Prozessverständnis als Grundlage für die Gewässerbewirtschaftung

Fallbeispiele für Limitation, Konkurrenz, Gewässerstruktur und Nahrungsnetzsteuerung

Brigitte Nixdorf, Jacqueline Rücker, Andrew M. Dolman, Claudia Wiedner (Cottbus), Sabine Hilt, Peter Kasprzak, Antje Köhler (Berlin), Klaus van de Weyer (Nettetal), Stephan Sandrock, Eva-Maria Scharf (Nienhagen) und Hartmut Willmitzer (Erfurt)

Zusammenfassung

Das genaue Verständnis der in den Gewässern ablaufenden Prozesse ist eine wichtige Voraussetzung für erfolgreiche Bewirtschaftungsmaßnahmen. Anhand von aktuellen Fallbeispielen wird die Komplexität und Saisonalität der Trophiesteuerung von Standgewässern unter verschiedenen Aspekten vorgestellt. Die Limitation der Phytoplanktonentwicklung durch Stickstoff (N) und Phosphor (P) sowie weiterer Faktoren ist saisonal geprägt und hängt vom Seetyp ab, was bei der Zielwertfestlegung zu berücksichtigen ist. Langzeitdaten zeigen, dass die gewünschte Wiederbesiedlung mit Makrophyten in Seen auch nach drastischen Maßnahmen zur Verringerung der P-Konzentrationen lange dauern kann. Ein immer noch unterschätztes Potenzial zur Steuerung der Wasserqualität bietet die Beeinflussung des Nahrungsnetzes über den Fischbesatz. Die Analyse der Fallbeispiele zeigt, dass das Ziel von Nährstoffreduzierungen ein P-limitierter Zustand sein sollte, da er für praktische Umsetzungen in der Seentherapie die günstigsten Voraussetzungen bietet. Die Ergebnisse belegen, dass neben der P-Verminderung weitere praxistaugliche Werkzeuge existieren, die bei konsequenter Umsetzung deutliche qualitätsverbessernde Effekte zur Folge haben.

Schlagwörter: Trophie, Phytoplankton, Nährstoffe, Makrophyten, Seentherapie, Fischbesatz, stehende Gewässer

DOI: 10.3243/kwe2013.12.001

Abstract

Process Understanding as Basis for Water Body Management – Case Studies on Limitation, Competition, Water Body Structure and Food Web Control

A precise understanding of the processes that take place in water bodies is an important precondition for successful water body management schemes. On the basis of recent examples, the complexity and seasonality of controlling the trophic status of standing water bodies is described from different angles. The limitation of phytoplankton development by nitrogen (N) and phosphorus (P) as well as further factors are seasonal in character and depend on the type of lake; this must be taken into account when setting target values. Long-term data show that the intended repopulation of lakes with macrophytes can take a long time, even after drastic measures were taken to reduce P levels. Influencing the food web through fish stocking is a still underestimated potential tool for controlling water quality. An analysis of the case studies shows that the objective of nutrient reduction must be a phosphorus-limited status, since this offers the best opportunities for the practical implementation of therapy measures for lakes. The results confirm that in addition to P reduction, there are also other practical tools that will lead to a clear improvement in water quality if used consistently.

Key words: trophic level, phytoplankton, nutrients, macrophytes, therapy measures for lakes, fish stocking, standing water bodies

1 Komplexität und Saisonalität der Trophiesteuerung

Trophie ist die Intensität der Primärproduktion [1] und beinhaltet folglich die photosynthetische und chemosynthetische Fixierung von Kohlenstoff (C) in Pflanzen- und Bakterienbiomasse. Primärproduzenten in Gewässern sind neben dem Phytoplankton, einschließlich der phototrophen Bakterien, auch submerse Makrophyten und Mikrophytobenthos sowie chemotrophe Schwefel- und Eisenbakterien und Nitrifikanten. Der Aufbau von Pflanzenbiomasse wird neben den Nährstoffen Phosphor (P),

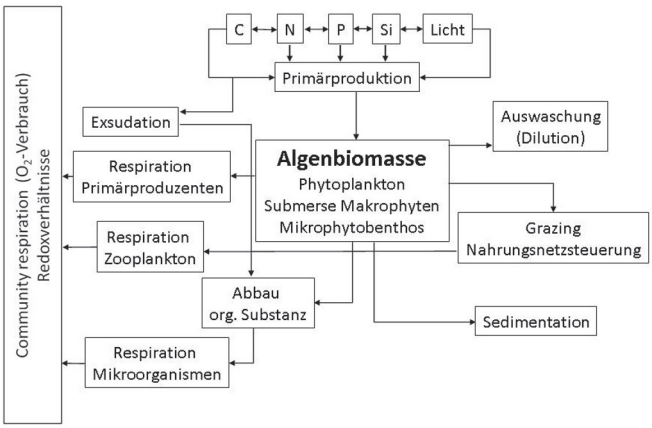

Abb. 1: Steuerung der Algenbiomasse als Maß für trophische Belastung durch Nährstoffe und Licht sowie physiologische (Respiration, Exsudation) und ökologische Verluste (Grazing, Auswaschung, Sedimentation).

Stickstoff (N) und Silizium (Si) auch maßgeblich von den physikalischen Parametern Licht (Photonenflussdichte) und Temperatur gesteuert. In welcher Weise die ursprünglich produzierte Biomasse der Primärproduzenten zu einer trophischen Belastung eines Gewässers werden kann, hängt neben der Konzentration und Verfügbarkeit der Nährstoffe und dem Lichtangebot im Wasser auch von Verlustprozessen durch Lysis und Respiration, Sedimentation, Grazing (Fraß durch Zooplankton und Muscheln) und Auswaschung ab (Abbildung 1).

Betrachtet man das Wechselspiel innerhalb des trophiesteuernden Faktorengefüges, ergibt sich eine große Vielfalt innerhalb der Limitationsmuster für das Phytoplankton. Welcher Parameter wann das Wachstum und die Biomasse des Phytoplanktons begrenzt, kann mit experimentellen Ansätzen durch eine weitgefächerte Untersuchungsskala analysiert werden (Ganzsee-Experimente, Enclosures, Mesokosmen, Bioassays usw.). Theoretisch kann mit Hilfe der Carrying Capacity (Tragefähigkeit) oder mit Nährstoffverhältnissen kalkuliert werden, welche Ressourcen zu welchen Zeitpunkten im Jahresverlauf die Primärproduktion steuern. Dabei kann u. a. auf die Ansätze von Reynolds [2] und Sommer [3, 4] zurückgegriffen werden, um zu kalkulieren, welche maximale Biomasse aus den einzelnen Ressourcen (Nährstoffe, Licht) theoretisch gebildet werden kann. Die Gesamtbiomassebildung wird dann jeweils von der limitierenden Größe bestimmt. Die Nährstoffe stehen den Primärproduzenten in bestimmten Verhältnissen und Fraktionen zur Verfügung und wirken nur dann limitierend, wenn sie gewisse Konzentrationen unterschreiten [2, S. 124], [5].

