Entwicklung der Wasserqualität des Barleber Sees, Abschätzung der internen Nährstoffbelastung und Handlungsempfehlungen für Wassergüteverbesserungen

Angebotsnummer UFZ WAP 72/2017

Karsten Rinke, Kurt Friese, Martin Schultze, Helmut Rönicke, Rebecca Lellau und Tallent Dadi

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ GmbH

Department Seenforschung
Brückstraße 3a
39114 Magdeburg

HELMHOLTZ ZENTRUM FÜR UMWELTFORSCHUNG UFZ

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung und Problemstellung 1

2. Material und Methoden 1

2.1. Lage und Morphologie des Barleber Sees 1

2.2. Historisches Untersuchungsprogramm (Langzeit-Untersuchungen) 2

2.3. Aktuelle Untersuchungen zur Nährstoffbelastung und Charakterisierung der Nährstoffverhältnisse im Sediment 3

2.3.1. Sediment-Probenahmen 3

2.3.2. Phosphor-Fraktionierung 5

2.3.3. Untersuchungen zu Phosphor-Freisetzungsraten 5

3. Zusammenstellung der historischen Daten zur Wasserqualität des Barleber Sees und Bewertung der Entwicklung 7

3.1. Status vor 1986 7

3.2. Phosphorfällung im Jahr 1986 7

3.3. Einfluss der Fällmittelzugabe auf den Phosphorgehalt im Freiwasser 8

3.4. Phosphorfreisetzung aus dem Sediment 9

3.5. Entwicklung des Phytoplanktons 11

3.6. Chlorophyll-a Konzentrationen und Sichttiefen 12

3.7. N:P Verhältnisse im Barleber See 13

3.8. Diskussion der historischen Entwicklung des Barleber Sees 13

3.9. Kurze Zusammenfassung und Zwischenfazit 15

4. Charakterisierung der Nährstoffbelastung aus dem Sediment (interne Belastung) des Barleber Sees 16

4.1. Indikatoren für eine hohe interne Belastung 16

4.2. Phosphor-Fraktionierung der Sedimente des Barleber See 17

4.3. Phosphor-Freisetzungsraten aus dem Sediment des Barleber Sees 18

4.4. Zwischenfazit: Interne P-Belastung im Barleber See 20

5. Bewertung der Entwicklung der Wasserqualität des Barleber Sees in den kommenden Jahren und mögliche Handlungsoptionen für eine Verbesserung der Wasserqualität 21

5.1. Aktuelle Belastungssituation 21

5.2. Einschätzung der weiteren Entwicklung der Wasserqualität 22

5.3. Handlungsoptionen für die Gewässerbewirtschaftung 23

6. Literatur 27

1. Einleitung und Problemstellung

Der Barleber See ist ein stillgelegter Baggersee und ein wichtiges Badegewässer für die Stadt Magdeburg. Er hat eine Oberfläche von 103 ha und ein Seevolumen von 6.9 Mio m^3. Seine mittlere Tiefe beträgt 6.7m. Der Barleber See verfügt über keinen direkten Zu- und Abfluss.

Beginnend in den 60er Jahren des letzten Jahrhunderts unterlag der Barleber See einer stetigen Eutrophierung, in deren Zuge die Phosphorkonzentrationen von unter 10µg L^{-1} auf über 150 µg L^{-1} angestiegen waren. Zur Senkung der Phosphorkonzentration erfolgte 1986 eine Phosphorfällung durch Aluminiumsulfat. Insgesamt wurden 480t Aluminiumsulfat in das Gewässer eingebracht, was einer durchschnittlichen Konzentration von 5,7 mg L^{-1} Al^{3+} entsprach. Diese Aluminiumbehandlung des Barleber Sees bewirkte eine erhebliche und nachhaltige Reduktion der Phosphorkonzentration, die mit einer spürbaren Wasserqualitätsverbesserung einherging. Diese Verbesserung des Seezustandes blieb über fast 30 Jahre stabil. Doch seit 2016 sind abermals steigende Phosphorkonzentrationen und Algenabundanzen zu verzeichnen, die im Sommer zu Cyanobakterien-Massenentwicklungen führen. Diese Wassergüteverschlechterungen stehen der dominierenden Badenutzung entgegen und verursachen erhebliche Nutzungseinschränkungen des Gewässers.

Das vorliegende Gutachten analysiert diese Wassergüte-Problematik des Barleber See, hierbei werden folgende Aufgabenstellungen adressiert:

1. Zusammenstellung der historischen Daten zur Wasserqualität des Barleber Sees und Bewertung der Entwicklung
2. Charakterisierung der Nährstoffbelastung aus dem Sediment (interne Belastung) des Barleber Sees
3. Bewertung der Entwicklung der Wasserqualität des Barleber Sees in den kommenden Jahren und mögliche Handlungsoptionen für eine Verbesserung der Wasserqualität

2. Material und Methoden

2.1. Lage und Morphologie des Barleber Sees

Der Barleber See befindet sich in Mitteldeutschland, im Norden der Stadt Magdeburg, Landeshauptstadt von Sachsen-Anhalt. Er ist ein noch recht junger Kiesbaggersee, der im Zuge der Errichtung des Elbe-Weser-Kanals und der Autobahn A2 in den Jahren 1927 bis 1937 geschaffen wurde. Nach der Ausbaggerung erfolgte eine rasche Füllung durch Grundwasser. Er besitzt keinen oberirdischen Zu- und Abfluss. Sein Umland ist durch urbane und landwirtschaftliche Nutzung (Getreide-und Hackfruchtanbau) sowie weiteren Kiesabbau gekennzeichnet. Der rundovale, buchtenlose See stellt ein polymiktisches, bis 1986 hocheutrophes Standgewässer dar. Die wichtigsten morphometrischen Kenndaten gehen aus Tabelle 1 hervor, eine Tiefenkarte ist in Abbildung 1 dargestellt.

Dieser See stellt das wichtigste Naherholungsgebiet der Landeshauptstadt Magdeburg dar und ist touristisch voll erschlossen. Vorrangige Nutzungsarten sind Badebetrieb, Tauch- und Angelsport. Seit den 70er Jahren wurden ein großräumiger Campingplatz, eine Anglerkolonie sowie ein zentraler Badestrand errichtet.

Tabelle 1: Morphologische und hydrologische Kenngrößen des Barleber Sees.

Kategorie	Wert
Lage	52° 13‘ 15‘‘ N, 11° 39‘ 0‘‘ O
Fläche	103 ha
Volumen	6,9 x 10^6 m^3
Durchschnittliche Tiefe	6,7 m
Maximale Tiefe	10 m
Aufenthaltszeit	ca. 12 jahre
Zufluss	Lediglich Grundwasser

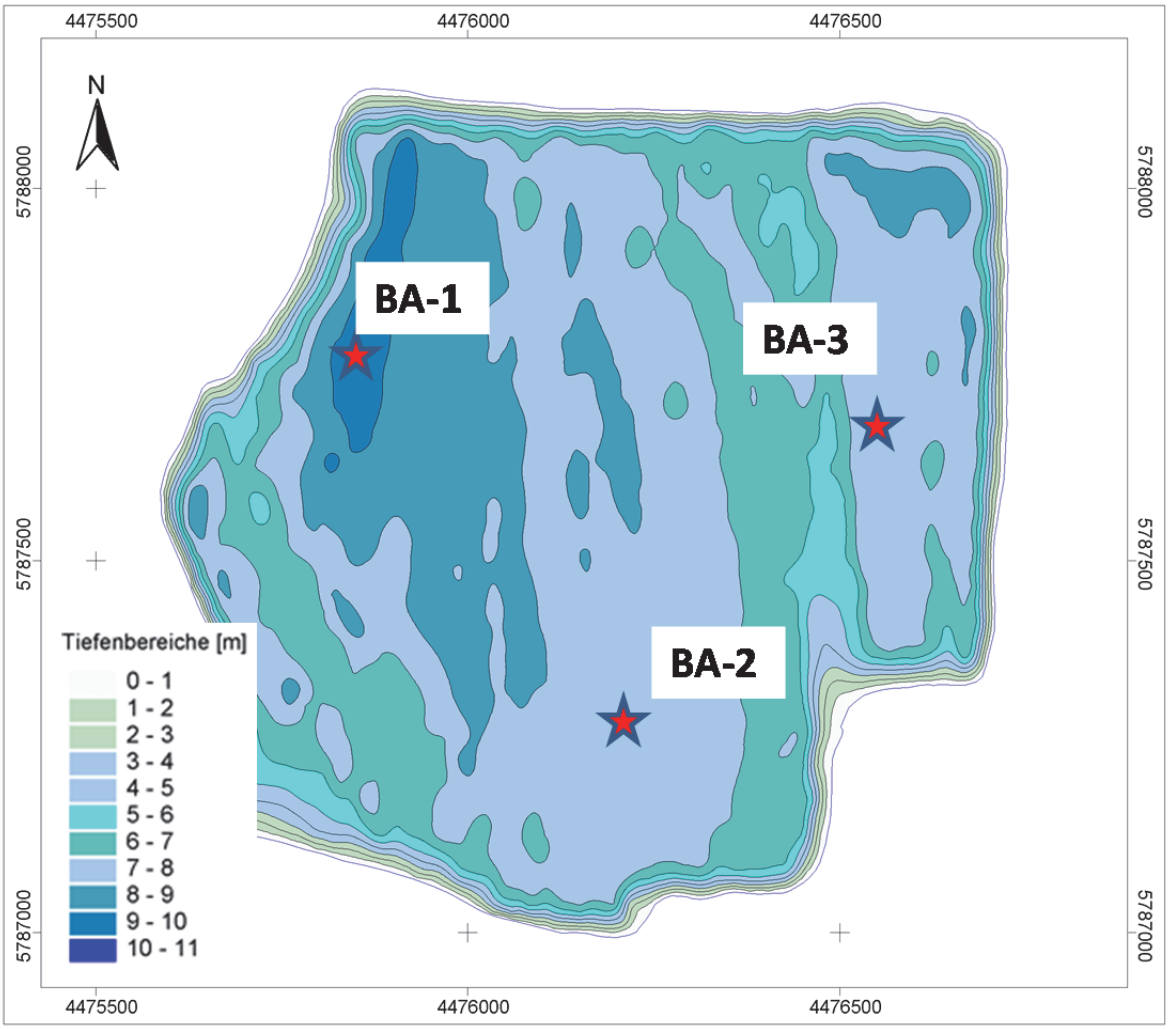

Abbildung 1: Tiefenkarte des Barleber Sees; die Positionen BA-1, BA-2 und BA-3 markieren die Beprobungsstellen für die Sedimententnahme(siehe unten). Die Karte wurde vom LHW zur Verfügung gestellt.

2.2. Historisches Untersuchungsprogramm (Langzeit-Untersuchungen)

Erste Untersuchungen des Barleber Sees gehen in die 1950er Jahre zurück (z.B. Bauch 1953). Intensive Untersuchungen fanden von 1986 bis 2000. Damals wurde der Barleber See im

Vegetationszeitraum (Mai bis Oktober) im 2- bis 3-wöchigem Abstand beprobt. Für die Zeit seit 2001 liegen die Analysenergebnisse des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW) vor und wurden für die Bewertung der Entwicklung verwendet. Die Beprobungen erfolgten in monatlichen Abständen. Sie wurden an der tiefsten Stelle des Sees, die durch eine Messboje gekennzeichnet war, durchgeführt. Für die Entnahme der Wasserproben wurde bis 1992 ein Ruttner-Schöpfer genutzt, seit 1993 fand ein Limnos-Schöpfer Anwendung. Generell wurden die Wasserproben aus den Tiefenstufen 0; 1; 2,5; 5 und 7,5 m entnommen und die Analysendaten über die Wassersäule gemittelt. Für die Untersuchung der Wasser-Sedimentkontaktzone (9 m) wurde ein speziell dafür entwickelter Sedimentstecher eingesetzt, der die Entnahme grundnaher Wasserproben ermöglichte (Rönicke and Bahr, 1990)

2.3. Aktuelle Untersuchungen zur Nährstoffbelastung und Charakterisierung der Nährstoffverhältnisse im Sediment

2.3.1. Sediment-Probenahmen

Sediment-Probenahmen am Barleber See erfolgten an 3 Probenstellen (BA-1, BA-2, BA-3; s. Karte in Abbildung 1) zu 3 Terminen:

- BA-1 (10 m Wassertiefe) am 15.8.2017 und 20.11.2017
- BA-2 (4 m Wassertiefe) am 15.8.2017 und 20.11.2017
- BA-3 (4m Wassertiefe) am 8.1.2018

Bei jeder Probenahme wurden je ein Sedimentkern für eine allgemeine sedimentologische Charakterisierung (Trockenmasse, Glühverlust, Gesamtgehalte von Kohlenstoff, Stickstoff und Phospohr) sowie für die Untersuchung der Phosphor-Bindungsformen nach dem von Psenner et al. (1984) entwickelten und von Hupfer et al. (1995) erweiterten chemischen Fraktionierungsverfahren (s. Kap. 2.3.2) und ein Sedimentkern für die Abtrennung des Porenwassers durch Zentrifugation (3500 U/min, gekühlt 8°C) mit Hilfe eines Schwerkraftlots (Mondsee-Corer der Fa. Uwitec, Österreich) entnommen.

Für die Untersuchungen wurden die Sedimentkerne vor den Analysen in folgenden Schritten geteilt: 0-1 cm, 1-2 cm, 2-3 cm, 3-4 cm, 4-5 cm, 5-6 cm, 6-8 cm, 8-10 cm

Tabelle 2: Methoden und Vorschriften zur Bestimmung von Trockenrückstand, Glühverlust, TC, TOC, TN und TP in den Sedimenten des Barleber Sees

Analysenparameter	Methode	Vorschrift
Trockenrückstand (TR)	Trocknung bei 105°C	DIN 38414-2 (1985)
Glühverlust (GV)	Glühen im Muffelofen bei 550°C	DIN 38414-3 (1985)
Gesamtkohlenstoff (TC)	CN-Analysator vario EL cube (Elementar Analysensysteme Hanau)	DIN ISO 10 694 (1996)
Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)	CN-Analysator vario EL cube (Elementar Analysensysteme Hanau) nach Ansäuern	DIN ISO 10 694 (1996)
Gesamtstickstoff (TN)	CN-Analysator vario EL cube (Elementar Analysensysteme Hanau)	DIN ISO 10 694 (1996)
Gesamtphosphor (TP)	Photometrisch mittels Molybdänblau	DIN EN ISO 6878 (2004-09) DIN 38414-12 (1986)

Bei der Teilung wurden in je einem der beiden Kerne jeder Probenstelle Temperatur (T), pH-Wert und das Redoxpotential (Eh) mit Hilfe von Elektroden der Fa. WTW gemessen. Von den 8 Unterproben wurden die Trockenmasse bei 105°C, der Glühverlust bei 550°C, die Gesamtgehalte von Kohlenstoff (TC) und organischem Kohlenstoff (TOC) nach Entfernung des anorganischen Kohlenstoffs durch Säurezugabe, von Stickstoff (TN) und von Phosphor (TP) bestimmt. Die verwendeten Methoden sind in der folgenden Tabelle 2 zusammengefasst. Von den 8 Unterproben eines Sedimentkernes jeder Probenstelle wurde weiterhin das Sediment-Porenwasser (PW) durch Zentrifugation bei 3500 U/min in einer gekühlten Tischzentrifuge (8°C) abgetrennt und filtriert (Filter mit 0,45 µm Porenweite) und hinsichtlich der in Tabelle 3 angeführten Messgrößen analysiert.

