.: 5.5-6 GP im Abfluss	60
Tab.: 5.6-1 Nettosedimentationskoeffizient errechnet mit SIMPL	61

7.3. Abkürzungsverzeichnis

ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
Ca	Calcium
DWD	Deutscher Wetterdienst
DOC	disolved organic carbon
EGW	Einwohnergleichwerte
Fe	Eisen
GCI	Grundwasser Consulting Ingenieurgesellschaft
GW	Grundwasser
GP	Gesamtphosphat
GV	Großvieheinheit
HCO ₃	Hydrogencarbonat
HYK 50	hydrogeologischen Karte Brandenburg 1:50000
IaG	Institut für angewandte Gewässerökologie
Lf	Leitfähigkeit
LGB Brandenburg	Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg
NSK	Nettosedimentationskoeffizient
O ₂	Sauerstoff
OP	Orthosphosphat
PP	partikuläres Phosphat
SO ₄	Sulfat
TOC	total organic carbon
WAZV	Wasser- und Abwasserzweckverband Werder-Havelland
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie

7.4. Literaturverzeichnis

- ANWAND, K. (1973): Gewässerverzeichnis der Seen- und Flußfischerei der Deutschen Demokratischen Republik. Berlin: Berlin : Inst. für Binnenfischerei.
- BEHRENDT, H.; OPITZ, D.; PAGENKOPF, W. G.; SCHMOLL, O. (2001): Stoffeinträge in die Gewässer des Landes Brandenburg. im Auftrag des Landesumweltamtes. Berlin: Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei.
- BRANDENBURGISCHES LANDESHAUPTARCHIV, REP. 8 Werder Nr. 566.
- DÜMICHEN (1909): Bericht über die Verwaltung und den Stand der Gemeindeangelegenheiten der Stadt Werder (Havel) für die Jahre 1903-1908. Werder/Havel.
- FORSBERG, C.; RYDING, S. J.; CLAESSION, A.; FORSEBRG, Å. (1978): Water chemical analyses and/or algal essay? Sewage effluent and polluted lake water studies. In: Mitteilungen / Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, H. 20, S. 352–363.
- GÄCHTER, R.; IMBODEN, D. M. (1985): Lake Restoration. In: Stumm, W. (Hg.): Chemical processes in lakes. New York: Wiley (A Wiley-Interscience publication), S. 365–388.
- GRÜNEBERG, B.; RÜCKER, J.; NIXDORF, B.; BEHRENDT, H. (2007): Internal loading in Lake Scharmützelsee (NE Germany) - disconnected from trophic development? REPHOSDIM: P-retention model for dimictic lakes with long hydraulic residence time. Workshop "Perspectives of Lake Modelling towards Predicting Reaction to Trophic Change". Kompetenzzentrum Wasser; Umweltbundesamt. Online verfügbar unter http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/veranstaltungen/OLIGO_FINAL_WS/grueneberg_print.pdf.
- HENTRICH, E. (1962): Chronik der Stadt Werder (Havel). Werder/Havel. Band 1.
- HENTRICH, E. (1962): Chronik der Stadt Werder/Havel. Werder/Havel. Band 2.
- HOESCH (Hrsg.) (1995): Pilotstudie zur ökologischen Diagnose, Bewertung und Entwicklungsüberwachung oligo-, mesotropher und natürlich eutropher Seen Brandenburgs auf der Grundlage von Leitarten und Leitbiozöosen: Natur und Text in Brandenburg.
- HÖLTING, B.; COLDEWEY, W. G. (2005): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- HUPFER, M.; LEWANDOWSKI, J. (2008): Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments - a long-lasting paradigm in limnology. In: International Review of Hydrobiology, H. 93, S. 415–432.
- HUTCHINSON, G. E. (1957): A Treatise on Limnology. Geography, Physics, and Chemistry. New York: Wiley (1).
- LAHMER, W.; PFÜTZNER, B. (2003): Orts- und zeitdiskrete Ermittlung der Sickerwassermenge im Land Brandenburg auf der Basis flächendeckender Wasserhaushaltsberechnungen. PIK Report Nr.85. Potsdam (PIK Report).
- LAMPERT, W.; SOMMER, U. (1999): Limnoökologie. 2. Aufl. Stuttgart: Georg Thieme Verlag.

- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (2005): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Bericht zur Bestandsaufnahme für das Land Brandenburg (C-Bericht). Potsdam: LUA Brandenburg.
- LAWA (1999): "Gewässerbewertung - stehende Gewässer". Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. 1. Aufl. Berlin: Kulturbuch-Verl. (Empfehlungen Oberirdische Gewässer).
- LEWANDOWSKI, J. (2002): Untersuchungen zum Einfluss seeinterner Verfahren auf die Phosphor-Diagenese in Sedimenten. Dissertation. Humboldt Universität Berlin, Institut für Biologie. Berlin.
- LGB BRANDENBURG (2005): 3643-NW Werder (Havel) - Glindow 3543-SW Töplitz. Topographische Karte 1 : 10000. 1. Auflage. Potsdam: Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg.
- LUA BRANDENBURG (2000): Flächendeckende Modellierung von Wasserhaushaltsgrößen für das Land Brandenburg. Beitrag zum Projekt "Stabilisierung und Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes in Brandenburg" des Landesumweltamtes Brandenburg. Band 27. Potsdam: LUA Brandenburg (Studien und Tagungsberichte).
- MANIAK, U. (2005): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure. 5., bearbeitete und erweiterte Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- MIETZ, O. (1999): Allgemeine limnologische Charakteristik von 12 Potsdamer Landseen unter der besonderen Berücksichtigung des Einflusses von topographischen und morphometrischen Parametern auf den Chlorophyll-a-Gehalt. 1. Aufl. Rangsdorf: Natur und Text (Studien und Arbeitsberichte / Institut für Angewandte Gewässerökologie, 9).
- NIXDORF, B.; GRÜNEBERG, B.; HÄMMERLING, R.; BEHRENDT, H. (2008): Modellbasierte Quantifizierung der Phosphoreinträge in die Seen des Einzugsgebietes des Langen Sees und Prognose der trophischen Entwicklung. Endbericht für das MLUV bzw. LUA im Rahmen des EU-Interreg IIIc Projektes Lakepromo "Tools for water management and restoration processes". Bad Saarow/Berlin.
- NÜRNBERG, G. K. (1998): Prediction of annual and seasonal phosphorus concentrations in stratified and polymictic lakes. In: *Limnology and Oceanography*, H. 43, 7, S. 1544–1552.
- PFÜTZNER, B. (2004): Erstellung einer Abflussspendenkarte der mittleren Abflüsse der Zeitreihe 1981 bis 2000 für das Land Brandenburg. im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumplanung des Landes Brandenburg. Berlin.
- RAMM, K. (1999): Seenberichte - Parsteiner See, Glindowsee, Großer Plessower See. 1. Aufl. Unter Mitarbeit von HENKER, H.. Rangsdorf: Natur und Text (Studien und Arbeitsberichte/Institut für Angewandte Gewässerökologie in Brandenburg, 8).
- ROHDE, E. (1973): Akte 1972/1973 Großer Plessower See. Potsdam: Landesumweltamt Brandenburg - Archiv.
- RÜHLMANN, O. (2000): Wirtschaftsdünger, effektiv und umweltschonend lagern und einsetzen. LUFA Sachsen-Anhalt. Online verfügbar unter http://www.sachsen-anhalt.de/LPSA/fileadmin/Elementbibliothek/Bibliothek_Politik_und_Verwaltung/Bibliothek_LLFG/dokumente/Acker_und_Pflanzenbau/Pflanzenern_und_Duengung/widue_Gesamt.pdf.
- SAS, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, Experiences, Extrapolations. Sankt Augustin: Academia Verl. Richarz.

SCHAUSER, I.; LEWANDOWSKI, J.; HUPFER, M. (2003): Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphor-Haushaltes eutrophierter Seen. Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten Verfahrens. Heft 16. Berlin (Berichte des IGB).

VEB HYDROGEOLOGIE: HABECK, H. (1988): Hydrogeologischer Ergebnisbericht mit GW-Vorratsberechnung. Berlin: WAZV-Archiv (Werder/Havel).

VEB PROJEKTIERUNG WASSERWIRTSCHAFT – AUSSENSTELLE MAGDEBURG (1973): Investvorhaben: Abwasserbehandlungsanlage für die Fachschule der Zollverwaltung in Plessow. WAZV - Archiv (Werder/Havel). WAZV-Archiv.

VEB WAB POTSDAM (1988): Ausarbeitung Phase 0 und 1 zur Abwasserableitung des Einzugsgebietes Werder, Sentastrasse. WAZV - Archiv (Werder/Havel). Werder/Havel.

WAZV WERDER-HAVELLAND (2010): Anschlussgrad der Mitgliedsgemeinden des WAZV Werder-Havelland für das Jahr 2009 an die öffentliche Trinkwasserversorgung sowie an die Schmutzwasserentsorgung (erstellt 02/2010). WAZV - Archiv (Werder/Havel).

WINDFINDER: vorherrschende Windrichtung Brandenburg. Internetseite. Online verfügbar unter http://de.windfinder.com/windstats/windstatistic_brandenburg.htm.

ZECH, W.; HINTERMAIER-ERHARD, G. (2002): Böden der Welt. Ein Bildatlas. Heidelberg; Berlin: Spektrum Akademischer Verlag.

7.5. Kommunikationsverzeichnis

GCI - Grundwasser Consulting Ingenieurgesellschaft, Hr. Ziesche, 2009, pers. Mitt. – Grundwasserstandsdaten

IAG – Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH - Datenbank "Seenkataster Brandenburg", April 2009, Emailkommunikation mit Herrn Jens Meisel - Monitoringdaten Plessower See

KÜHN, 2010, mündl. Mitt. – Nutzungsgeschichte des Großen Plessower Sees

LUA BRANDENBURG; Aug. 2008; pers. Mitt. – Oberflächenabfluss des Großen Plessower Sees

LUA BRANDENBURG, Aug. 2008, Datenbereitstellung – GIS Daten, chemisch-physikalische Wasserdaten

LUA BRANDENBURG, 2009, pers. Mitt. – Wetterdaten

WAZV - Wasser-und Abwasserzweckverband Werder-Havelland, Hr. Etter, Okt.2008, pers. Mitt. – Grundwasserförderung

WAZV - Wasser-und Abwasserzweckverband Werder-Havelland, Fr. Mallon, 2010, mündl. Mitt. – Abwasserbehandlung im Einzugsgebiet des Großen Plessower Sees

ZEITHAMMER, Bodenverband Nauen, 2010, mündl. Mitt. – oberirdisches Abflussregime um den Großen Plessower See