Als Sanierungs- und Restaurierungsziel sollte die Reduktion der trophieverursachenden Faktoren angestrebt werden: In den meisten Fällen ist das eine Senkung der Nährstoffbelastung. In den vergangenen Jahrzehnten waren die Maßnahmen zur Seentherapie vorrangig auf die Senkung der Phosphoreinträge und -konzentrationen gerichtet. In diesem Beitrag soll gezeigt werden, dass aufgrund der Komplexität der Trophiesteuerung ergänzend weitere Maßnahmen erfolgreich eingesetzt werden können. Dabei sind folgende Prämissen bzw. Hypothesen von besonderer Bedeutung:

- Die erfolgreiche Reduktion der P-Einträge hatte zur Folge, dass die Verfügbarkeit wesentlicher Ressourcen sich ebenfalls änderte (z. B. Reduktion von Gesamtstickstoff (TN), Erhöhung Unterwasserlicht) und damit die Steuerungsmechanismen für die Primärproduktion.
- Diese vielfältigen Limitationsmuster sind saisonal ausgeprägt, wodurch die Verwendung von Jahresmittelwerten der Nährstoffkonzentrationen zur Trophiebewertung in Frage gestellt werden muss.
- Die Ausprägung von Limitationen hängt vom Seetyp ab und ist bei Zielwertfestlegungen zu berücksichtigen.

2 Seetypspezifische und saisonale Limitationsmuster der Phytoplanktonbiomasse

In welchem Maße Limitationen von Stickstoff und Phosphor während der Vegetationsperiode in Seen der Norddeutschen Tiefebene auftreten können, wurde im Rahmen des Projektes NITROLIMIT untersucht (Abbildung 2; [6]). Ein umfangreicher Datensatz von 373 Seen aus den Jahren 2005–2010 wurde nach Seentypen aufgeteilt und der saisonale Verlauf folgender Limitationskategorien (P, N, andere) ermittelt:

- N-limitiert:DIN:TP Verhältnisse $< 1{,}6$.
- P-limitiert:DIN:TP Verhältnisse $> 1{,}6$.
- Weder N- noch P-limitiert: Konzentrationen von DIN > 140 μgL^{-1} und DIP > 25 μgL^{-1}.

Folgende Trends sind aus der Abbildung 2 ersichtlich:

1. N-Limitation tritt häufiger in flachen durchmischten Seen und Flussseen auf und P-Limitation häufiger in tiefen geschichteten Seen.
2. Im Verlauf der Vegetationsperiode nehmen die Häufigkeit von P-Limitation ab und die Häufigkeit von N-Limitation zu.
3. Auch die Limitationszustände, die weder durch N noch durch P zu erklären sind, nehmen im Verlauf der Vegetationsperiode zu, was besonders in polymiktischen Flachseen und Flussseen ausgeprägt ist.

Für den saisonalen Wechsel von P- zu N-Limitation in polymiktischen Flachseen und Flussseen werden überwiegend zwei Prozesse verantwortlich gemacht: Stickstoffaustrag durch Denitrifikation und Phosphorfreisetzung aus dem Sediment. Da-

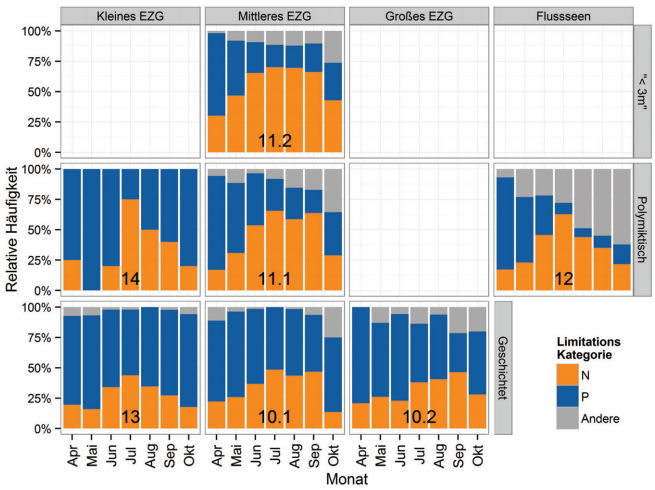

Abb. 2: Relative Häufigkeit der saisonalen Limitationsmuster (N; P und andere) für Seetypen in der Norddeutschen Tiefebene [6].

Periode	Entwicklung	Quelle
1925–1934	gute bis sehr gute Wasserqualität, vermutlich sehr geringe externe Nährstoffbelastung	[7], [8]
1964-1966	Bau der kommunalen Kläranlage (Tropfkörper), Beginn der Einleitung mangelhaft geklärten Abwassers, beginnende Verschlechterung der Gewässergüte	[9], [10], [11]
1975-1980	Höhepunkt der externen Nährstoffbelastung, 1,8 g P m^{-2} a, 10 g N m^{-2} a, Frühjahrsmaximum der TP-Konzentration ca. 1,3 mg L^{-1}, hohe Phytoplanktonbiomassen, niedrige Sichttiefen, hocheutrophe Verhältnisse	[12]
1980	Ende der Abwassereinleitung, Verminderung der externen Nährstoffbelastung um 90%, bis ca. 1985 kein wesentlicher Rückgang der Phosphorkonzentration, weiterhin schlechte Wasserqualität	[13]
1985-2002	Langsamer Rückgang der TP-Konzentration auf ca. 0,15 mg L^{-1}, Biomanipulation, ansteigende Sichttiefen von 1994-2001, danach erneute Eintrübung, steigende Phytoplanktonbiomassen, Dominanz filamentöser Cyanobakterien	[14], [15]
2010-2011	externer P-Eintrag ca 0,11 g m^{-2} a^{-1}, mesotroph, Durchführung der P-Fällung mit Polyaluminiumchlorid im April 2011	[16]
2011-2013	Signifikanter Rückgang der TP-Konzentration auf ca. 0,02 mg L^{-1} u. der Chl a-Konzentration auf 10 μg L^{-1}, geringfügiger Anstieg der Sichttiefe infolge intensiver Kalzitfällung	[16]

Tabelle 1: Eutrophierungsgeschichte des Feldberger Haussees.

durch wird das N:P-Verhältnis kleiner und es findet ein Wechsel von P- zu N-Limitation statt.

In tiefen geschichteten Seen überwiegt dagegen P-Limitation, weil Phosphoreinträge aus dem Sediment im Hypolimnion akkumulieren und nicht in die obere durchmischte Wasserschicht gelangen, wo sie vom Phytoplankton genutzt werden könnten.

3 Analyse der Limitationsbedingungen vor und nach einer Phosphor-Fällung im Feldberger Haussee

Die Eutrophierungsgeschichte des Feldberger Haussees ist in Umrissen durch sporadische Untersuchungen bereits seit den 1920er Jahren bekannt und in Tabelle 1 für die wichtigsten Phasen zusammengefasst.