Tabelle 3: Analysenparameter für das Sedimentporenwasser

Parameter		Analysengerät	Methode
Nährstoffe	SRP, NO3, NH4	SFA (Skalar, The Netherlands):	(DIN EN ISO 13395, 1996) (DIN EN ISO 6878, 2004)
Kohlenstoff	DIC, DOC	C-Analyzer (Dimatec, Germany):	(DIN EN 1484, 1997)
Anionen	SO4	IC-3000 (Dionex, Idstein, Germany)	(DIN EN ISO 10304-2, 1996)
Kationen	Al, Fe, Mn	ICP-OES Optima 3000 (Perkin-Elmer, Germany)	(DIN EN ISO 11885, 1998)

Tabelle 4: Extraktionsschritte für die P-Bindungsformanalyse nach PSENNER et al. (1984) verändert nach HUPFER et al. (1995) und ungefähre Spezifizierung der einzelnen Phosphorfraktionen

Fraktion	Extraktionsmittel	P-Bindungsformen
NH_4Cl-P	1 M Ammoniumchlorid (NH_4Cl)	im Interstitialwasser gelöste und labil an Oberflächen adsorbierte Phosphate, algenverfügbare Phosphate
BD-P	0,11 M Bicarbonat-Dithionit (BD)	unter reduzierenden Bedingungen lösliche Phosphate, d.h. überwiegend an Fe(III)- und Mn(IV)-Hydroxide gebundene Phosphate
NaOH-SRP	1 M Natriumhydroxid (NaOH)	in Basen lösliche Phosphate, d.h. vorrangig an Oberflächen von Al-, Fe- und anderen Metalloxiden gebundene Phosphate, die gegen OH^--Ionen austauschbar sind
NaOH-NRP	1 M Natriumhydroxid (NaOH): (Differenzbestimmung NaOH-P – NaOH-SRP)	Phosphor in Mikroorganismen und Detritius, huminstoffgebundene Phosphate und Polyphosphate = organisch gebundene Phosphate
HCl-P	0,5 M Salzsäure (HCl)	in Säuren lösliche Phosphate, d.h. vorwiegend karbonatisch gebundene Phosphate und Apatit-P
Rest-P	Aufschluss mit HCl, H_2SO_4 und $H_2S_2O_8$ bei 110°C	refraktärer organischer Phosphor

2.3.2. Phosphor-Fraktionierung

Zur Abschätzung der Anteile leicht verfügbarer und unter anoxischen Bedingungen leicht löslicher Phosphorverbindungen wurde auf das weltweit etablierte Verfahren einer sequentiellen chemischen Extratkion nach Psenner et al. (1984) in der leicht veränderten Form nach Hupfer et al. (1995) zurückgegriffen. Die einzelnen Schritte mit den Hauptextraktionsmittel und den damit operationell löslichen Phosphorverbindungen sind in der Tabelle 4 aufgeführt.

2.3.3. Untersuchungen zu Phosphor-Freisetzungsraten

Zur Untersuchung der potentiellen Freisetzung von Phosphorverbindungen (P) aus dem Sediment wurde ein zwei-faktorieller experimenteller Ansatz entwickelt, der die P-Freisetzung (im folgenden als P-flux bezeichnet) jeweils unter oxischen und anoxischen Bedingungen bei 8°C und 20°C beschreibt. Um die natürliche Heterogenität besser abschätzen zu können, wurde jeder Ansatz in 3 Parallelen durchgeführt. Dazu wurden 12 ungestörte Sedimentkerne von ca. 30 cm Kernlänge und 20 cm überstehender Wasserphase bei der Beprobung der Probenstelle BA-3 im Januar 2018 zusätzlich entnommen.

Direkt nach der Entnahme wurden die Sedimentkerne mit einem dafür speziell angefertigten Rührkopf (Abbildung 2) versehen (Dadi et al. 2015). Der Rührkopf simuliert die Strömung im Wasser um eine Schichtung des überstehenden Wassers zu verhindern sowie die viskosen Kräfte an der Grenzschicht zwischen Wasser und Sediment zu reduzieren (Sondergraad, 1989) und damit die insitu-Bedinungen der überstehenden Wasserphase aufrechtzuerhalten. Im Anschluss wurden die Sedimentkerne in einer Styroporbox lichtgeschützt und temperaturstabil ins Labor transportiert (Abbildung 2).

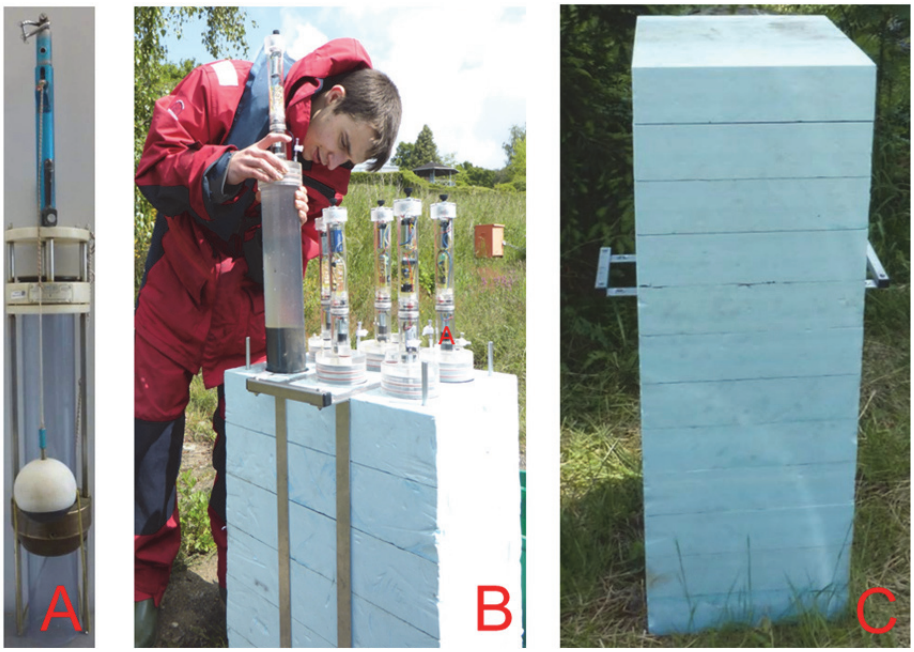

Abbildung 2: Probenahmetechnik für die Sedimentkerne zur Bestimmung der P-Freisetzungsraten (A: Mondsee-Corer der Fa. Uwitec; B: Transportbox mit Rührkopf; C: Transportbox geschlossen) (aus Lohr 2014)

Die Versuche wurden in 2 Klimakammern durchgeführt, um die Temperatur konstant zu halten. In den Klimakammern wurden zunächst alle 12 Sedimentkerne mit Aluminiumfolie umwickelt um den Einfluss des Lichtes so gering wie möglich zu halten. Abbildung 3 zeigt den Versuchsaufbau in der Klimakammer.

Für die anoxischen Versuche fand eine regelmäßige Begasung der entsprechenden Sedimentkerne mit einem Gemisch aus Sticksoff (N_2) sowie 400 parts per million (ppm) Kohlenstoffdioxid (CO_2) statt (Ogdahl, Steinman und Weinert, 2014). Die Beimengung von CO_2 wurde durchgeführt um den Anstieg des pH-Wertes entgegenzuwirken, welcher durch die unter anoxischen Bedingungen einsetzende Denitrifizierung verursacht wird. Für die aeroben Versuche fand eine Begasung mit Luftsauerstoff statt. Messsonden in den Sedimentkern-Rührköpfen dienten zur Kontrolle der wichtigsten Randbedingungen (Sauerstoffsättigung, pH-Wert, Temperatur).

Für die Bestimmung der P-Freisetzung aus den Sedimenten wurden in einem definierten zeitlichen Raster Proben aus dem Überstandswasser entnommen. Im Anschluss fand eine chemische Analyse im Labor statt. Dabei wurden neben dem P-Gehalt noch weitere Kationen und Anionen sowie Kohlenstoff analysiert (siehe Tabelle 3 ergänzt durch die Nährstoffkomponente DP = gelöster Phosphor). Die Probenahme fanden in einem Intervall von ca. drei Tagen über einen Zeitraum von 4 Wochen statt. Für die wasserchemische Analyse wurde ca. 60 ml Überstandswasser nahe der Sedimentoberfläche mit einer Glasspritze entnommen und mit einem 0,45 µm Milex-HV Spritzenfilter gefiltert. Dabei war darauf zu achten, dass die Probenentnahme langsam und gleichmäßig erfolgte, damit es zu keiner Aufwirbelung des Sedimentes kam. Das entnommene Wasser wurde durch hypolimnisches Wasser des Barleber Sees ersetzt. Dieses wurde für die anoxischen Sedimentkerne zuvor ebenfalls mit N_2 und CO_2 begast und somit der Sauerstoff entfernt.

Die Berechnung der Phosphor-Freisetzungsrate P_{flux} erfolgte nach Gleichung 1 (Steinman et al. 2004):

$$P_{flux} = (C_t - C_0) \bullet V \bullet A^{-1} \bullet d^{-1} \qquad (1)$$

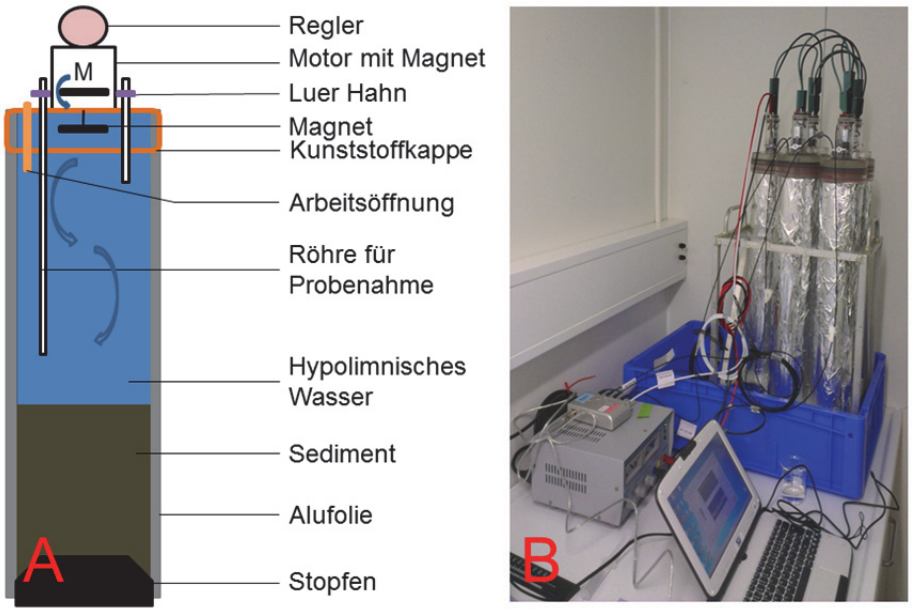

Abbildung 3: Versuchsaufbau für die Experimente zur potentiellen P-Freisetzungs (A: Skizze Rührkopf mit Sedimentkern; B: Versuchsaufbau in der Klimakammer) (aus Lohr 2014)

P_{flux} beschreibt den P-Flux in [$mg \bullet m^{-2} \bullet d^{-1}$]. Ein positiver Wert ist als Phosphorfreisetzung und ein negativer Wert ist als Phosphorbindung zu interpretieren. C_t [mg/l] ist die Konzentration zum Zeitpunkt t und C_0 ist die Ausgangskonzentration in mg/l. V [l] ist das Volumen der Wassersäule, A [m^2] die Oberfläche des Sedimentes und d die Anzahl der Tage.

Gleichung 1 beschreibt einen linearen Zusammenhang des P-Flux über die Zeit. Damit alle Messwerte der Phosphorkonzentration aus den 3 Parallelen eines Ansatzes mit einfließen, wird die lineare Steigung als Wert für den Term $(C_t - C_0) \bullet d^{-1}$ verwendet.

3. Zusammenstellung der historischen Daten zur Wasserqualität des Barleber Sees und Bewertung der Entwicklung

3.1. Status vor 1986

Bereits seit den 50er Jahren lagen Analysendaten zum gelösten Phosphor (SRP[1]) des Barleber Sees vor (Abbildung 4). Von 1950 bis 1962 lagen die Konzentrationen an der analytischen Nachweisgrenze (3 µg/l). Der See war durch Klarwasserstadien und ausgedehnten unterseeischen Wiesen (*Characeen*- und *Elodea*-Bestände) gekennzeichnet. Seit Mitte der 60er bis Mitte der 70er Jahre wurde eine stetige Zunahme der SRP-Konzentration beobachtet. In diesem Zeitabschnitt erhöhte sich die SRP-Konzentration auf 50 µg/l. Damit verbunden war eine einsetzende Trübung des Wasserkörpers durch verstärktes Auftreten von planktischen Algen (Vertreter der *Chlorophyceae* und *Diatomeen*). Im nachfolgenden Jahrzehnt (1975 bis 1985) wurde ein rasanter Anstieg der SRP-Konzentration beobachtet, der zu einer Konzentration von über 150 µg/l Mitte der 80er Jahre führte. In diesem Zeitabschnitt traten erstmalig Massenentwicklungen planktischer Cyanobakterien in den Sommermonaten auf, die zu einer starken Eintrübung des Wasserkörpers führten. Durch die Nährstoffausfällung im Herbst 1986 wurde die P-Konzentration stark gesenkt und ein Niveau erreicht, das der Situation in den 50er Jahren entsprach.

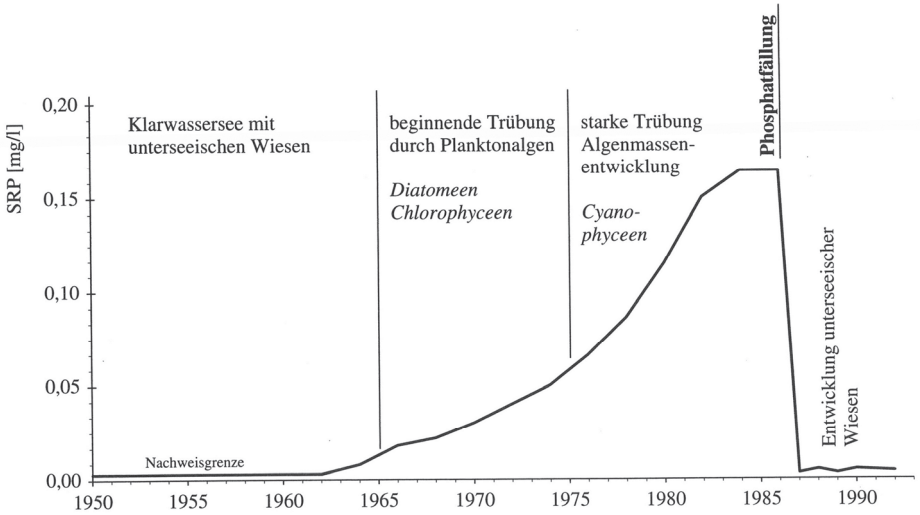

Abbildung 4: Entwicklung der Phosphorkonzentration (SRP, Frühjahrsmittelwerte) und des Phytoplanktons im Barleber See, 1950 - 1990

3.2. Phosphorfällung im Jahr 1986

Am Barleber See wurde das Verfahren der Nährstoffausfällung zur Senkung der internen Phosphorbelastung und Zurückdrängung sommerlicher Cyanobakterien-Blüten angewendet. Im Herbst 1986 erfolgte eine großtechnische Ausbringung von Aluminiumsulfat als Fällmittel. Zeitraum der Fällung, Applikationsmenge und -technik gehen aus Tabelle 5 hervor.

[1] Soluble reactive phosphorus = gelöster, reaktiver Phosphor, dies entspricht dem Algen-verfügbaren, freien Phosphat

Innerhalb von 6 Wochen wurde die gesamte Fällmittelmenge streifenweise auf die Oberfläche des Sees aufgespült. Vor, während und nach der Aluminiumsulfat-Behandlung wurden relevante chemische Parameter im Wasserkörper analysiert (Tabelle 3).

Tabelle 5: Kenngrößen der Restaurierungsmaßnahme P-Fällung im Barleber See

Zeitraum	3. Oktober bis 13. November 1986
Fällmittel	Aluminiumsulfat
Fällmittelmenge	480 t, beinhaltete 37 t Al^{3+}
volumenbezogene Al-Dosis	5,7 mg/l Al^{3+}
flächenbezogene Al -Dosis	36 g/m^2 Al^{3+}
Ausbringetechnik	Katamaran mit 5 m^3 Fällmitteltank und perforiertem Sprühbalken, angetrieben von einem KB 12

Tabelle 6 Aluminiumsulfat-Konzentrationen sowie die pH-Werte (Mittelwerte 0-7,5 m) vor, während und nach der Fällmittelbehandlung, n.a.: nicht analysiert

Datum	Al^{3+} (mg l^{-1})	SO_4^{3-}(mg l^{-1})	pH
11.09.1986	n.a.	505	8,3
29.09.1986	0,035	495	8,1
08.10.1986	0,12	510	7,8
15.10.1986	0,17	513	7,6
23.10.1986	0,25	525	7,5
29.10.1986	0,5	534	7,4
12.11.1986	0,4	651	7,6
19.11.1986	0,1	611	7,7
10.12.1986	0,05	454	7,8

3.3. Einfluss der Fällmittelzugabe auf den Phosphorgehalt im Freiwasser

Zu Beginn der Fällmittelbehandlung Anfang Oktober 1986 (03.10.) betrug die SRP-Konzentration im Pelagial 180 µg/l, die TP-Konzentration 190 µg/l. Damit lag der überwiegende Teil des Phosphors in löslicher Form vor. Bereits in der letzten Oktoberdekade (22.10.) wurde nach Ausbringung etwa der Hälfte der gesamten Fällmittelmenge von 480 t die Nachweisgrenze für SRP (3 µg/l) im Pelagial erreicht (Abbildung 5). Die restlichen 50 % der applizierten Aluminiumsulfat-Lösung wurden als Fällmittelüberschuss für die Konditionierung und Versiegelung des Sediments mit $Al(OH)_3$-Flocken zur Verbesserung des Phosphorbindevermögens eingesetzt. Die erzielte SRP-Elimination betrug nach Abschluss der Fällung mehr als 98 %, die TP-Reduzierung über 90 %. Die mittleren SRP- und TP-Konzentrationen in den Folgejahren 1987 bis 2016 gehen aus Abbildung 6 hervor. So schwankte die SRP-Konzentration in den Jahren 1987 bis 2013 zwischen 0,006 mg/l (1989) und 0,015 mg/l (1995), die TP-Konzentration zwischen 0,024 mg/l (1997) und 0,054 mg/l (1998). Damit sank die Phosphorbelastung im Mittel über die Untersuchungsjahre 1987 bis 2013 gegenüber dem Referenzjahr 1986 bezüglich der SRP-Konzentration auf 11 % und bezüglich der TP-Konzentration auf 32 %. Im Jahr 2016 lag auf Grund des starken Phosphoranstieges die mittlere SRP-Konzentration bei 0,086 mg/l sowie die mittlere TP-Konzentration bei 0,13 mg/l. Das entsprach bei der SRP-Konzentration 115 % und bei der TP-Konzentration 114 % gegenüber 1986.

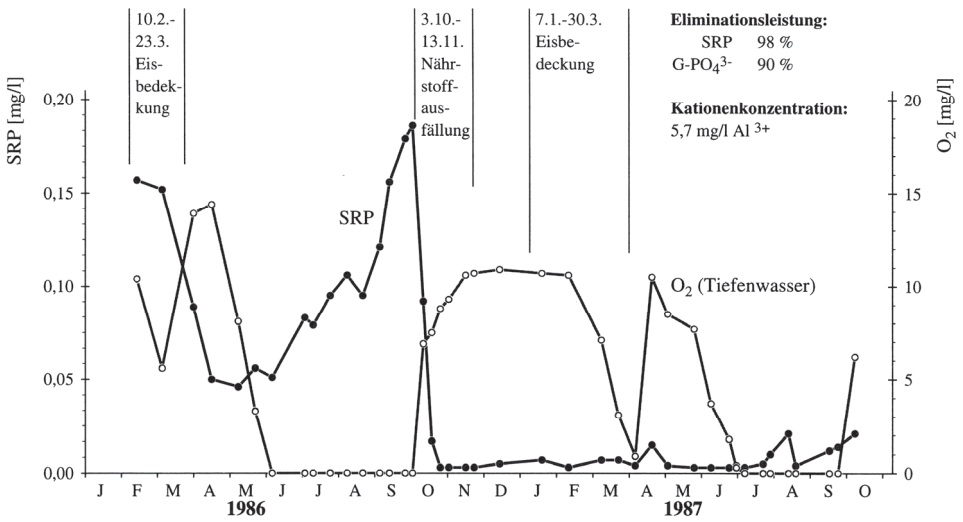

Abbildung 5: Konzentrationen des Phosphors (SRP, 0-7,5 m) und Sauerstoffs (Grundprobe, 9 m) im Zeitraum der Nährstoffausfällung, Barleber See, 1986 und 1987

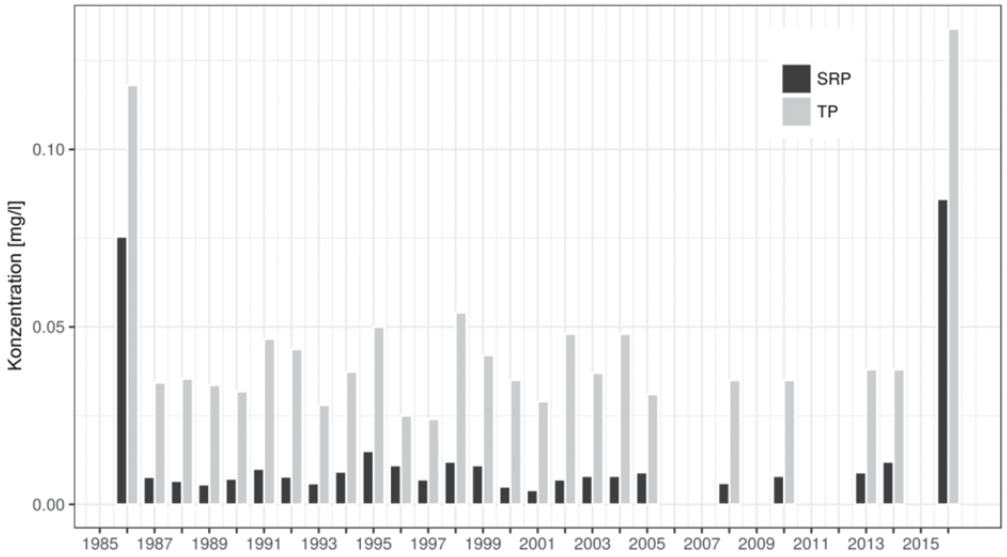

Abbildung 6: Einfluss der im Herbst 1986 durchgeführten Nährstoffausfällung auf die SRP- und TP-Konzentration (gewogene Mittelwerte im Vegetationshalbjahr), Barleber See, 1986 - 2016

3.4. Phosphorfreisetzung aus dem Sediment

In den Jahren 1986 bis 1992 sowie 1999, 2010, 2013, 2014 und 2016 wurden während der sommerlichen Stratifikation des Barleber Sees die Sauerstoff- und SRP-Konzentrationen in den grundnahen Wasserproben (9 m) analysiert, um den Einfluss der Fällmittelapplikation auf die Phosphorrücklösung zu erfassen (Abbildung 7) Im Sommerzeitraum 1986 vor der Aluminiumsulfat-Behandlung wurde eine massive Rücklösung von gelöstem Phosphor aus dem Seesediment ermittelt werden. Mit dem drastischen Rückgang der Sauerstoffkonzentration in Grundnähe, der bereits im April erfolgte und während der Sommermonate zu anaeroben Verhältnissen führte, kam es zu einem deutlichen Anstieg der SRP-Konzentration. Während Mitte April (16.04.) die SRP-Konzentration bei einem Wert von 0,049 mg/l lag, wurde Ende September (30.09.) eine Konzentration von fast 1 mg/l (0,98 mg/l) ermittelt. Diese SRP-Konzentration betrug ein Vielfaches gegenüber der im Freiwasser ermittelten Konzentration (0,18 mg/l). Damit war seit den 80er Jahren eine ständige P-Nachlieferung aus dem phosphatreichen Sediment während der Stagnationsperiode gegeben. Die Phosphorrücklösung wurde in den Nachfolgejahren zur Fällmittelanwendung 1986 auch unter den

Bedingungen sehr niedriger Sauerstoffkonzentrationen fast vollständig unterbunden. 1987 wurde am 13.08. als höchster Wert eine SRP-Konzentration von 0,1 mg/l ermittelt, im Juli 1992 von 0,15 mg/l. Die weiteren Messwerte zur SRP-Konzentration lagen in den Folgejahren deutlich niedriger. In allen 11 Untersuchungsjahren (1987 bis 2014) nach der Fällmittelbehandlung wurden niedrige Rücklösungsraten ermittelt, die nicht das Niveau von 1986 erreichten. Im Jahr 2016 wurde dagegen eine massive Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment erfasst. Der in Grundnähe analysierte Spitzenwert der SRP-Konzentration betrug Anfang Oktober über 1 mg/l und glich damit in seiner Höhe der P-Rücklösung, die vor der Fällung im Herbst 1986 erfasst wurde.

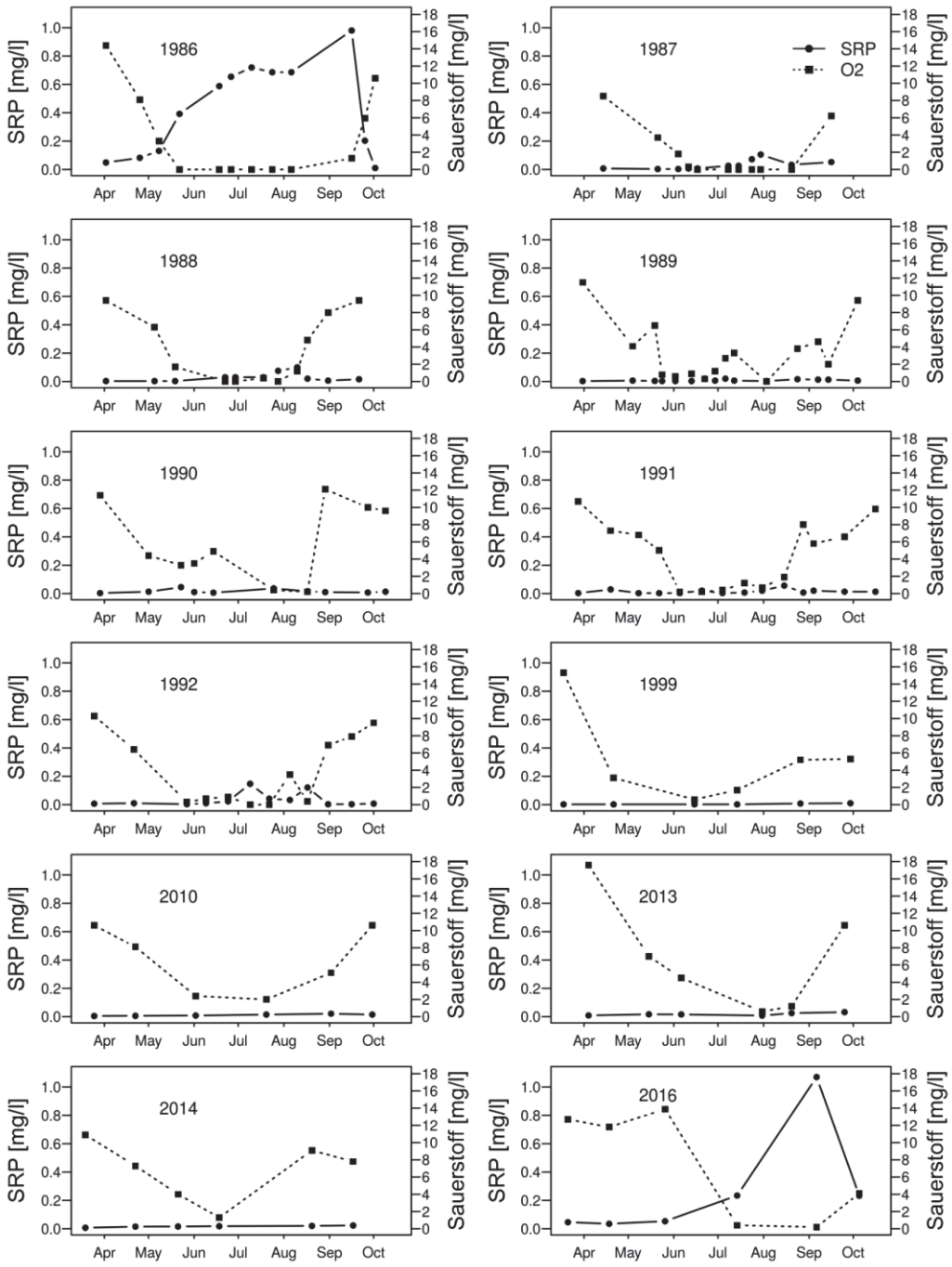

Abbildung 7: Ganglinien der SRP- und Sauerstoffkonzentration während der Stagnationsperiode im Tiefenwasser (9 m) des Barleber Sees, 1986 - 1992; 1999; 2010; 2013; 2014 und 2016

3.5. Entwicklung des Phytoplanktons

Die diagnostizierten Phytoplanktonarten im Vegetationshalbjahr (Mai bis Oktober) der Untersuchungsjahre 1985 bis 2016 wurden in die entsprechenden taxonomischen Gruppen (Algenklassen) eingeordnet und ihre prozentualen Anteile berechnet (Abbildung 8). In den Jahren 1985 und 1986 war die sommerliche Algenzönose in hohem Maße durch diazotrophe (stickstoffbindende) Cyanobakterien gekennzeichnet. Als dominante Arten traten *Anabaena flos-aquae, A. lemmermannii und A. circinalis* in Erscheinung. Die Gattung Aphanizomenon wurde durch die Arten *Aphanizomenon flos-aquae* und *A. gracile* geprägt. Der mittlere biomassebezogene Anteil der Cyanobakterien am Gesamtphytoplankton betrug 1985 45,4 % sowie 58,4 % 1986. In den Sommermonaten Juni bis August dominierten die Cyanobakterien mit prozentualen Anteilen von maximal 96,4 % (11.07.1985, im Mittel 85,1 %) und 97,9 % (09.07.1986, im Mittel 87,9 %) die Algenzönose. Diese Massenentwicklungen führten zu Aufrahmungen und der Ausbildung großflächiger Algenteppiche. Nach der im Herbst 1986 durchgeführten Phosphorfällung verschwanden die N_2-fixierenden Cyanobakterien in den 13 Nachfolgejahren vollständig. Die sehr geringen Abundanzen der Cyanobakterien im Herbst 1987 sowie im Frühjahr 1988 wurden durch die Arten *Limnothrix redekei* und *Microcystis aeruginosa* bewirkt. Erst in den Jahren 2000, 2002, 2003 sowie 2005 wurden diazotrophe Cyanobakterien (*Anabaena*- und *Aphanizomenon*-species) wieder ermittelt. Allerdings lagen ihre prozentualen Anteile am Gesamtphytoplankton deutlich niedriger gegenüber jenen, die 1985 und 1986 ermittelt wurden. Ihre Anteile betrugen in den Vegetationshalbjahren 2000 5,6 %, 2002 12,7 %, 2003 15 % sowie 2005 3,1 %. In den Folgejahren 2004 bis 2013 lagen ihre prozentualen Anteile meist deutlich unter 3 %.