Die gezielte Entnahme zooplanktonfressender (planktivorer) Fische und Besatz mit Raubfischen (Biomanipulation, 1985–2002) sollten zu erhöhter Biofiltration durch mehr herbivores Zooplankton und damit zur Verminderung der Algenbiomasse beitragen. In den Jahren von 1994–2001 zeigten die Sichttiefen zunächst ansteigende Werte [15]. Seit 2005 ging die Transparenz erneut zurück; bei steigenden Phytoplanktonbiomassen und zunehmenden Anteilen von Cyanobakterien.

Die Phosphatkonzentration im Gewässer nahm langsam, aber stetig ab. Modellstudien (Einbox-Modell) aus dem Jahr 2010 zeigten jedoch, dass bis zum Erreichen eines neuen, dynamischen Gleichgewichtszustandes im mesotrophen Bereich weitere 10 bis 20 Jahre vergehen würden. Deshalb wurde beschlossen, die Verbesserung der Wasserqualität durch Phosphorfällung mit Hilfe von Polyaluminiumchlorid zu beschleunigen. Die Behandlung erfolgte vom 11.–20.04.2011. In Tabelle 2 sind wesentliche Kenngrößen des Sees zusammenfassend dargestellt.

Die TP-Konzentration in der durchmischten Schicht liegt seit der Fällung überwiegend unter 20 μg L^{-1}. Auch die Chl a-Konzentration hat sich von 17 μg L^{-1} in den drei Jahren (Mittelwert Mai–September) vor der Behandlung auf 6 μg L^{-1} in den beiden Folgejahren vermindert. Ein Rückgang der Phytoplanktonbiomasse ist sichtbar. Die ausgeprägten Maxima treten nicht

Merkmal	
Höhe [m NN]	84,2
Fläche [km^2]	1,36
maximale Tiefe [m]	12,0
mittlere Tiefe [m]	6,0
Volumen [$m^3 10^6$]	8,15
Einzugsgebiet [km^2]	4,0
Mittlere Aufenthaltsdauer des Wassers [a]	5,0
Frühjahrsmaximum TP-Konzentration [mg L^{-1}]	
2010 (vor Al-Fällung)	0,10
2012 (nach Al-Fällung)	0,03
Frühjahrsmaximum Chl*a*-Konzentration [μg L^{-1}]	
2010 (vor Al-Fällung)	88
2012 (nach Al-Fällung)	24
Median Algenbiomasse (Min … Max), Mai-Sept. [mg FG L^{-1}]	
2010 (vor Al-Fällung)	3,8 (1,5 … 14,9)
2012 (nach Al-Fällung)	3,8 (1,9 … 8,6)
Sichttiefenmittel, Mai-Sept. [m]	
2010 (vor Al-Fällung)	1,3
2012 (nach Al-Fällung)	1,7

Tabelle 2: Feldberger Haussee: Morphometrische, topographische und trophische Merkmale.

mehr auf. Auffallend ist jedoch der nach wie vor hohe Anteil fädiger Cyanobakterien am gesamten Phytoplankton. Bewertet anhand seiner Phytoplanktongemeinschaft hat der Feldberger Haussee deswegen nach wie vor eine nur mäßige Wasserqualität (Phyto-See-Index 3,16).

Die Ursachen für die mäßige Wasserqualität und die hohe Persistenz filamentöser Cyanobakterien werden in folgenden Einflüssen gesehen:

a) Morphometrie: Bei einer mittleren Tiefe von sechs m ist die obere Wasserschicht des Haussees in weiten Bereichen nicht durch ein stabiles Hypolimnion isoliert. Somit können spo-

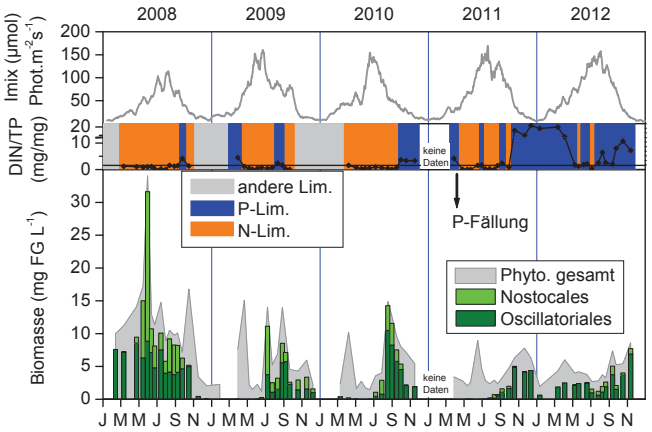

Abb. 3: Zeitreihe der Phytoplanktonbiomasse und der Cyanobakteriengruppen Nostocales und Oscillatoriales, des DIN/TP-Verhältnisses sowie der Lichtintensität in der durchmischten Schicht (Imix) für den Feldberger Haussee von 2008–2012 (waagerechte Linie bei DIN/TP < 1,6 markiert das Kriterium zur Unterscheidung der Phasen von N-, P- oder anderer Limitation des Phytoplanktons).

radisch hypolimnisch akkumulierte Nährstoffe im Epilimnion produktionswirksam werden.

b) Lichtlimitation: Die autochthone Kalzitfällung hat bereits in den Jahren vor der Fällung deutlich an Intensität gewonnen und ist auch danach hoch geblieben. Auf der einen Seite hat dieser Prozess als Selbstreinigungsmechanismus eine positive Wirkung, auf der anderen Seite führt die hohe Konzentration von Kalkpartikeln dazu, dass die Entwicklung der Sichttiefe weit hinter den Erwartungen zurückgeblieben ist. Nur gelegentlich wird der für mesotrophe Seen geforderte Mindestwert von 2,5 m erreicht. Die durchschnittlichen Lichtintensitäten in der durchmischen Schicht (Mittelwert Mai–September) haben sich dennoch von 82 μmol Photonen m^{-2} s^{-1} (2008–2010) auf 107 μmol Photonen m^{-2} s^{-1} (2011–2012) verbessert (Abbildung 3). Bei diesen noch relativ geringen Lichtintensitäten haben Cyanobakterien, insbesondere Oscillatoriales, durch ihre sehr effiziente Lichtausnutzung Konkurrenzvorteile gegenüber anderen Phytoplanktern.