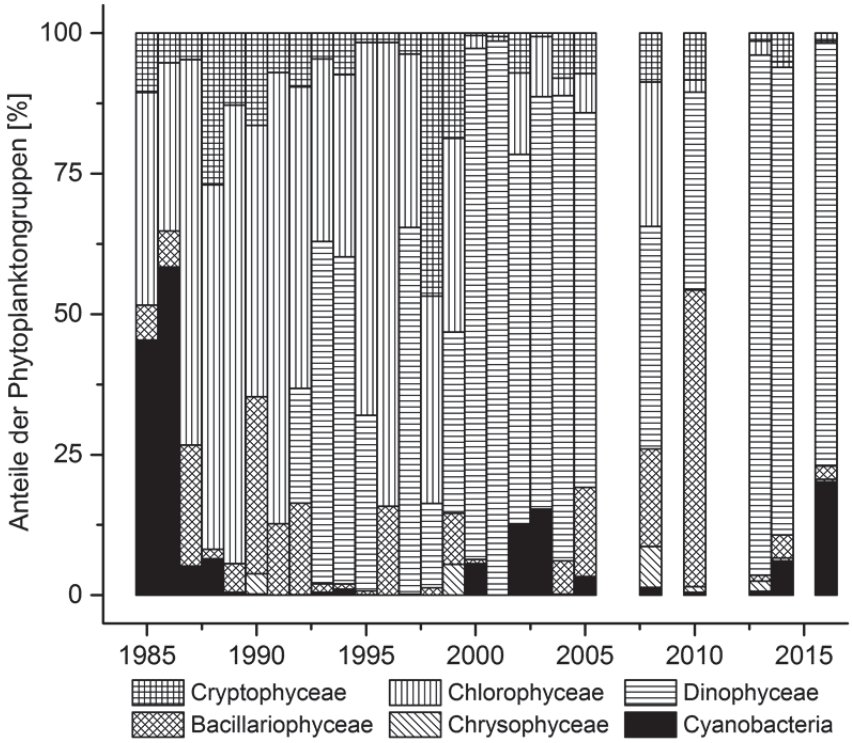

Abbildung 8: Prozentuale Anteile verschiedener Phytoplanktongruppen (Mittelwerte) im Vegetationshalbjahr (Mai bis Oktober), Barleber See, 1985 - 2016

Im Jahr 2016 wurden erstmalig wieder Massenentwicklungen stickstoffbindender Cyanobakterien erfasst. Neben den Cyanobakterien wurden im gesamten Untersuchungszeitraum dominante Vertreter der Chrysophyceen, Chlorophyceen, Dinohyceen sowie der Cryptophyceen ermittelt. In den

Jahren 2000 bis 2005 traten verstärkt Dinophyceen auf. Als dominante Art wurde *Ceratium hirundinella* diagnostiziert. Diese Art bestimmte mit ihren sehr hohen Biomassen entscheidend die Phytoplantonzönose. Ihre mittleren prozentualen Anteile lagen in den Vegetationshalbjahren 2000 bei 90,9 %, 2001 bei 98,6 %, 2002 bei 65,7 %, 2003 bei 73,4 %, 2004 bei 82,8 % und 2005 bei 66,6 %. Im letzten Untersuchungsjahr 2013 betrug ihr prozentualer Anteil über 90 %.

3.6. Chlorophyll-a Konzentrationen und Sichttiefen

Die ermittelten mittleren Chlorophyll-a Konzentrationen im Vegetationshalbjahr der Untersuchungsjahre 1985 bis 2016 lagen insgesamt auf einem niedrigen Niveau (Abbildung 9). Innerhalb des gesamten Untersuchungszeitraumes traten deutliche Schwankungen auf. Die niedrigste Chlorophyll-a Konzentration 1998 lag bei 2,0 µg/l. Als Spitzenwert wurde 2001 eine Konzentration von 10,1 µg/l ermittelt. Die höchsten Konzentrationen in den Jahren 2000 und 2001 korrespondierten mit dem massiven Auftreten der Dinophycee *Ceratium hirundinella*. Nach der Fällmittelapplikation im Herbst 1986 gingen die Chlorophyll-a Konzentrationen in den zwei Folgejahren deutlich zurück (3,8 µg/l 1987 und 2,8 µg/l 1988). Von 1989 bis 1995 lagen sie in einem Bereich (4,6 µg/l bis 6,9 µg/l), der dem der ersten zwei Untersuchungsjahre entsprach. Die Jahre 1996 bis 1998 sowie das Jahr 2002 waren durch geringe mittlere Chlorophyll-a Konzentrationen geprägt (2µg/l bis 3,3 µg/l). Von 2003 2014 lagen sie auf einem ähnlichen Niveau (4,8 µg/l 2010 bis 6,4 µg/l 2005) wie jene Chlorophyll-a-Konzentrationen Mitte der 80er Jahre. 2016 wurden mit 9,1 µg/l wieder erhöhte Konzentrationen gemessen.

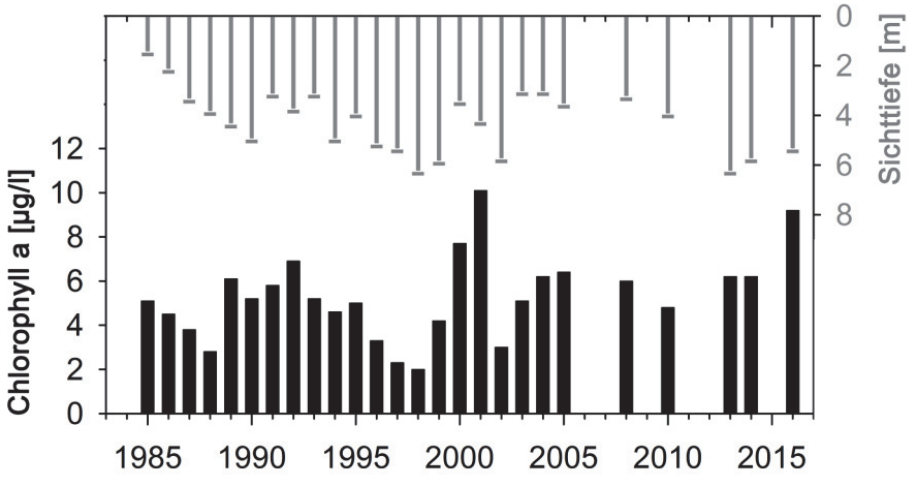

Abbildung 9: Mittlere Chlorophyll a- Konzentrationen und Sichttiefen im Vegetationshalbjahr (Mai bis Oktober), Barleber See, 1986 - 2016

Die mittleren Sichttiefen, die in den Vegetationshalbjahren 1985 und 1986 vor der Fällmittel-applikation gemessen wurden, betrugen 1,3 m bzw. 2 m (Abbildung 9). In den Sommermonaten während der Massenentwicklung diazotropher Cyanobakterien fielen die einzelnen Werte deutlich unter einen Meter. In den Jahren nach der Fällmittelapplikation nahmen die Sichttiefen beständig zu. Bereits ab Mitte der 90er Jahre hatte sich die mittlere Sichttiefe verdoppelt und lag bei über 5 m. Die höchsten Werte konnten für die Jahre 1998, 1999, 2002 sowie 2013 mit etwa 6 m berechnet werden. Es wurden einzelne Spitzenwerte von 6,4 m (13.07.1988), 7,3 m (23.07.1991), 8,6 m (15.06.1994), 8 m (19.06.2000), 7,8 m (23.07.2001), 7 m (03.08.2010) sowie 8,5 m (20.06.2013) gemessen. Nicht nur die maximalen Sichttiefen vergrößerten sich von Jahr zu Jahr, sondern vor allem auch die Zeiträume hoher Sichttiefen (> 5 m), die sich nun über mehrere Wochen erstreckten. Diese Periode

hoher Sichttiefen dauerte beispielsweise vom 15. Juni bis 24. August 1994 über 2 Monate an. Sommerliche Sichttiefen über 6 m wurden überhaupt erst ab 1988 erfasst. Insgesamt stellt sich der Effekt der Sanierung auf die Sichttiefe als wesentlich stärker dar als der Effekt auf die Chlorophyllkonzentration.

3.7. N:P Verhältnisse im Barleber See

Zur Darstellung der Stickstoff-Phosphor-Verhältnisse im Pelagial des Barleber Sees wurden die mittleren, massebezogenen N:P-Quotienten für die Sommermonate Juni bis August errechnet. Hierfür wurden der DIN:TP-Quotient verwendet (Abbildung 10), dessen Wert bei Unterschreitung eines kritischen Wertes von 1,6 eine N-Limitation indiziert und damit das Wachstum diazotropher Cyanobakterien begünstigt (Dolman et al., 2016). Im Sommerzeitraum 1986, noch bevor die Nährstoffausfällung erfolgte, lagen die N:P-Quotienten auf einem sehr niedrigen Niveau. So betrug der DIN:TP-Quotient 1. Bedingt durch die drastische Reduzierung der pelagischen Phosphorkonzentration im Zuge der Aluminiumsulfat-Applikation stiegen die DIN:TP-Quotienten an. In den Folgejahren 1987 bis 2013 lagen die DIN:TP-Quotienten zum Teil beträchtlich über dem kritischen Wert von 1,6. Er erhöhte sich im Folgejahr auf einen Wert von 5,3. In den meisten Jahren lag der DIN:TP Quotient über dem kritischen Wert von 1,6 und verwies damit auf die Bedingungen der Phosphorlimitation. Nur die Sommermonate der Jahre 1991, 1994, 1997, 1998, 2002, und 2004 waren durch DIN:TP-Quotienten gekennzeichnet, die teilweise nur geringfügig unter dem kritischen Wert von 1,6 lagen und somit das Wachstum von diazotrophen Cyanobakterien begünstigen.

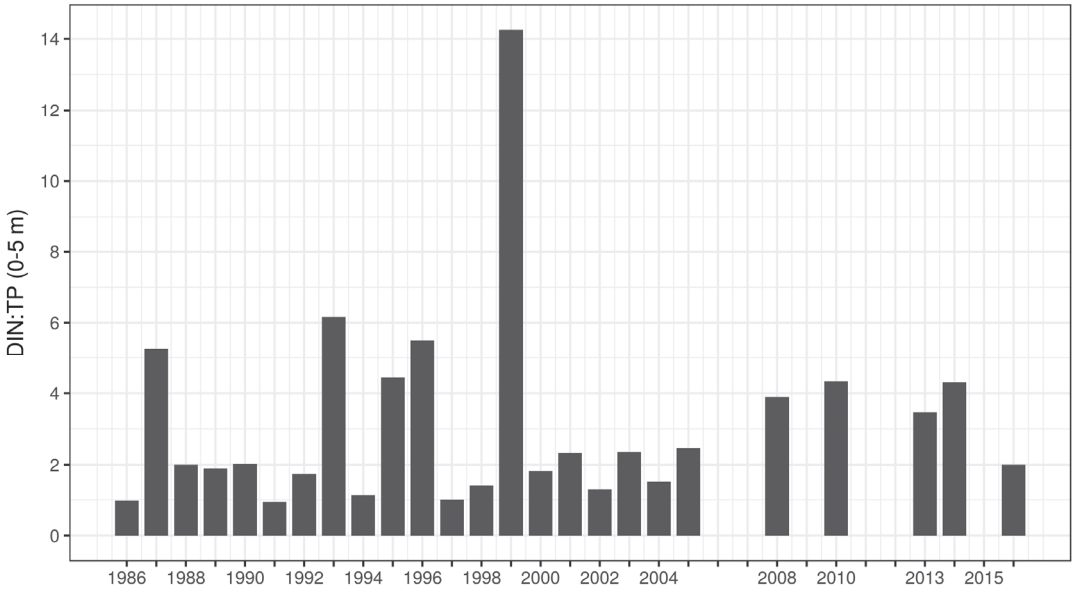

Abbildung 10: Mittlere N:P- Quotienten (DIN:TP) im Sommerzeitraum (Juni bis August), Barleber See, 1986 - 2016

3.8. Diskussion der historischen Entwicklung des Barleber Sees

Die ersten limnologischen Untersuchungsergebnisse vom Barleber See wurden von Bauch, 1953 publiziert. Er verwies auf die hohen sommerlichen Sichttiefen von über 5 m, sehr geringer Konzentrationen an Nitrat und Phosphat, eine starke Krautentwicklung (submerser Makrophyten) sowie auf sporadisch auftretende geringen Wasserblüten, die die Sichttiefe etwas unter 5 m absinken ließen.

Der Verlauf der Phosphorbelastung ab den 50er Jahren in dem noch jungen Kiesbaggersee entspricht dem klassischen Bild der Seeneutrophierung. Mit der stetigen Zunahme der pelagischen Phosphorkonzentration entwickelte sich der vormals oligotrophe Klarwassersee mit ausgeprägten unterseeischen Wiesen (*Characeen*, *Elodea*) zu einem eutrophen, durch Massenentwicklungen von Cyanobakterien (*Anabaena*, *Aphanizomenon*) geprägten Standgewässer (Klapper, 1991; Rönicke et al., 1995). Der Eintrag von Phosphor über das nährstoffbelastete Grundwasser im Zuge einer verstärkten landwirtschaftlichen Düngung, die atmosphärischen Deposition (Eintrag über Niederschlag und nordische Gänse) und die Belastung durch die zunehmende touristische Nutzung führte zu dem seit Mitte der 80er Jahre hohen Phosphorpegel von über 150 µg/l. Neben der externen Belastung von etwa 250 kg P/a (Bahr et al., 1989) verstärkte sich die interne Düngung infolge abnehmenden Phosphorbindevermögens.

Versuche, durch Maßnahmen der Seenrestaurierung die Phosphorbelastung zu begrenzen (Tiefenwasserableitung 1980, Eintrag P-bindender Tonmineralien 1985) führten zu keinem durchgreifenden Erfolg (Klapper, 1991). Als wirksame Restaurierungsmaßnahme mit hohen Erfolgsaussichten wurde deshalb 1986 die chemische Behandlung des Pelagials mittels Aluminiumsulfat durchgeführt. Ziel dieser Ökotechnologie war die drastische Reduzierung der Phosphorbelastung und Zurückdrängung der sommerlichen Cyanobakterien-Massenentwicklungen. Die Entwicklung von Cyanobakterien-Blüten kann als typisches Erscheinungsbild der Eutrophierung angesehen werden. Sie führen zu einer Reihe ökologischer, ökonomischer und gesundheitlicher Effekte, die vor allem in Gewässern, die vornehmlich der Erholungsnutzung dienen, zu schwerwiegenden Problemen führen können. Die bei Experimenten zur Seenrestaurierung applizierten Aluminium-Mengen schwankten beträchtlich. So lagen sie bei den mit Aluminium (Al) Salz behandelten 114 Seen, die von Huser et al., 2016 auf die Langzeitwirkung und Effektivität der Restaurierungsmaßnahme hin untersucht wurden, zwischen 5 und 122 g Al m^{-2}. Die im Barleber See im Herbst 1986 applizierte Al-Dosis von 36 g Al m^{-2} lag damit im Mittelfeld der publizierten Daten. Die einmalige Zugabe von 480 t Aluminiumsulfat (entsprach 37 t Aluminium) auf die Oberfläche des Sees führte in den Nachfolgejahren zu einer langanhaltenden Senkung der P-Konzentration. Unmittelbar nach Abschluss der Fällmittelbehandlung Mitte November lag eine Reduzierung der SRP Konzentration um 98 % und der TP Konzentration um mehr als 90 % vor. In den 27 Folgejahren wurde kein signifikanter Anstieg sowohl der gelösten Phosphorfraktion (SRP) als auch des Gesamtphosphors (TP) registriert. Die mittlere Konzentration an SRP lag im gesamten Untersuchungszeitraum bei 11 % bzw. bei 32 % für TP gegenüber dem Referenzjahr 1986. Seit 2016 wurde allerdings ein drastischer Anstieg der Phosphorkonzentration im Pelagial des Barleber Sees erfasst. Die Konzentrationen an gelöstem Phosphor (SRP) und Gesamtphosphor (TP) glichen denen, die Mitte der 80er Jahren gemessen wurden. So lag die mittlere SRP-Konzentration bei 115 % und die TP-Konzentration bei 114 %, bezogen auf den Phosphorgehalt des Referenzjahres 1986. Damit lag über eine Zeitspanne von fast 30 Jahren ein fällungsbedingter sehr niedriger Phosphorspiegel vor. Er führte zu einer deutlichen Zurückdrängung der schädlichen Cyanobakterien-Blüten und deutlichen Verbesserung der Badewasserqualität im Barleber See.

Entscheidend für den Erfolg einer Phosphorfällung im Gewässer ist ihr Langzeiteffekt. Massive Phosphorrücklösung aus dem Sediment oder hohe Phosphorimporte über die Zuflüsse können einen Langzeiterfolg verhindern. Der Erfolg einer Seenbehandlung mit Aluminiumsulfat hängt vor allem von der Reduzierung der P-Rücklösung aus dem Sediment ab.

Nach Sedimentation der Aluminiumhydroxid-Flocken kann eine deutliche Verringerung der internen P-Rücklösung aus dem Sediment erfolgen. Das konnte nach der einmaligen Fällmittelbehandlung 1986 im Barleber See sicher nachgewiesen werden. Während in den Sommermonaten 1986 unter anoxischen Verhältnissen in Grundnähe die P-Rücklösung zu SRP Konzentrationen von weit über 0,5 mg/l (Spitzenwert von 0,98 mg/l, 30.09.) führte, kam in den Folgejahren 1987 bis 2013 die interne P-Rücklösung fast vollständig zum Erliegen, obwohl beständig anaerobe Sauerstoffverhältnisse in Grundnähe während des sommerlichen Stagnationszeitraums ermittelt wurden. Die Unterbindung der internen Düngung muss als Hauptgrund für die ausgesprochene Langzeitwirkung dieser in-lake-Restaurierung angesehen werden. Neben der drastischen Senkung der Phosphorkonzentration kann eine Aluminiumapplikation auch zur Reduzierung schädlicher Cyanobakterien-Blüten führen. Im Barleber See führte die einmalige Aluminiumapplikation zu einer vollständigen Unterdrückung der diazotrophen Cyanobakterien in den 13 Folgejahren. Erst ab dem Jahr 2000 traten *Anabaena*- und *Aphanizomenon*-species in geringen Abundanzen wieder in Erscheinung. Cyanobakterien-Blüten in den Sommermonaten wurden nicht mehr beobachtet. Erst im Sommer 2016 traten wieder Cyanobakterien-Massenentwicklungen in Erscheinung, erstmals seit der Phosphorfällung.

Zur Einschätzung der für das Phytoplanktonwachstum entscheidenden Nährstofflimitations-bedingungen bezüglich der Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen spielt das N:P-Verhältnis eine entscheidende Rolle. So entspricht ein DIN:TP-Verhältnis von < 1,6 N-Limitation, ein DIN:TP-Verhältnis von > 1,6 P-Limitation. Ausgehend von diesen Verhältnissen lagen nach der Nährstoffausfällung im Barleber See überwiegend Bedingungen der P-Limitation vor. Das massive Auftreten von Dinophyceen in den Jahren 2000 bis 2005 wurde durch die Art *Ceratium hirundinella* bewirkt. Diese Dinophycee ist in der Lage, von der Oberfläche am Tag zum Metalimnion in der Nacht zu wandern und dabei P-reichere Horizonte aufzusuchen. Darüber hinaus kann *Ceratium hirundinella* durch die Aufnahme von Bakterien deren Zellphosphor nutzen und damit selbst unter sehr niedrigen pelagischen P-Konzentrationen dichte Populationen auszubilden. Somit ist erklärbar, warum gerade diese Phytoplanktonart unter den niedrigen Phosphorkonzentrationen so hohe Biomassen ausbilden konnte. Diese sehr voluminöse Art verringert allerding selbst bei Massenentwicklungen nicht die optische Klarheit des Wasserkörpers und verhinderte damit nicht die im Barleber See präsenten hohen sommerlichen Sichttiefen der vergangenen drei Jahrzehnte.

3.9. Kurze Zusammenfassung und Zwischenfazit

Die im Herbst 1986 durchgeführte Phosphorfällung mittels Aluminiumsulfat im Barleber See hat sich über einen sehr langen Zeitraum als sehr effektives Restaurierungsverfahren erwiesen. Damit wurden der P-Gehalt des Wasserkörpers maßgeblich gesenkt und schädliche Cyanobakterien-Blüten von 1987 bis 2014 unterbunden. Diese ausgesprochene Langzeitwirkung wurde mit einer Überschussfällung erreicht. Durch die Konditionierung und Versieglung des P-reichen Sediments durch $AL(OH)_3$-Flocken konnte die Phosphorfreisetzung (interne Düngung) in den Folgejahren stark reduziert werden. Somit wurde kein signifikanter Wiederanstieg der Phosphorkonzentration in dem gesamten Untersuchungszeitraum 1987 bis 2014 beobachtet. Erst im Jahr 2016 erfolgte ein deutlicher Anstieg des Phosphorgehaltes auf ein Niveau, das vor der Fällung 1986 nachgewiesen wurde. Vermutlich ist die im Zuge der Fällmittelapplikation deutlich gesteigerte P-Bindekapazität des Sediments nun erschöpft. Damit verbunden ist eine massive Freisetzung des im Sediment gebundenen Phosphors in der Stagnationsperiode. Dieser als „seeinterne Düngung“ bezeichnete limnologische Prozess führte zu einem drastischen Konzentrationsanstieg des produktionsentscheidenden Phosphors.

4. Charakterisierung der Nährstoffbelastung aus dem Sediment (interne Belastung) des Barleber Sees

4.1. Indikatoren für eine hohe interne Belastung

In vielen Standgewässern enthält das Sediment weitaus höhere Nährstoffmengen als das Freiwasser und kann somit unter ungünstigen Randbedingungen als einer starken Nährstoffquelle für das Gewässer fungieren. Diese Nährstoffbelastung durch die Sedimente wird als interne Belastung bezeichnet.

Im Barleber See wurden am 09.08.2017 (Tabelle 7), d.h. zum Zeitpunkt der massiven Cyanobakterien-Massenentwicklung, Nährstoffgehalte in verschiedenen Tiefen ermittelt. Der Eutrophierungs-relevante Nährstoff Phosphor stieg hierbei mit zunehmender Tiefe, d.h. mit zunehmender Nähe zum Sediment, erheblich an. Direkt über den Grund wurde eine Gesamt-Phosphorkonzentration von über 2000µg l^{-1} gemessen, was nahezu der achtfachen Menge an Gesamt-Phosphor an der Gewässeroberfläche entsprach. Diese ausgeprägten vertikalen Nährstoffgradienten sind typisch für hohe P-Freisetzungsraten des Sedimentes. Eine massive Freisetzung von Phosphor aus Sedimenten wird häufig mit dem Eintreten anoxischer Verhältnisse und den damit einhergehenden geringen Redoxpotential erreicht. Hierbei kommt es zur reduktiven Freisetzung Eisen-gebundener Phosphate aus dem Sediment (Hupfer & Lewandowski, 2008), was im Rahmen von P-Fraktionierungen oder gezielten Experimenten zur Messung der P-Freisetzungsraten (siehe unten) nachgewiesen werden kann. Typische Begleiterscheinungen dieser reduktiven P-Freisetzung aus dem Sediment sind anoxische Verhältnisse im Tiefenwasser und die Zehrung von Nitrat durch Denitrifikation. Sowohl der Sauerstoffverlust im Tiefenwasser (siehe Abbildung 11), als auch die Nitratzehrung sind im Barleber See deutlich ausgeprägt (Tabelle 7). Diese Beobachtungen und die stark erhöhten Nährstoffkonzentrationen über dem Seegrund kennzeichnen die interne Belastung als die wesentliche Phosphorquelle im Barleber See.

Tabelle 7: Konzentrationen von gelösten Nitrat, SRP, Silikat und Gesamtphosphor (TP) im Barleber See in verschiedenen Tiefen am 09.08.2017; die Angabe „nn“ bei Nitrat steht für „nicht nachweisbar“.

Tiefe (m)	NO_3-N (mg L^{-1})	SRP (mg L^{-1})	Si (mg L^{-1})	TP (mg L^{-1})
0,5	nn	0,111	0,22	0,278
5,0	nn	0,170	0,36	0,273
9,0	nn	1,732	4,31	2,170

Bei Vorliegen von Messwerten für den Phosphor-Gehalt in verschiedenen Tiefen können über die hypsografische Kurve des Gewässers Volumen-gewichtete Mittelwerte der Phosphorkonzentrationen errechnet werden. Diese ermöglichen die Berechnung der Gesamt-Phosphormenge im Wasserkörper des Barleber See. In der Abbildung 12 sind diese Gesamt-Phosphormengen für die vergangenen 20 Jahre dargestellt. Da im Zeitraum 2006 bis 2016 keine Tiefen-auflösenden Beprobungen durchgeführt worden sind, können für diesen Zeitraum keine Gesamt-Phosphormengen errechnet werden. Trotzdem zeigt sich in diesen Daten deutlich, dass der Barleber See im Zeitraum 1998 bis 2005 schwankende Gesamt-Phosphormengen zwischen 100 und 500 kg aufwies. Dies entspricht mittleren Konnzentrationen zwischen 15 und 70 mg m^{-3} TP. Im Jahr 2017 wurden hingegen Gesamt-

Phosphormengen vor 3000 kg erreicht. Dies entspricht einer mittleren Konzentration von über 400 mg m^{-3} TP. Diese Zahlen deuten darauf hin, dass die Sedimente des Barleber Sees im Sommer 2017 ein Gesamt-Phosphormenge von über 2,5t freigesetzt haben, die die Entstehung der Cyanobakterien-Massenentwicklung ermöglicht und die starke Eutrophierung des Barleber Sees induziert haben.

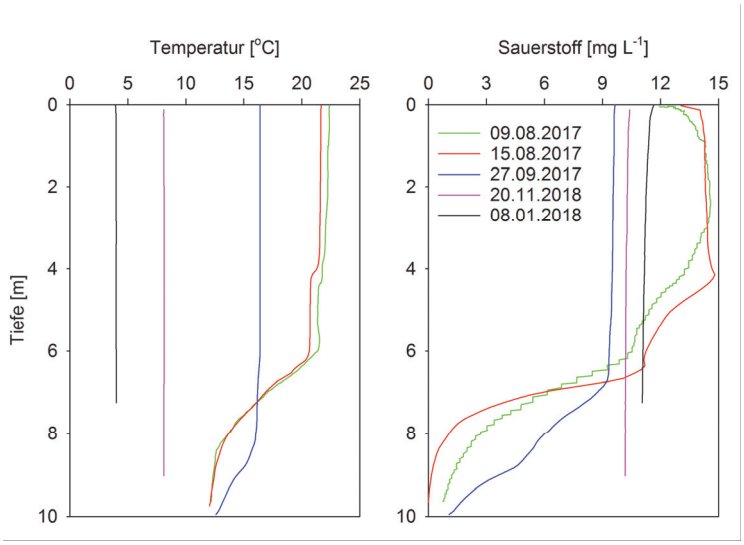

Abbildung 11: Vertikalprofile von Temperatur (links) und Sauerstoffkonzentration (rechts) im Barleber See zu verschiedenen Zeitpunkten der Jahre 2017 und 2018.

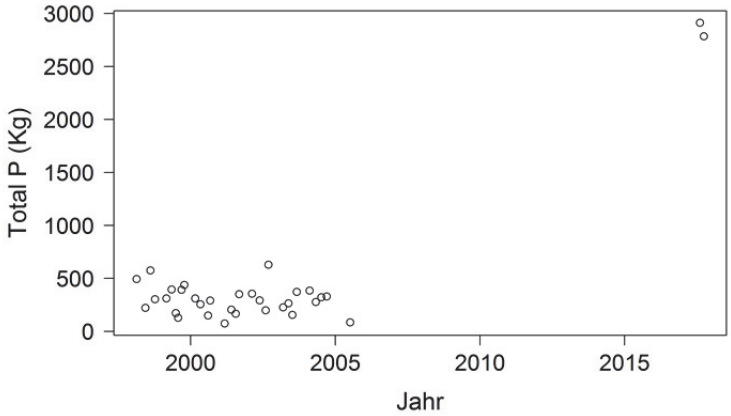

Abbildung 12: Errechnete, gesamte Phosphorgehalte im Barleber See in den vergangenen 20 Jahren

4.2.Phosphor-Fraktionierung der Sedimente des Barleber See

Die Sedimente des Barleber Sees zeigen in der obersten Schicht einen Phosphorgehalt von ca. 2.5 ‰ und einen organischen Anteil (gemessen als Glühverlust) zwischen 20% und 25% (Abbildung 13). Sowohl der Phosphoranteil, als auch der Anteil organischer Substanz ist in der obersten Schicht (0-1cm) deutlich höher als in den unteren Sedimentschichten. Die Ergebnisse charakterisieren den Barleber See als einen See mit einem verhältnismäßig hohen Anteil organischer Biomasse und einem durchschnittlichen Phosphorgehalt.

Die Fraktionierung der Sedimente nach Hupfer et al. (1995) ermöglicht die Erfassung der Bindungsformen des Phosphors. Im Kontext der internen Belastung spielt hierbei insbesondere der Eisen-gebundene Phosphor eine entscheidende Rolle, welcher in der Sediment-Fraktionierung durch die BD-P-Fraktion dargestellt wird. Dieser Eisen-gebundene Phosphor wird bei starkem

Sauerstoffschwund und den damit einhergehenden geringen Redoxpotential durch die Reduzierung von Fe^{3+} zu Fe^{2+} mobilisiert.