c) Biomasse und Limitation des Phytoplanktons: Die sommerlichen Maxima der Phytoplanktonbiomasse wurden hauptsächlich durch Cyanobakterien der Ordnungen Nostocales und Oscillatoriales gebildet (Abbildung 3). Im Jahr 2008 erreichten sie Maxima bis zu 30 mg Frischgewicht (FG) L^{-1}. Bemerkenswert ist auch die Dauer der Cyanobakterien-Dominanz bis in den Dezember. Aus Abbildung 3 ist ersichtlich, dass 2008–2011 von April bis September N-Limitation nach den im vorigen Kapitel genannten Kriterien vorherrschte. Im Sommer 2012 deutet sich wegen der niedrigeren TP-Werte bei leicht erhöhten DIN-Werten ein Wechsel zur P-Limitation an, was auch durch die Abnahme der Nostocales in 2012 bestätigt wird. Sollte sich dieser Trend fortsetzen, hätte die P-Fällung 2011 einen Wechsel von N- zur P-Limitation bewirkt.

d) Si-Limitation von Diatomeen: Eine weitere Besonderheit ist das Ausbleiben von Diatomeen-Entwicklungen im See, die auf die sehr niedrigen Siliziumkonzentration (Mittelwert 0,6 mg Si L^{-1}) zurückzuführen sind. Die Biomasse übersteigt nur in Ausnahmefällen ein mg FG L^{-1}, so dass eine Konkurrenz zwischen Diatomeen und Cyanobakterien um Nährstoffe im Frühjahr nicht stattfinden kann. Damit sind die Startbedingungen für eine erfolgreiche Cyanobakterien-Entwicklung schon aufgrund der niedrigen Si-Konzentrationen gegeben.

4 Wiederbesiedlung durch Makrophyten nach Verminderung der Phosphor-Konzentrationen im Tegeler See und Groß Glienicker See (Berlin)

Der Tegeler See (3,06 km², mittlere/maximale Tiefe: 6,6/16 m, 70 Tage Aufenthaltszeit) und der Groß Glienicker See (0,67 km², mittlere/maximale Tiefe: 6,5/11 m, 22 Jahre Aufenthaltszeit) verloren ihre komplette, einst von Characeen dominierte, Unterwasservegetation in den frühen 1970er Jahren. Im Tegeler See wurde seit 1985 der Hauptzufluss durch eine Phosphoreliminierungsanlage geleitet, wodurch die TP-Konzentrationen von 700 μg L^{-1} (1984) innerhalb von zehn Jahren auf 30 μg L^{-1} im Sommermittel fielen (Abbildung 4; [17]). In anaeroben Phasen wurde das Hauptbecken mit 14 Aggregaten gezielt hypolimnisch belüftet. Um Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten zu unterbinden, wurde im gesetzlich vorgegeben Rahmen ausreichend Nitrat über die Zuläufe realisiert. Der Groß Glienicker See wurde zu Beginn der 1990er Jahre von einer kontinuierlichen Phosphor-Einleitung befreit und das kleine Einzugsgebiet weitestgehend entlastet. Der polytrophe See wurde 1992/93 einmalig mit festem Eisenhydroxid und gelöstem Eisenchlorid behandelt und das Tiefenwasser seit 1993 im Sommer unregelmäßig mit Luft begast [18]. Bereits unmittelbar nach der Fällung sank die TP-Konzentration in den für das Phytoplanktonwachstum limitierenden Bereich auf 20-30 μg L^{-1} im Epilimnion [19]. Das Tiefenwasser wurde in anaeroben Phasen bis 2011 belüftet. Während im Tegeler See die Cyanobakterien zunächst zu schwer fressbaren gallertigen Sommerarten wechselten, bevor sie verschwanden, etablierte sich im Groß Glienicker See eine Phytoplanktonzönose, in der Bacillariophyceen und Cryptophyceen dominierten. Die Sichttiefen lagen mit drei m zwischen April und September über denen im Tegeler See (zwei m) und waren im Sommer nicht so starken Schwankungen unterworfen, da Cyanobakterienblüten fehlten. Beide Seen bilden seit 20 Jahren im Mai ausgedehnte Klarwasserstadien aus. Ab 2000 glichen sich auch die sommerlichen Sichttiefen in beiden Seen an (Abbildung 4).

In beiden Seen haben die aquatischen Makrophyten mit Verzögerung auf die Maßnahmen reagiert (Abbildung 4), was auch in anderen Seen nach externer Nährstofflastsenkung (z. B. Großer Müggelsee) beobachtet wurde [17, 20]. Die Ursachen hierfür können vielfältig sein und reichen von negativen Einflüssen der Phytoplankton- und/oder Periphytonbeschattung [21] über Herbivorie [22, 23] bis zu fehlenden Vermehrungseinheiten [24]. Eine Korrelation zwischen unterer Makrophytengrenze und Trophie des Freiwassers [25] kann dadurch oft fehlen [26]. Erst nach Klärung der Ursachen einer fehlenden bzw. verzögerten Wiederbesiedlung kann abgewogen werden, ob eine aktive Beeinflussung der Wiederbesiedlung, z. B. durch Anpflanzung/Animpfung mit Armleuchteralgen [27] oder durch Verringerung des Besatzes mit benthivoren Cypriniden (Karpfen, Brassen) bzw. Verringerung des Friedfischanteils, sinnvoll ist [24]. Im Tegeler See zeigt sich eine gute Korrelation zwischen der unteren Makrophytengrenze

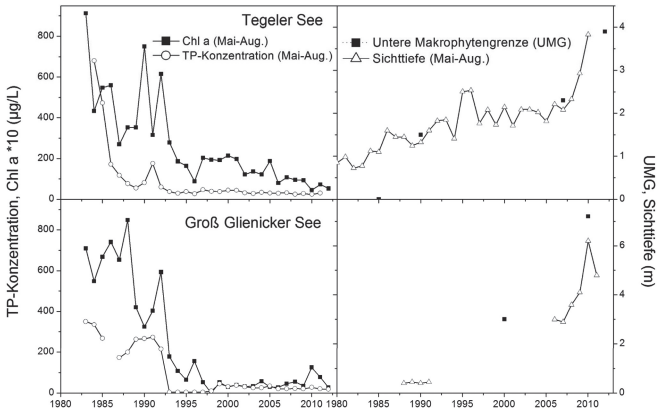

Abb. 4: Gesamt-P (TP)- und Chl a-Konzentrationen sowie Sichttiefen während der Vegetationsperiode (Mai–August) sowie untere Makrophytengrenzen (UMG) im Tegeler See und Groß Glienicker See 1980–2012.

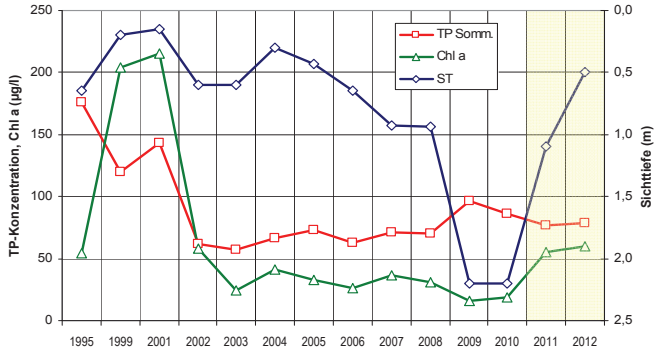

Abb. 5: Entwicklung von Chl a- und Gesamt-P (TP)-Konzentrationen und Sichttiefe im Schwandter See vor und nach dem Besatz mit Karpfen im Jahr 2011.