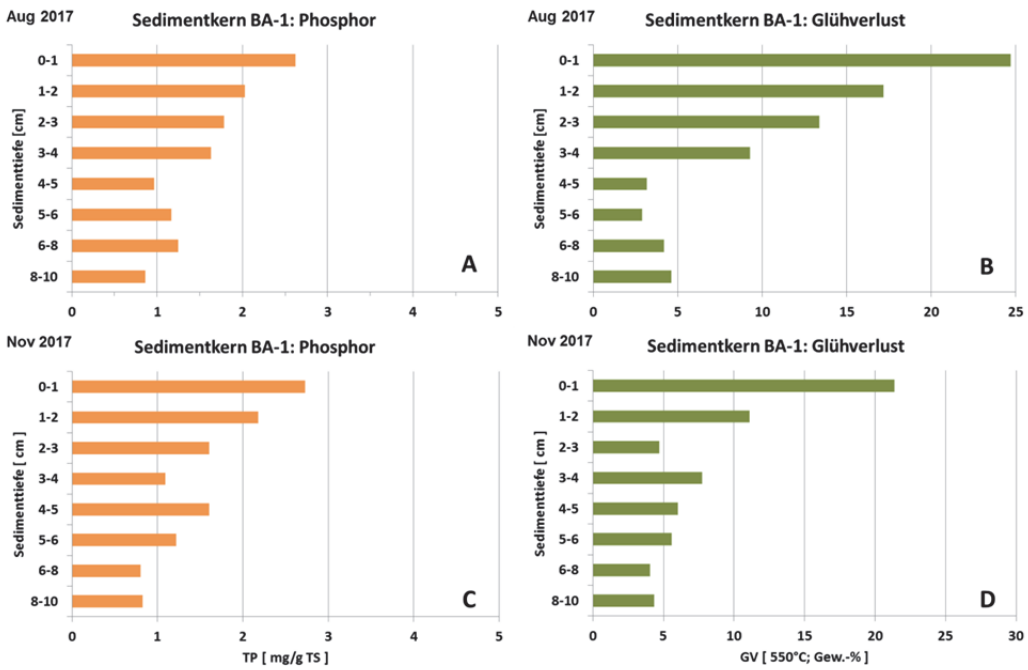

Abbildung 13: Phosphorgehalte (links) und Anteil organischer Substanz (gemessen als Glühverlust, rechts) in den oberen 10cm des Sedimentes im Barleber an der tiefsten Stelle (Probenahmestelle BA-1) bzw. in 7m Tiefe (Probenahmestelle BA-2). Die oberen beiden Grafiken zeigen die Verhältnisse zum Zeitpunkt der Cyanobakterien-Massenentwicklung (August 2017, siehe A und B) und zur Zirkulation im Herbst (November 2017, siehe C und D).

Im August 2017, zum Zeitpunkt der Cyanobakterien-Massenentwicklung, waren in der Nähe der tiefsten Stelle (Probenahmestelle BA-1) bzw. in 7m Wassertiefe (Probenahmestelle BA-2) zwischen 20% und 30% des enthaltenen Phosphor in der BD-P-Fraktion (siehe Abbildung 14). Die Sedimente in der Nähe der tiefsten Stelle zeigten erhebliche Anteile des enthaltenen Phosphors in den NaOH-Fraktionen, was als Aluminium-gebundener Phosphor interpretiert wird. Drei Monate später, im November 2017 während der herbstlichen Vollzirkulation, war der Anteil Eisen-gebundenen Phosphors um ca. 10% im Vergleich zum August angestiegen (in 7m Tiefe im Wesentlichen in der obersten Sedimentschicht). Dies ist eine zu erwartende Konsequenz der Volldurchmischung und dem damit einhergehenden Sauerstoffeintrag in die Wassersäule. Der Eintrag von Sauerstoff führt zur Oxidation des gelösten Eisens (Fe^{2+} zu Fe^{3+}), welches als Eisen(III)hydroxid ausfällt und den gelösten Phosphor adsorptiv bindet und somit in das Sediment zurück transportiert. Die Ergebnisse implizieren somit, dass rund 10% des Phosphors in den oberen Sedimentschichten reduktiv mobilisierbar sind und zur Eutrophierung des Gewässers somit einen beträchtlich Beitrag liefern.

4.3.Phosphor-Freisetzungsraten aus dem Sediment des Barleber Sees

Die verwendeten experimentellen Ansätze ermöglichen den Einfluss von Temperatur und Redoxbedingungen auf die Phosphor-Freisetzungsraten aus dem Sediment zu untersuchen. Die Ergebnisse (Abbildung 15) zeigen, dass unter anoxischen Bedingungen, d.h. bei geringem Redoxpotential, systematisch höhere Freisetzungsraten erreicht werden als unter oxischen Bedinungen (hohes Redoxpotential). Innerhalb des oxischen bzw. anoxischen Versuchsansatzes

treten höhere Freisetzungsraten bei höheren Temperaturen auf. Dies ist plausibel, da die antreibenden mikrobiologischen und geochemischen Prozesse stark temperaturabhängig sind.

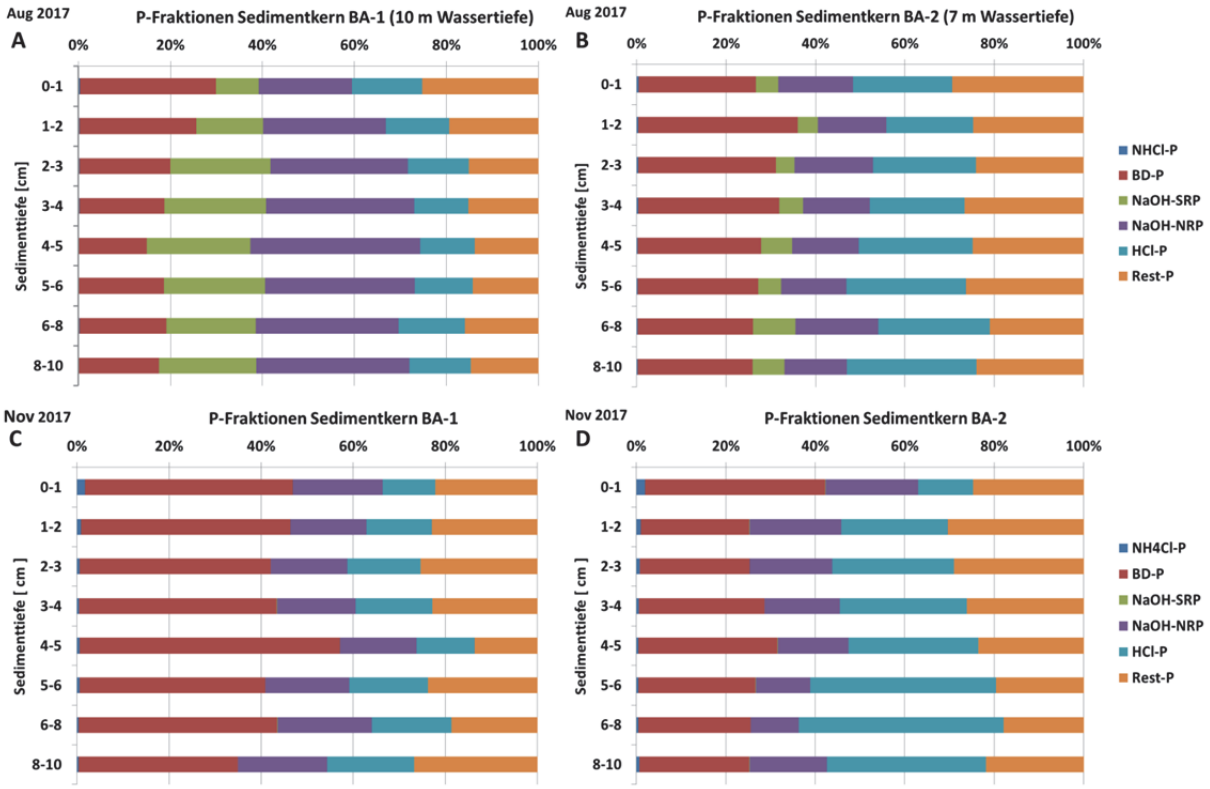

Abbildung 14: Ergebnisse der Phosphorfraktionierung der Sedimente des Barleber See im August 2017 (oben, zum Zeitpunkt der Cyanobakterien-Massenentwicklung) und im November 2017 (Herbst-Vollzirkulation, unten). Die Probenahmestellen BA-1 (links, siehe A und C) und BA-2 (rechts, siehe B und D) repräsentieren Sedimente von der tiefsten Stelle bzw. aus 7 m Tiefe.

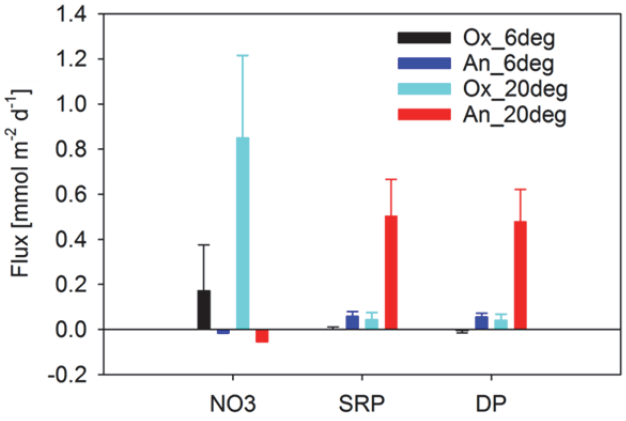

Abbildung 15: Freisetzungsraten aus dem Sediment des Barleber Sees für Nitrat, SRP und DP (gesamter gelöster Phosphor) in vier unterschiedlichen experimentellen Behandlungen (Ox=mit Sauerstoff, An=ohne Sauerstoff, 6deg=6°C, 20deg=20°C). Negative Werte bedeuten eine Abnahme der Konzentration im Überstandwasser.

Die stärksten Freisetzungsraten für Phosphor treten somit bei 20°C und anoxischen Bedingungen auf und betragen rund 0.50 mmol m^{-2} d^{-1}, was ungefähr 16 mg m^{-2} d^{-1} entspricht. Die Intensität der Rücklösung in diesem Ansatz ist ungefähr 10fach höher als in den anderen Ansätzen (Tabelle 8). Unter oxischen Bedingungen bleiben die Freisetzungsraten generell auf einem sehr geringen Niveau.

Tabelle 8: Freisetzungsraten (mmol m^{-2} d^{-1}) für gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Ammonium (NH_4), Nitrat (NO_3), gelöster reaktiver Phosphor (SRP) und gelöster Gesamtphosphor (DP), Mittelw = Mittelwert, Stdabw. = Standardabweichung.

	6°C, oxisch		6°C, anoxisch		20°C, oxisch		20°C, anoxisch	
	Mittelw	Stdabw	Mittelw	Stdabw	Mittelw	Stdabw	Mittelw	Stdabw
DOC	1,08	0,15	1,78	0,32	1,39	0,72	4,35	0,36
NH4	-0,23	0,02	0,34	0,33	-0,83	0,51	4,50	1,47
NO3	0,17	0,20	-0,02	0,00	0,85	0,37	-0,06	0,00
SRP	0,00	0,01	0,06	0,02	0,04	0,03	0,50	0,16
DP	-0,00	0,01	0,06	0,02	0,04	0,03	0,48	0,14

Die Stickstoffkomponenten Ammonium und Nitrat zeigen in den Experimenten entgegengesetzte Muster. Während Ammonium im oxischen Milieu durch Nitrifikation abnimmt, erfolgt im anoxischen Milieu eine Anreicherung durch die fortschreitende Mineralisierung organischer Substanz. Nitrat wird dementsprechend im oxischen Milieu in Folge der Nitrifikation angereichert, nimmt im anoxischen Milieu aber durch Denitrifikation ab. Bei höheren Temperaturen sind die Umsatzraten der Stickstoffkomponenten entsprechend höher als bei geringen Temperaturen.

4.4.Zwischenfazit: Interne P-Belastung im Barleber See

Der Barleber See zeigt eindeutige Kennzeichen einer starken internen Belastung. Im Jahr 2017 wurden zusätzlich rund 2.5t Phosphor in das Freiwasser eingetragen. Als Quelle für diesen hohen Nährstoffeintrag ist das Sediment anzusehen. Stark zunehmende Phosphorkonzentration mit zunehmender Tiefe, d.h. Nähe zum Sediment, im Sommer sind hierfür ein erstes sicheres Indiz. Weitere Untersuchungen an den Sedimenten unterstützen die Aussage, dass die interne Belastung für den starken Anstieg der Phosphorkonzentration verantwortlich ist.

Das Sediment des Barleber Sees zeigt mit rund 17 mg m^{-2} d^{-1} hohe Phosphor-Freisetzungsrate unter anoxischen Bedingungen. Im internationalen Vergleich ist diese gemessene Phosphor-Freisetzungsrate eine vergleichsweise hohe Rate (Orihel et al. 2017) und besitzt ein starkes eutrophierendes Potential. Die Umweltbedingungen, die eine hohe Phosphorfreisetzung im Experiment erzeugen (erhöhte Temperatur, kein Sauerstoff, geringes Redoxpotential) werden im Tiefenwasser des Barleber Sees im Sommer erreicht und befördern somit eine starke Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment. Wenn die ermittelte Phosphor-Freisetzungsrate von rund 16 mg m^{-2} d^{-1} auf die Gesamtfläche (rund 100 ha) des Barleber See extrapoliert wird, ergibt sich eine tägliche Freisetzung von 16Kg, was ungefähr einer halben Tonne Phosphor pro Monat entspricht. Es ist davon auszugehen, dass die reale Freisetzung im Gewässer räumlich stark heterogen ausgeprägt ist und somit eine Extrapolation auf die Gesamtfläche mit großen Unsicherheiten versehen ist. Daher ist es nicht verwunderlich, dass die experimentell ermittelte Phosphor-Freisetzung quantitativ nicht deckungsgleich mit der gefundenen Zunahme um 2.5t Phosphor ist. Vermutlich ist die Phosphorfreisetzung aus den in tieferen Bereichen des Sees liegenden Sedimenten wesentlich höher als aus den Sedimenten der Probenahmestelle BA-3.

Eine geochemische Fraktionierung des Phosphors im Sediment zeigt ebenfalls einen hohen Anteil reduktiv freisetzbaren Phosphors (Eisen-gebundener Phosphor, BD-Fraktion). Während die Sedimente im Sommer reduktiv lösbaren Phosphor in die Wassersäule entlassen, werden in der

Volldurchmischung die Phosphorgehalte des Sedimentes durch den Export aus dem Freiwasser wieder aufgefüllt. Die reduktiv freisetzbare, d.h. mobilisierbare Phosphormenge beträgt laut vorliegenden Ergebnissen ca. 10% des Gesamtphosphors in den obersten Sedimentschichten. Unter der Annahme, dass nur der oberste Zentimeter des Sedimentes an der Freisetzung beteiligt ist und der Phosphoranteil im Sediment rund 2,5‰ bis 3.0‰ beträgt, ergeben sich etwa 25-30 g Phosphor pro Quadratmeter (Annahme: Dichte =1Kg l^{-1}). Bei Freisetzung von 10% dieser Masse ergeben sich für die Gesamtfläche des Barleber Sees (rund 100ha) eine Gesamtfreisetzung von rund 2,5-3,0t Phosphor. Dies entspricht den Beobachtungen.

Zusamenfassend ergibt sich ein klares Bild: Die starke Zunahme der Phosphorkonzentration im Barleber See im Jahr 2017 lässt sich durch die interne Belastung, d.h. der reduktiven Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment, vollständig erklären.

5. Bewertung der Entwicklung der Wasserqualität des Barleber Sees in den kommenden Jahren und mögliche Handlungsoptionen für eine Verbesserung der Wasserqualität

5.1. Aktuelle Belastungssituation

Der Barleber See ist ein hoch eutrophes Gewässer, seine hohe Phosphorkonzentration befördert das Auftreten von Cyanobakterien-Massenentwicklungen. Aufgrund vergleichsweise geringer Konzentrationen gelösten anorganischen Stickstoffs (im Hochsommer 2017 unterhalb der Nachweisgrenze) werden hierbei Stickstoff-fixierende Cyanobakterien (diazotrophe Cyanobakterien, z.B. Gattung *Anabaena*) bevorteilt. Aus Hauptquelle für den Phosphor im Freiwasser ist das Sediment anzusehen (interne Belastung). Der See ist damit in seinen Zustand vor der Sanierung im Jahr 1986 (Phosphorfällung durch Aluminiumsulfat) zurück gesprungen.

Gleichwohl die interne Belastung als Quelle für den Phosphor im Freiwasser sicher identifiziert werden konnte, bleibt unklar, warum ca. 30 Jahre nach der Sanierung der positive Effekt der damaligen Aluminiumsulfat-Anwendung zum Erliegen gekommen ist. Die Phosphorbindungskapazität der eingebrachten Aluminiumsulfatmenge ist natürlich begrenzt und scheint mittlerweile aufgebraucht worden sein. Die Herkunft bzw. Quelle der Phosphormengen, die zur Erschöpfung dieser Bindungskapazität geführt haben, bleibt ebenfalls unklar und könnte nur durch weiterführende, sehr aufwändige Untersuchungen geklärt werden. Die in Frage kommenden Belastungskomponenten werden im Folgenden kurz diskutiert und hinsichtlich ihrer Bedeutung bewertet:

- **Diffuser P-Eintrag aus dem Einzugsgebiet**: Ein diffuser Eintrag aus dem Einzugsgebiet ist im größeren Maßstab nicht vorstellbar, da der See über keine Zuflüsse verfügt. Ein Eintragspfad über das Grundwasser (siehe unten) ist aber denkbar.
- **Atmosphärische Deposition**: Messungen des LAU Halle quantifizieren die atmosphärische Deposition (Messtelle Rappbodetalsperre) mit 0.26 kgP ha^{-1} a^{-1}, Messungen von Meinikmann et al. (2015) am Arendsee ergaben einen ungefähr doppelt so hohen Wert von 0.58 kgP ha^{-1} a^{-1}. Übertragen auf die Fläche des Barleber Sees (rund 100ha) ergeben sich somit jährliche Belastungen zwischen 26 kgP a^{-1} und 58 kgP a^{-1}. Diese Menge ist verhältnismäßig klein und unkritisch und kann durch das natürlich Retentionsverhalten von Seen festgelegt werden.

- **Phosphoreintrag durch Badebetrieb**: Im Barleber See sind jährlich rund 100.000 Badegäste (Schätzungen der Stadt Magdeburg, Frau Richter) zu erwarten. Laut Schulz (1981) kann der P-Eintrag durch Schwimmer mit 9,4g pro 100 Badegäste abgeschätzt werden. Dies entspricht eines jährlichen Phosphor-Eintrags von rund 10 Kg Phosphor, was ebenfalls vernachlässigbar ist.
- **Eintrag über das Grundwasser**: Bei hohen Phosphor-Konzentrationen im Grundwasser und entsprechender Durchströmung kann ein bedeutender Phosphor-Eintrag in Gewässer realisiert werden (Meinikmann et al. 2015). Es liegen keine Messwerte zur Phosphorkonzentration in dem umliegenden Grundwasser vor, sodass keine quantitativen Einschätzungen vorgenommen werden können. Neben dem direkten Eintrag des Phosphors aus dem Grundwasser ist auch die einfache Durchspülung der Seesedimente durch einen Grundwassereinstrom ein denkbarer Eintragspfadwäre, denn hierbei können abgelagerte Phosphordepots aus tieferen Sedimentschichten bzw. mit Phosphor angereichertes Porenwasser in den Seewasserkörper eingetragen werden. Obwohl diese Transportprozesse plausible Eintragspfade darstellen, existiert hierfür keine empirische Evidenz und sie verbleiben somit spekulativ. Wenn diese Prozesse aber im großen Maßstab wirksam wären, sollte auch eine Eutrophierung im benachbarten Barleber See II feststellbar sein. Dies ist in den Untersuchungen seitens des LHW jedoch nicht feststellbar. Der Barleber See II weist nur mittlere Phosphorkonzentrationen auf und hat verhältnismäßig hohe Sauerstoffkonzentrationen über dem Sediment[2]. Er bildet keine Cyanobakterien-Massenentwicklungen aus und zeigt somit einen systematisch anderen Zustand wie der Barleber See I. Dies spricht gegen einen starken Phosphoreintrag aus dem Grundwasser. Eine Prüfung der Bedeutung des Grundwasser-Einflusses erfordert aufwändige und langfristige Untersuchungen.
- **Eintrag über Wasservögel**: Enten und Gänse, die terrestrische Nahrung konsumieren und Kot in Gewässer eintragen, können zu spürbaren Nährstoffeinträgen führen. Im Barleber See sind aber verhältnismäßig wenige Wasservögel zu beobachten und dieser Eintragspfad kann als nicht relevant eingestuft werden.
- **Einträge aus dem Siedlungsbereich**: Häusliches Abwasser ist besonders reich an Phosphor (in der Regel TP > 10 mg l^{-1}) und hat daher ein sehr hohes Eutrophierungspotential. Eine Erfassung und Prüfung der Abwasser-seitigen Belastungssituation im Umfeld des Barleber Sees sollte realisiert werden. Als weitere Belastungskomponenten kommen ggf. auch illegale Einleitungen (zB alte Sickergruben) oder Altlasten (belastete Bodenkörper) in Frage. Es liegen keine Erkenntnisse zu diesen Punkten vor und demnach können sie nicht ausgeschlossen werden.

5.2.Einschätzung der weiteren Entwicklung der Wasserqualität

Die Eutrophierung des Barleber Sees ist voraussichtlich ein ohne weiteres nicht umkehrbarer Prozess. Die großen Phosphormengen, die für die Eutrophierung verantwortlich sind, sind in den oberen Sedimentschichten deponiert und können jedes Jahr durch das Eintreten von anoxischen Verhältnissen wieder mobilisiert werden. Der dadurch freigesetzte Phosphor befördert im Hochsommer das Aufkommen von Cyanobakterien-Massenentwicklungen.

[2] Durch den laufenden Einluss der Kieswäsche sind aber auch Güte-verbessernde Effekte denkbar, zB Bindung von Phosphor an tonige Trübstoffe.

Nach jetzigem Kenntnisstand wird sich der Zustand des Barleber See im Jahr 2017 auch in den Folgejahren einstellen. Die gegenwärtigen Gewässernutzungen (Freizeitnutzung und Badebetrieb) werden hierdurch in Zukunft nur mit großen Einschränkungen möglich sein. Eine Umkehrung dieser Entwicklung bedarf einer erheblichen Senkung des Phosphorgehaltes im Freiwasser bzw. einer signifikanten Reduktion der internen Belastung.

5.3.Handlungsoptionen für die Gewässerbewirtschaftung

Der Handlungsbedarf am Barleber See zur Aufrechterhaltung seiner Funktion als Badegewässer liegt auf der Hand. Das Aufkommen von Cyanobakterien-Massentwicklungen sollte verhindert werden und hierfür eine effektive und nachhaltige Strategie entwickelt werden. Da Planung und Umsetzung möglicher Handlungsoptionen sowohl Zeit als auch finanzielle Ressourcen benötigt, werden Handlungsoptionen und Empfehlungen für die kurzfristige, mittelfristige und langfristige Gewässerbewirtschaftung separat dargestellt

Kurzfristige Bewirtschaftung:

Es muss kurzfristig (z.B. Sommer 2018) wieder mit Cyanobakterien-Massenentwicklungen gerechnet werden. Demnach sollten Konzepte implementiert werden, die die Aufrechterhaltung des Badebetriebes unter geringen Risiken sicherstellen sollten. Folgende Empfehlung können ausgesprochen werden:

- Aufstellung von ausreichenden Duschmöglichkeiten zur Reinigung der Badenden nach dem Schwimmen im Barleber See
- Adäquate Information der Badegäste bei Cyanobakterien-Massenentwicklungen.
- Etablierung eines Monitorings der Blaualgentoxine. Dies wird vom Umweltbundesamt durchgeführt und kann über den LHW implementiert werden, erste Erfahrungen wurden bereits 2017 hierzu gesammelt. Bei Auftreten von Toxin-produzierenden Cyanobakterien bzw. kritisch erhöhten Konzentrationen von Cyanobakterien-Toxinen, ist das Aussprechen eines Badeverbotes angeraten.
- Als Handlungsempfehlung für das Aussprechen von Badeverboten sollte die amtliche Mitteilung „Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakerien-Toxinen“ (Bundesgesundheitsblatt 2015, 58: 908-920) genutzt werden.

Mittelfristige Bewirtschaftung:

Zur Verbesserung der unbefriedigenden Wasserqualität und Zurückdrängung der schädlichen Cyanobakterien ist eine deutliche Senkung des Phosphorgehaltes im Barleber See unabdingbar. Nur über die Begrenzung dieses Makronährelements können Massenentwicklungen blütenbildender Cyanobakterien verhindert und damit die Wassergüte des Erholungsgewässers deutlich verbessert werden. Das natürliche Selbstreinigungspotential des Gewässers ist mit den hohen Phosphorkonzentrationen überlastet und es bedarf eines steuernden Eingriffs, um den Phosphorgehalt des Gewässers zu reduzieren. Aus den vorhergehenden Ausführungen geht hervor, dass hier insbesondere eine Verminderung der internen Belastung erreicht werden muss. In der angewandten Limnologie stehen hierfür unterschiedliche Maßnahmen zur Verfügung, die mit ihren Vor- und Nachteilen in der Tabelle 9 kurz vorgestellt werden. Im Sinne einer kostengünstigen und langfristig wirksamen Behandlung erscheint die Durchführung einer Phosphorfällung auf Basis von Aluminiumsalzen als Verzugslösung und kann daher als Empfehlung formuliert werden:

- Durchführung einer Phosphorfällung (als Überschussfällung) mittels Alumiminiumsalzen (PAC oder Aluminiumsulfat) zur Entfernung des Phosphors aus der Wassersäule und langfristigen Bindung im Sediment sowie der Begrenzung der internen Belastung

Tabelle 9: Unterschiedliche Verfahren zur Wassergüteverbesserung im Barleber See mit Vor- und Nachteilen der einzelnen Maßnahmen. Bei den Fällungs-basierten Verfahren wurden lediglich die häufig verwendeten Fällmittel Eisen, Aluminium und Benthophos adressiert und auf die Vorstellung weiterer Fällmittel verzichtet.

Maßnahme	Vorteile	Nachteile
Sedimentberäumung durch Ausbaggern	Belastete Sedimente sind vollständig zu entfernt	Entsorgung des Baggerguts problematisch, extrem hohe Kosten
Sauerstoffeintrag in das Tiefenwasser durch Belüftung mit Luft	Unterbindung der reduktiven P-Mobilisierung, positive Wirkung des Sauerstoff auf Biota	Anwendung jedes Jahr notwendig (laufende Kosten), geringe Nachhaltigkeit und Destratifikation des Gewässers
Sauerstoffeintrag in das Tiefenwasser durch Belüftung mit Reinsauerstoff	Siehe oberen Punkt	Siehe oberen Punkt, aber höhere laufende Kosten und dafür keine Destratifikation
Phosphorfällung mit Eisensalzen	Entfernung des Phosphors aus der Wassersäule, billiges Fällmittel	Gebundener Phosphor ist weiterhin reduktiv lösbar; im Barleber See daher nicht effektiv
Phosphorfällung mit Aluminiumsalzen (PAC, Aluminiumsulfat)	Entfernung des Phosphors aus der Wassersäule und gesteigerte Phosphorbindekapazität des Sedimentes, Phosphor nicht reduktiv lösbar, moderater Preis	Eintrag von Aluminium in das Gewässer, Senkung des pH-Wertes (beides im Barleber See nicht problematisch)
Phosphorfällung mit Lanthan-haltigen Tonmineralen (Benthophos, Phoslock)	Entfernung des Phosphors aus der Wassersäule und gesteigerte Phosphorbindekapazität des Sedimentes, Phosphor nicht reduktiv lösbar,	Eintrag von Lanthan, Phosphorbinde-Kapazität schlechter als bei Aluminium (Gibbs et al 2011; Lopata et al 2007), hoher Fällmittelbedarf, hoher Preis des Fällmittel
Elemination von Cyanobakterien durch Ultraschall	Massnahme ohne Chemikalieneintrag	Hohe Energiebedarf, Anwendung für *Anabaena* nicht getestet, Bekämpfung von Symptomen anstelle von Ursachen

Eine Phosphorfällung mittels Aluminiumsalzen dient sowohl zum Entfernen des gelösten Phosphors aus dem Freiwasser, als auch zur Abdeckung des Sedimentes („sediment capping“) um den Phosphor-Flux aus dem Sediment zu senken. Beide Effekte sind in der Gewässerrestaurierung gewünscht und daher wird das verwendete Aluminium in der Regel deutlich überdosiert, d.h. es wird mehr Aluminium zugeführt als rein rechnerisch zur Entfernung des Phosphors aus der Wassersäule notwendig wäre. Diese Vorgehensweise wird als Überschussfällung bezeichnet und wurde bereits

1986 erfolgreich am Barleber See angewendet. Je stärker hierbei die Überdosierung ist, desto stärker ist der Effekt des „Sediment capping“. Im Falle des Barleber Sees empfiehlt sich ein Dosis von 45 mg Al^{3+} m^{-2} entsprechend den Erkenntnissen von Huser et al, (2016). Dies entspricht rund 45t Al^{3+} für den gesamten See.

Aluminiumsulfat und PAC, die beiden am häufigsten verwendeten Aluminiumverbindungen in der Gewässerrestaurierung, sind Säuren und wirken daher pH-Wert absenkend. Bei schlecht gepufferten Seen kann die Anwendung daher zu starken pH-Senkungen führen, die Massensterben von Organismen auslösen können. Vorexperimente mit Wasser des Barleber Sees zeigen, dass bei einer Anwendung von 15 mg Al^{3+} l^{-1}, was ungefähr der dreifachen Menge der geplanten Flächendosierung von 45 mg Al^{3+} m^{-2} entspricht, der pH-Wert nicht unter 6.5 sinkt (Abbildung 16). Bei einer gleichmäßigen Verteilung der Flächendosierung von 45 mg Al^{3+} m^{-2}, d.h. einer zu erwartenden Aluminiumkonzentration von ca 6,5 mg Al^{3+} l^{-1} würde der pH-Wert auf 7 sinken. Dies entspricht neutralen pH-Verhältnissen. Eine negative Beeinflussung des Sees durch pH-Absenkung im Rahmen einer Aluminium-Anwendung kann somit ausgeschlossen werden. Die Experimente verdeutlichen auch die effektive und vollständige Entfernung des gelösten Phosphors (Abbildung 16) durch die Aluminiumzugabe (bereits bei rund 2 mg Al^{3+} l^{-1}).