(UMG) und der Sichttiefe während der Vegetationsperiode (Mai–August), die in den letzten Jahren stark angestiegen ist (Abbildung 4). Im Groß Glienicker See stieg die UMG erst zwischen 2000 und 2010 von 3 auf 7,2 m an, obwohl sich die Chl a-Konzentrationen schon direkt nach der Maßnahme 1993 verringerten (Abbildung 4).

Die Artenzahlen aquatischer Makrophyten nahmen in beiden Seen im letzten Jahrzehnt deutlich zu (Tegeler See: von 19 (2007) auf 26 (2012), Groß Glienicker See: von 8 (2000) auf 13 (2010). Im Tegeler See wurden 2012 zwei Arten wiedergefunden, die zuletzt 1811 (*Chara contraria*) bzw. 1832 (*Nitellopsis obtusa*) beobachtet wurden [17]. Aus naturschutzfachlicher Sicht sind die Nachweise von *Najas minor* und *Potamogeton nodosus* im Tegeler See interessant, die in der Roten Liste von Berlin und Brandenburg als „ausgestorben" bzw. „vom Aussterben bedroht" eingestuft sind [28]. Auffällig sind Nachweise mehrerer wärmeliebender Arten (*Potamogeton nodosus, Najas minor, Callitriche obtusangula,* gegebenenfalls auch *Najas marina s.l.*), die auf potenzielle Auswirkungen des Klimawandels deuten. Dominant sind derzeit überwiegend Ubiquisten wie z. B. *Ceratophyllum demersum, Myriophyllum spicatum, Najas marina s.l., Potamogeton pectinatus* bzw. *Elodea nuttallii*. Als Ursache hierfür werden hohe Nährstoffgehalte im Sediment angesehen. Der geringe Anteil an Characeen schlägt sich in der Bewertung der Makrophyten nach EU-WRRL nieder, die in beiden Seen nicht zu einem guten ökologischen Zustand führt.

Insgesamt zeigt sich, dass die Wiederbesiedlung mit Makrophyten in Seen auch nach drastischen Maßnahmen zur Verringerung der TP-Konzentrationen lange dauern kann. Dies betrifft sowohl die besiedelte Fläche als auch die Artenzusammensetzung. Insbesondere hinsichtlich der Artenzusammensetzung bleibt fraglich, ob ein guter ökologischer Zustand für die Makrophyten in absehbarer Zeit erreicht werden kann. Inwiefern hohe Nährstoffgehalte im Sediment dabei eine entscheidende Rolle spielen, wird derzeit untersucht.

5 Steuergröße Fischbestand für den Gütezustand von Standgewässern (Fallbeispiele aus Mecklenburg-Vorpommern)

Der Begriff der Biomanipulation ist speziell durch die richtungsweisenden Arbeiten von Benndorf [29–31] in der deutschen Wasserwirtschaft weit bekannt. Als Steuergröße des Gütezustandes wird der in Standgewässern vorkommende „normale" Fischbestand allerdings nach wie vor vermutlich deutlich unterschätzt, was vielleicht auch der Schwierigkeit seiner Beeinflussung durch die Bewirtschaftung (Fischerei und Angler) geschuldet ist. An dieser Stelle sollen drei Praxisbeispiele vorgestellt werden, die die große Bedeutung des Fischbestandes auf den trophischen Zustand von Seen besonders eindrucksvoll deutlich machen.

Im Schwandter See bei Neubrandenburg (18,6 ha, mittlere Tiefe 1,6 m) gelang es, durch eine Nährstofffällung im Jahr 2002 den Trophiegrad um zwei Stufen – von polytroph 2 auf eutroph 2 (nach LAWA [32]) zu verbessern, ein intensives Makrophytenwachstum zu initiieren und die Voraussetzungen für die Ausbildung eines sehr guten Hechtbestandes zu schaffen. Diese Maßnahmen stabilisierten den See über mehr als acht Jahre in einem eutrophen Zustand trotz nach wie vor vorhandener externer Belastungen und eines entsprechend hohen Phosphor-Grundlevels (Mittelwert Vegetationsperiode 60–80 $\mu g\ L^{-1}$) durch ein intensiv ackerbaulich genutztes Einzugsgebiet. Dieser Zustand hielt genauso lange an bis 2011 der Großteil der Hechte aus dem See geangelt war und der örtliche Angelverein beschloss, den See neu mit Karpfen zu besetzen.

In der Folge kam es zu einer relativ schnellen Rückkehr des Sees vom Makrophyten dominierten Zustand in einen Plankton dominierten Zustand, obwohl sich die Phosphor-Konzentrationen im See praktisch nicht verändert haben. Die Sichttiefen gingen zurück, die Chl a-Konzentration stieg an (Abbildung 5), der Makrophytenbestand hat sich deutlich vermindert und der See musste wieder als polytroph klassifiziert werden.

Ein Beispiel in der umgekehrten Richtung stellt der Ivenacker See (73,3 ha, mittlere Tiefe 1,1 m) dar. Hier gab es im Winter 2009/10 eine lange Phase mit Eisbedeckung. Die Folge war ein Fischsterben, dem nahezu der gesamte Weißfischbestand zum Opfer fiel. Auffallend war vor allem die große Anzahl von Bleien, die im Frühjahr tot an den Ufern lagen. Im darauf folgenden Jahr hatte der über viele Jahre polytrophe Flachsee, für den Sichttiefen von 20–30 cm typisch waren, Grundsicht. Makrophyten kamen auf und der See erreichte seinen potenziellen natürlichen Zustand. Auch hier hatten sich die Phosphor-Konzentrationen weder der Zuläufe noch des Sees grundsätzlich geändert.

Es ist bislang gelungen, einen erneuten Fischbesatz zu vermeiden. Der vor dem Ereignis praktisch Makrophyten freie See ist mittlerweile flächendeckend mit Makrophyten bewachsen.