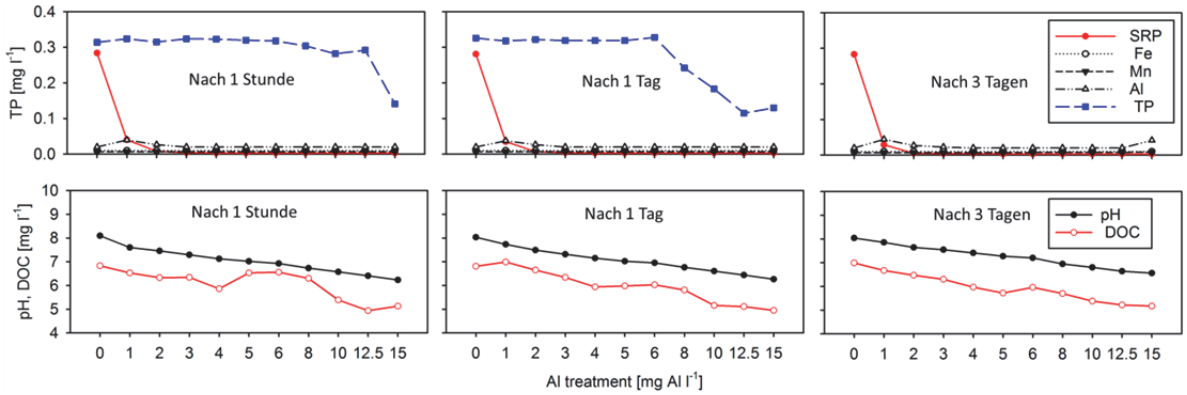

Abbildung 16: Ergebnisse zur Phosphor-Elemination (und weitere Ionen) und pH-Wert-Änderung bei Zugabe unterschiedlicher Aluminiummengen in Wasser aus dem Barleber See.

Die Anwendung bzw. Ausbringung von Aluminiumsalzen in Gewässer ist aus Sicht des Umweltschutzes bei fachlich korrekter Anwendung unbedenklich. Aluminium ist nach Sauerstoff und Silizium das dritthäufigste Element der Erdkruste und damit das häufigste Metall in unserer Umwelt. Aluminium ist Bestandteil von Tonmineralen und somit im Boden und Sedimenten ubiquitär verbreitet. In der wasserwirtschaftlichen Praxis kommen Aluminiumsalze auch bei der Trinkwasseraufbereitung und bei der Abwasserreinigung zum Einsatz. Frei gelöstes Aluminium (Al^{3+}) ist zwar toxisch und beispielsweise in der Trinkwasserverordnung mit einem Grenzwert versehen (0.2 mg L^{-1}), kommt aber in dieser Form im Gewässer unter normalen pH-Bedingungen (pH 5...8) nicht vor. Das im Rahmen einer Sanierung in einen See eingebrachte Aluminium bildet im Wasser sofort das nahezu unlösliche Aluminiumhydroxid und fällt aus. Dieses weiße Ausfällungsprodukt bildet im Gewässer Flocken, die sich innerhalb weniger Stunden bis Tage auf den Seegrund absetzen und hierbei die gewünscht adsorptive Wirkung entfalten. Aluminiumhydroxid ist ein hocheffektives Adsorptionsmittel für Phosphor und wird daher als solches in der Seensanierung und der Abwasserreinigung eingesetzt.

Der Kostenrahmen für eine Phosphorfällung mit Aluminiumsalzen ist schwierig einzuschätzen. Neben den reinen Kosten für Fällmittel, Ausbringtechnik und Ausbringung, fallen zusätzliche Kosten an für

Planung, für die Einhaltung möglicher Auflagen seitens des Gewässerschutzes sowie ggf. für die Durchführung von Voruntersuchungen und einer Erfolgskontrolle. Als Dauer für die Durchführung einer Fällung sind Zeiträume von 4-8 Wochen vorzusehen. Ein günstiger Zeitpunkt für die Durchführung einer Fällung wäre der Spätherbst oder das zeitige Frühjahr anzusehen.

Langfristige Bewirtschaftung:

Nach einer Entfernung von Phosphor aus der Wassersäule (z.B. durch eine Nährstofffällung) sollte die Gewässerbewirtschaftung eine Stabilisierung des restaurierten, guten Gewässerzustandes unterstützen. Eine besondere Funktion kommt hierbei der Sedimentoberfläche zu. Im naturnahen Zustand in den 60er Jahren des vergangenen Jahrhunderts und auch nach der erfolgreichen Phosphorfällung im Jahr 1986 war die Sedimentoberfläche mit Makrophyten besiedelt. Im nährstoffarmen Zustand dominierten hier Characeen. Diese Pflanzendecke ist ein natürlicher und hoch effektiver Schutz gegen starke interne Belastungen. Die Makrophyten stabilisieren das Sediment und vermindern die Anfälligkeit gegenüber Resuspension, sie binden Nährstoffe in Ihrer eigenen Biomasse und sie produzieren Sauerstoff, der zur Erhaltung eines hohen Redoxpotentials beiträgt. Aus limnologischer Sicht ist eine flächendeckend ausgeprägte Makrophytendecke ein Garant für eine gute Wasserqualität und verminderte planktische Primärproduktion. Die langfristige Bewirtschaftung sollte daher die Ausbildung einer Makrophytendecke unterstützen.

Eine stabile Makrophytenbesiedlung im Gewässer wird durch zwei Faktoren begünstigt:

1. Gute Lichtverhältnisse am Gewässergrund, die die Keimung der Makrophyten im Frühjahr ermöglichen. Dies setzt voraus, dass die Biomasse des Phytoplanktons einen kritischen Wert nicht übersteigt, da ansonsten das gesamte Lichtdargebot in der Wassersäule absorbiert wird und der Seegrund dunkel bleibt. In der Praxis bedeutet dies, dass die Konzentration an Phosphor begrenzt sein sollte (schätzungsweise TP <50 µg l^{-1}). Dieses Kriterium ist nach Durchführung einer Nährstofffällung erfüllt.
2. Stabile Sedimentverhältnisse, die eine Etablierung der Makrophytendecke ermöglichen. In dieser Hinsicht wirken stark wühlende Fischarten negativ auf die Stabilisierung der Sedimentverhältnisse. Große Cypriniden-Arten wie der Blei (Abramis brama) oder Karpfen (Cyprinus carpio) wirbeln bei ihrer Futtersuche das Sediment stark auf und unterbinden eine Etablierung der Makrophyten (Breukelaar 1994, Sondergaard et al 2008). Eine Vermeidung dieser Fischarten ist in der fischereilichen Bewirtschaftung zu berücksichtigen.

Um eine die Wasserqualität fördernde Fischartengemeinschaft im Barleber See zu erreichen, ist in Zusammenarbeit mit dem Pächter der Fischereirechte eine Bestandserfassung zu erreichen und eine entsprechende langfristige Besatzstrategie zu entwickeln. Im Detail wird daher empfohlen:

- Durchführung einer Bestanderfassung der aktuellen Fischartengemeinschaft im Barleber See hinsichtlich Biomasse und Artenzusammensetzung
- Gegebenenfalls eine gezielte Entnahme ungewünschter Fischarten wie Blei oder Karpfen
- Unterbindung von Besatzmassnahmen mit diesen Fischarten und stattdessen ein Besatz mit geeigneten Raubfischen (Hecht, Zander), die einen erhöhten Fraßdruck auf diese Friedfische ausüben und die natürlich Reproduktion dieser Fischarten begrenzen.

Die Langzeitwirkung einer Phosphorfällung ist ein weiterer wichtiger Aspekt der Gewässerbewirtschaftung. Die durchgeführte Phosphorfällung vom Jahr 1986 hatte eine Wirkung

von 30 Jahren, was im internationalen Maßstab durchaus als langfristig erfolgreiche Maßnahme bezeichnet werden kann. Um eine vergleichbar lange Wirkung oder gar eine noch längere Wirkung zu erreichen, müssen die Phosphoreinträge in den See minimiert werden. In diesem Kontext wäre es vorteilhaft, eine Quantifizierung aller Einträge zu erarbeiten. Dies ist vor allem bezüglich der Grundwasser-seitigen Einträge und bezüglich möglicher Altlasten aus dem Siedlungswasserbereich von Interesse (siehe oben). Die Phosphoreinträge aus diesen beiden Eintragspfaden sind schwer zu quantifizieren und mit einem erheblichen Aufwand verbunden. Trotzdem werden beide Punkte als Empfehlungen hier mit eingebracht:

- Untersuchung der Phosphorkonzentrationen im umliegenden Grundwasserkörper des Barleber Sees durch mehrfache Beprobung in einer geeigneten räumlich-zeitlichen Auflösung. Ebenfalls müssen die Grundwasser-seitigen Strömungsverhältnisse ermittelt werden, um den effektiven Transport Grundwasser-seitigen Phosphors zu quantifizieren. Dies sollte den Wasserstand der Elbe berücksichtigen (z.B. Vergleich mittleres Niedrigwasser mit Hochwasser).
- Analyse von potentiellen Phosphoreinträgen aus dem umliegenden Siedlungsbereich. Da die umliegenden Siedlungsbereiche Abwasser-seitig vollständig angeschlossen sind und die Infrastruktur dem Stand der Technik entspricht, sollte hier insbesondere die Analyse von potentiellen Altlasten erfolgen. Dies können z.B. alte Sickergruben sein, die entweder noch befüllt sind oder illegal betrieben werden oder auch historisch belastete Bodenbereiche, die hohe Phosphormengen beinhalten und mobilisieren. Ggf geben hier detaillierte Grundwasser-Beprobungen Aufschluss und helfen bei der Lokalisierung von potentiellen Risikoflächen.

6. Literatur

Bahr, K., Dumke, R., Klapper, H. & Schultze, M. 1989: Anwenderrichtlinie für die Phosphatfällung im Gewässer. Herausg. Min. f. Umweltschutz u. Wasserwirtschaft, Berlin.

Bauch, G. 1953: Der Barleber See. Mitteilungen für Naturkunde und Vorgeschichte. Aus dem Museum für Kulturgeschichte in Magdeburg. 3(17): 173-183.

Breukelaar, A. W., Lammens, E. H., Breteler, J. G. K. & Tatrai, I. 1994: Effects of benthivorous bream (Abramis brama) and carp (Cyprinus carpio) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. Freshwater Biology 32*:* 113-121

Dadi, T., Völkner, C., Koschorreck, M**.**, (2015): A sediment core incubation method to measure the flux of dissolved organic carbon between sediment and water. J. Soils Sediments, 15: 2350 – 2358.

DIN ISO 10694 (1996): Soil quality - Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis) (ISO 10694:1995). Beuth Verlag, Berlin, Germany

DIN EN ISO 6878 (2004): Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004); Deutsche Fassung EN ISO 6878:2004. Beuth, Berlin.

DIN 38414-2 (1985): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Bestimmung des Wassergehaltes und des Trockenrückstandes bzw. der Trockensubstanz (S2). Beuth, Berlin.

DIN 38414-3 (1985): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Bestimmung des Glührückstandes und des Glühverlustes einer Schlammprobe (S3). Beuth, Berlin.

DIN 38414-12 (1986): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Bestimmung von Phosphor in Schlämmen und Sedimenten (S12). Beuth, Berlin.

DIN EN 1484 (1997): Wasseranalytik - Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC); Deutsche Fassung EN 1484-1997.

DIN EN ISO 10304-2 (1995): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der gelösten Anionen mittels Ionenchromatographie - Teil 2: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Nitrat, Nitrit, Orthophosphat und Sulfat in Abwasser (ISO 10304-2:1995); Deutsche Fassung EN ISO 10304-2:1996Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat (ISO 10304-1:2007); Deutsche Fassung EN ISO 10304-1:2009.

DIN EN ISO 11885 (1997): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von 33 Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ISO 11885:1996); Deutsche Fassung EN ISO 11885:1997.

DIN EN ISO 13395 (1996): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Nitritstickstoff, Nitratstickstoff und der Summe von beiden mit der Fließanalytik (CFA und FIA) und spektrometrischer Detektion (ISO 13395:1996); Deutsche Fassung EN ISO 13395:1996.

Dolman, A. M., Mischke, U. & Wiedner, C. 2016: Lake-type specific seasonal patterns of nutrient limitation in north German lakes and target nitrogen and phosphorus concentrations for a good ecological status. Freshwater Biology. 61: 444-456.

Hupfer, M., R. Gächter, R. Giovanoli (1995): Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. Aquatic Sciences, 57: 305 – 324.

Hupfer, M. & Lewandowski, J. 2008: Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments - a long-lasting paradigm in limnology. International Review of Hydrobiology 93: 415-432

Gibbs, M. M., Hickey, C. W. & Özkundakci, D. 2011: Sustainability assessment and comparison of efficacy of four P-inactivation agents for managing internal phosphorus loads in lakes: sediment incubations. Hydrobiologia 658: 253-275.

Huser, B. J., Egemose, S., Harper, H., Hupfer, M., Jensen, H., Pilgrim, K. M., Reitzel, K., Ryding, E. & Futter, M. 2016: Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. Water Research. 97: 12-132.

Klapper, H., 1991: Control of Eutrophication in Inland Waters. Ellis Horwood Limited, Chichester.: 1-337.

Lohr, S. (2014): Auswirkung von Temperatur- und Redoxänderungen auf den Austrag von Phosphor aus Sedimenten der Talsperre Bautzen anhand von Laborexperimenten. Bachelorarbeit, 58 S., Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

Lopata, M., Gawronska, H. & Brzozowska, R. 2007: Comparison of the effectiveness of aluminium and lantan coagulants in phosphorus inactivation. Limnological Review 7: 247-253

Meinikmann, K., Hupfer, M. & Lewandowski, J. 2015: Phosphorus in groundwater discharge - A potential source for lake eutrophication. Journal of Hydrology 524: 214 – 226.

Ogdahl, M.E., A.D. Steinman und M.E. Weinert (2014): Laboratory-determined phosphorus flux from lake sediments as a measure of internal phosphorus loading [online]. *Journal of visualized experiments : JoVE*, (85). ISSN 1940-087X. Verfügbar unter: doi:10.3791/51617

Orihel, D. M., Baulch, H. M., Casson, N. J., North, R. L., Parsons, C. T., Seckar, D. C. & Venkiteswaran, J. 2017: Internal phosphorus loading in Canadian fresh waters: a critical review and data analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 74: 2005-2029 Rönicke, H. & Bahr, K. 1990: Entwicklung eines Schlammstechers zur Entnahme ungestörter Sedimentproben aus Oberflächengewässern. Wasserwirtschaft – Wassertechnik. 1: 24.

Psenner, R., R. Pucsko, M. Sager (1984): Fractionation of organic and inorganic phosphorus compounds in lake sediments. Arch. Hydrobiol., 70: 111 – 155.

Rönicke, H., Beyer, M., Tittel, J., Mätzold, D. & Ruschak, E. 1995: Eutrophierung eine Magdeburger Kiesbaggersees – Möglichkeiten zur Steuerung des Nährstoffhaushaltes und der Blaualgenabundanz durch Maßnahmen zur Seenrestaurierung. Limnologie aktuell, Band/Vol. 7, Geller/Packroff (Hg.): Abgrabungsseen – Risiken und Chancen. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York; 139-154.

Schulz, L. 1981: Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste.- Zbl. Bakt. Hyg., 1. Abs. Orig. B 173: 528 - 548.

Sondergaard, M. (1988): Seasonal variations in the loosely sorbed phosphorus fraction of the sediment of a shallow and hypereutrophic lake. Environmental Geology, 11: 115-127.

Sondergaard, M., Liboriussen, L., Pedersen, A. R. & Jeppesen, E. 2008: Lake Restoration by Fish Removal: Short- and Long-Term Effects in 36 Danish Lakes. Ecosystems 11: 1291-1305

Steinman, A., Rediske, R., Reddy K.R. (2004): The reduction of internal phosphorus loading using alum in Spring Lake, Michigan. J Environ Qual. 33: 2040-2048.