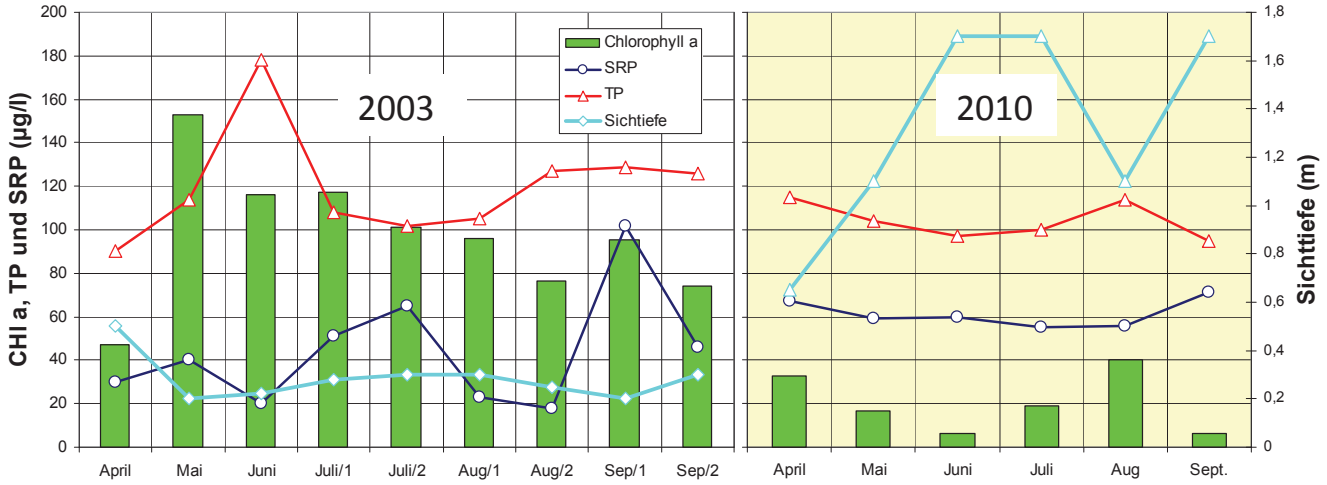

Abb. 6: Konzentrationen von Gesamt-P (TP), gelösten reaktiven P (SRP) und Chl a jeweils zwischen April bis September in einem Jahr mit hohem Weißfischbestand (2003) und nach dem Fischsterben im Ivenacker See im Winter 2009/2010.

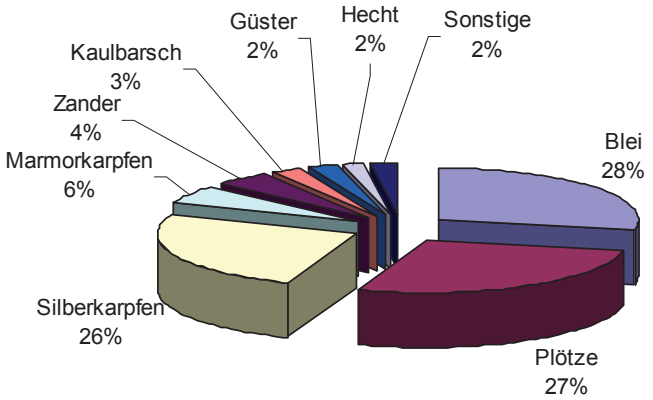

Abb. 7: Zusammensetzung des Fischbestandes im Lebehnschen See (Ergebnis Zugnetzfischerei).

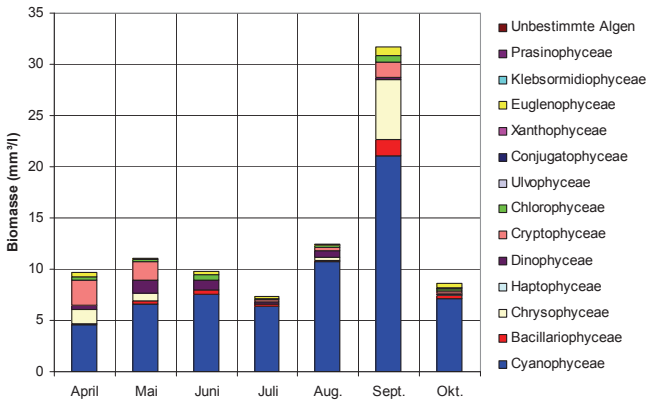

Abb. 8: Zusammensetzung des Phytoplanktons im Lebehnschen See zwischen April und Oktober 2010.

Abbildung 6 zeigt exemplarisch die Phosphor- und die Chl a-Konzentrationen im Ivenacker Seeim nach dem massiven Fischsterben 2009/2010 im Vergleich zu 2003, einem Jahr mit hohem Weißfischbestand.

Der Lebehnsche See (56,3 ha, mittlere Tiefe 3,2 m) in Vorpommern ist ein Beispiel dafür, dass sich auch bei relativ moderaten Gesamt-P-Konzentrationen von 80–100 μg P L^{-1} Massenentwicklungen von Cyanobakterien bilden und aufgrund der geringen Sichttiefen dann folglich auch kaum submerse Makrophyten aufkommen können, wenn es durch sehr große ehemals Phytoplankton fressende Fische zu einem massiven Fraßdruck auf das Zooplankton kommt, kleines Phytoplankton aber geschont wird.

Bei einer Probebefischung mit Zugnetz stellte sich heraus, dass im See auch jetzt noch, mehr als 25 Jahre nach dem letzten Besatz, sehr viele Silber- und Marmorkarpfen mit einer Länge bis zu 1,25 m im See leben (Abbildung 7). Die Tiere sind mittlerweile sehr groß und ihr Filterapparat ist entsprechend ausgebildet. Das hat zur Folge, dass bevorzugt große Zooplankter wie Cladoceren und große Phytoplankter aus dem Wasser filtriert werden, was Massenentwicklungen fädiger Cyanobakterien, kleiner Grünalgen und Cryptomonaden begünstigt. Abbildung 8 zeigt die Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse im Sommerhalbjahr 2010. Einen deutlichen Hinweis auf diese Verhältnisse liefert auch ein Vergleich der Jahresgänge der Biomasseentwicklung von Phyto- und Zooplankton.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Erfassung und gegebenenfalls auch Maßnahmen zur Steuerung des Fischbestandes (auch das Unterlassen von Besatz oder Schonzeiten für Friedfische bzw. Fangbeschränkungen für andere Fischarten) besonders in flachen Standgewässern eine sehr große Bedeutung für die Phytoplanktonentwicklung zukommt. Dieser Thematik sollte in Zukunft deutlich mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden, auch wenn die Erfassung des Fischbestandes in Seen aufwändig ist und der Fischbestand aus wirtschaftlichen Gründen (gewerbliche Fischerei) scheinbar oft nur beschränkt zu beeinflussen ist.

6 Einfluss von Morphometrie (Füllstand) und fischereilicher Bewirtschaftung auf die Gewässerqualität einer Trinkwassertalsperre (Fallbeispiel Leibis/Lichte in Thüringen)

Talsperren werden oft mit natürlichen Seen verglichen, es gibt jedoch folgende wesentliche Unterschiede von Talsperren im Vergleich zu natürlichen Seen: Aufgrund der nutzungsbedingten Inhaltsänderungen und meist relativ großen Tiefe ist die pelagische Lebensgemeinschaft gegenüber der im Litoral wesentlich stärker am biologischen Stoffumsatz beteiligt. Das Feh-

len von Makrophyten im Litoral von Talsperren mit großen Pegelschwankungen und somit auch eine geringere Produktivität im Litoral muss zum Beispiel bei der fischereilichen Bewirtschaftungsstrategie bedacht werden. Die relativ kurze Verweilzeit des Wassers und größere Einzugsgebiete führen zu einem stärkeren gewässerexternen Einfluss und gestatten andererseits eine bessere Einflussnahme auf die Qualität durch Maßnahmen der Wassermengenbewirtschaftung. Pegelschwankungen und somit die Veränderung der Gewässermorphologie sowie der Relation zwischen Einzugsgebietsgröße und Beckengröße bewirken, dass sich auch innerhalb kurzer Zeiträume die trophischen Verhältnisse aufgrund der wechselnden Flächenbelastung mit Phosphor verändern können [33]. Die Wasserabgabe, insbesondere bei Trinkwassertalsperren, erfolgt meist aus dem Hypolimnion, was im Jahresverlauf zu einer Verschiebung der Relation Epi-/Hypolimnion und mitunter frühem Eintritt der Herbstzirkulation führt.

Aufgrund sehr hoher Ansprüche an die Wasserqualität von Trinkwassertalsperren und andererseits hohem Kostendruck werden neben der Reduktion der Nährstoffverfügbarkeit die Möglichkeiten der Top-down-Steuerung des Phytoplanktonwachstums in vollem Umfang genutzt. Hier steht die Strukturierung der funktionalen Beziehungen im pelagischen Nahrungsnetz im Mittelpunkt der Bewirtschaftungsstrategie, was primär durch die Einflussnahme auf den Fischbestand erfolgt.

Einstau der Talsperre Leibis/Lichte und Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Qualitätsverbesserung

Mit der Fertigstellung des Rohwassergewinnungssystems „Schwarza“ durch den Bau der Talsperre Leibis/Lichte wurde die Grundlage für eine stabile Fernwasserversorgung Ostthüringens geschaffen. Der Probestau der Talsperre Leibis/Lichte begann im Januar 2005 und fand im Mai 2010 seinen Abschluss. Die Talsperre hat einen Betriebsstau von $33{,}3 \cdot 10^6$ m^3, einen mittleren jährlichen Zufluss von $31{,}5 \cdot 10^6$ m^3, bei Betriebsstau eine mittlere Tiefe von 29 m und eine maximale Tiefe von 85 m.

Im Verlauf des fünfjährigen Einstaus der Talsperre wurde eine allmähliche Verbesserung der trophischen Bedingungen nachgewiesen, welche sich durch die Abnahme der P-Flächenbelastung von ca. 0,4 auf 0,2 mg P m^{-2} a^{-1} durch Zunahme des Volumens, der Tiefe und somit auch des Hypolimnionvolumens erklären lassen (Tabelle 3).

Flankierend erfolgte im Sinne einer hohen Wasserqualität vor Beginn der Herbstzirkulation die Ableitung von nährstoffreichem Tiefenwasser sowie die Begasung der Talsperre mit Sauerstoff (Verfahren SOLVOX B ®, Fa. Linde).

Der Schwerpunkt der fischereilichen Bewirtschaftung der Talsperre liegt auf der Entwicklung eines stabilen Bestandes an Seeforellen (*Salmo trutta f. lacustris*). Seit dem Jahr 2006 erfolgt ein jährlicher Besatz von ca. 2 kg ha^{-1} mit 0+-, einjährigen und wenigen laichreifen Seeforellen. Inzwischen werden

Jahr	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Trophie (LAWA [32])	2,0	1,7	1,7	1,7	1,4	1,2
Mittlere Tiefe (m)	21	25	27	27	29	27
Maximale Tiefe (m)	58	73	80	80	85	80

Tabelle 3: Entwicklung morphologischer Parameter des Wasserkörpers der Talsperre Leibis/Lichte beim Einstau.

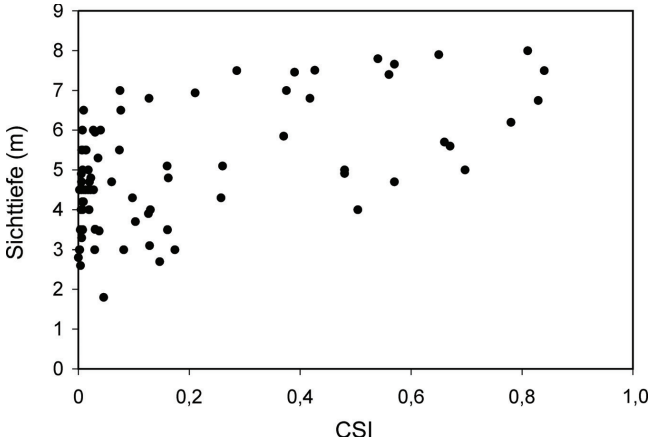

Abb. 9: Sichttiefe und Cladocera Size Index (CSI) in der Talsperre Leibis/Lichte, monatliche Messungen von April bis Oktober, 2005 bis 2010.

hier Größenklassen um 60 cm erreicht. An der Talsperre herrscht Angelverbot. Ufernah werden weiterhin Elritzen nachgewiesen und aus der Vorsperre Deesbach ist in geringem Umfang der Eintrag von Barschen möglich.

Die Zooplanktonstruktur lässt insbesondere in den Sommermonaten auf eine gute Biofiltration schließen (Abbildung 9). Neben den Größenklassen des Zooplanktons (CSI, Cladocera Size Index [34]) stellt die Sichttiefe ein einfach zu bestimmendes Kriterium dar, um das Funktionieren der Biofiltration zu überprüfen. Der CSI errechnet sich als der Anteil des Biovolumens von filtrierenden Cladoceren über ein mm Länge an dem gesamten Crustaceenplankton ohne Nauplien (Larvenstadien von Ruderfußkrebsen). Diese Planktonfraktion stellt im Wesentlichen die effektiv filtrierenden Daphnien dar, die die Sichttiefe in Sommermonaten beeinflussen. Diese wird in den Sommermonaten ausschließlich durch das Phytoplankton geprägt, da sich gegebenenfalls stärker getrübte Zuflüsse temperaturbedingt nicht oberflächennah auswirken. Das Fokussieren auf die funktionalen Beziehungen im Nahrungsnetz gestattet es, die taxonomische Tiefe der Zooplanktonbestimmung zu verringern und schwerpunktmäßig die Zusammensetzung der Größenfraktionen zu überwachen, so dass diese Bestimmung mit geringem Aufwand in den Laboren der Wasserversorger durchgeführt werden kann [35].

Im Ergebnis der ersten Jahre des Einstaus der Talsperre Leibis/Lichte zeigt sich, dass sowohl für die Umsetzung, als auch die analytische Überwachung von Gewässerschutz und Nahrungsnetzbewirtschaftung praxistaugliche Werkzeuge existieren, die bei konsequenter Umsetzung deutliche qualitätsverbessernde Effekte zur Folge haben.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Das Verständnis der in den Gewässern ablaufenden Prozesse ist eine wichtige Voraussetzung für die erfolgreiche Gewässerbewirtschaftung. Anhand von Fallbeispielen wurde die Komplexität und Saisonalität der Trophiesteuerung in Standgewässern zu folgenden Aspekten vorgestellt:

- seetypspezifische und saisonale Limitationsmuster der Phytoplanktonentwicklung (Primärproduktion) in Seen der Norddeutschen Tiefebene,

- Übergang von Stickstoff- zu Phosphorlimitation und Rolle des Lichtes für die Biomasseentwicklung des Phytoplanktons am Beispiel des restaurierten Feldberger Haussees,
- Wiederbesiedlung durch Wasserpflanzen submerse Makrophyten im Zuge der Trophieminderung am Beispiel von zwei Berliner Seen,
- Nahrungsnetzsteuerung durch Fische und Zooplankton (Biomanipulation) am Beispiel von drei Mecklenburger Seen sowie
- Abhängigkeit der trophiebestimmenden Parameter von der Gewässermorphologie am Beispiel des Einstaus der Talsperre Leibis/Lichte.

Die Ausprägung von Limitationen hängt vom Seetyp ab und ist bei Zielwertfestlegungen zu berücksichtigen. So tritt Stickstoff (N)- Limitation häufiger in flachen durchmischten Seen und Flussseen auf, Phosphor (P)- Limitation dagegen häufiger in tiefen geschichteten Seen. Die vielfältigen Limitationsmuster sind saisonal ausgeprägt, wodurch die Verwendung von Jahresmittelwerten der Nährstoffkonzentrationen zur Trophiebewertung in Frage gestellt werden muss. Im Verlauf der Vegetationsperiode nehmen die Häufigkeit von P-Limitation ab und die Häufigkeit von N-Limitation zu. Obwohl im Feldberger Haussee ein Wechsel von N- zu P-Limitation nach der P-Fällung eingetreten ist, begünstigen die morphometrischen Bedingungen, die Lichtverhältnisse und die niedrigen Silizium-Konzentrationen hohe Biomassen von fädigen Cyanobakterien. Seentherapien sollten deshalb stets eine komplexe Analyse der Limitationsprozesse und ihrer zeitlichen Muster zur Grundlage haben. Ziel aller Nährstoffreduktionen sollte ein P-limitierter Zustand sein, der für praktische Umsetzungen in der Seentherapie gute Voraussetzungen bietet.

Die Wasserqualität und die Auswirkung von Maßnahmen zur Lastreduzierung hängen entscheidend von der (Wieder-) Besiedlung mit Makrophyten und den Zusammensetzung der Fischzönose ab. Die submersen Makrophyten können erfolgreich mit dem Phytoplankton um Nährstoffe konkurrieren. Für zwei Berliner Seen wird durch die Auswertung von Langzeitdaten die Verzögerung der Wiederbesiedlung sowohl für die besiedelte Fläche als auch für die Artenzusammensetzung nach drastischen Maßnahmen zur Verringerung der TP-Konzentrationen analysiert. Hier besteht Forschungsbedarf zur Frage, ob und in welcher Weise die hohen Nährstoffgehalte der Sedimente diesem Prozess entgegenwirken. Unterschiedlich zusammengesetzte Fischzönosen können auch ohne Änderung der TP-Konzentrationen die Phytoplanktonbiomasse besonders in flachen Standgewässern effizient steuern, wie an drei Mecklenburger Seen gezeigt wurde. Diese Maßnahmen sollten bei der Analyse der Gewässergüte und in der Seentherapie mehr Anwendung finden, auch wenn die Erfassung des Fischbestandes in Seen aufwändig ist. Die Effizienz von Nahrungsnetzbewirtschaftung durch Förderung des filtrierenden Zooplanktons zeigte sich auch im Ergebnis der ersten Jahre des Einstaus der Talsperre Leibis-Lichte. Deshalb sollte zur Voruntersuchung von Therapie- oder Schutzmaßnahmen auch eine grobe Erfassung der nahrungsnetzsteuernden Komponenten (Zooplankton, Fische) gehören, weil diese den Erfolg von Maßnahmen zur P-Verminderung stark beeinflussen können. Daneben sind auch morphologische Besonderheiten von natürlichen und künstlichen Standgewässern zu beachten, wie Wasserstandsänderungen in Talsperren oder das Durchmischungsverhalten von dimiktischen Seen mit geringer mittlerer Tiefe (Beispiel Feldberger Haussee). Die Ergebnisse belegen, dass neben der P-Verminderung weitere praxistaugliche Werkzeuge existieren, die bei konsequenter Umsetzung deutliche qualitätsverbessernde Effekte zur Folge haben.

Dank

Die Aspekte zur Nährstofflimitation wurden durch Unterstützung der BMBF-Verbundprojekte NITROLIMIT (FKZ 033L041A) und INKA BB (FKZ 01LR0803D) erarbeitet.

Literatur

[1] Elster, H.-J. (1958): *Das limnologische Seentypensystem, Rückblick und Ausblick*. Ver. Int. Ver. Limnol. 13: 101–120.

[2] Reynolds, C. (1997): *Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*. Kinne, O. (Ed.), Excellence in Ecology 9: 371.

[3] Sommer, U. (1991): *Comparative nutrient status and competitive interactions of two Antarctic diatoms (Corethron criphilum and Thalassiosira antarctica)*. Journal of Plankton Research, 13(1): 61–75.

[4] Sommer, U., (1996): *Plankton ecology: The past two decades of progress*. Naturwissenschaften, 83(7): 293–301.

[5] Dolman, A.M., Rücker, J., Pick, F.R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U., Wiedner, C. (2012): *Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus*. PLoSONE 7(6): e38757. doi:10.1371/journal.pone.0038757

[6] NITROLIMIT (05.06.2013): http://www.nitrolimit.de/tl_files/data_nitro/Nitro_Redaktion/PDF_Dokumente/Veroeffentlichungen/NITRO_20130523_diskussionspapier_komplett_web.pdf

[7] Thienemann, A. (1925): *Mysis relicta. Z. Morphol. Ökol. Tiere 3*: 389–440.

[8] Ohle, W. (1934): *Chemische und physikalische Untersuchungen norddeutscher Seen*. Arch. Hydrobiol. 26: 386–464.

[9] Uhlmann, D. (1961): *Wissenschaftliche Bedeutung und gegenwärtiger Zustand der Feldberger Seen*. Naturschutzarbeit Mecklenburg 4: 52–65.

[10] Stöhring, Amtsverwaltung Feldberg, *persönliche Mitteilung*.

[11] Richter, W. M. (1971): *Totenscheine für oligotrophe Seen? Bedenkliche Veränderungen der Wasserqualität der Feldberger Seen*. Naturschutzarbeit Mecklenburg 14: 22936.

[12] Koschel, R., Haubold, G., Kasprzak, P., Küchler, L., Proft, G., Ronneberger, D. (1981): *Eine limnologische Zustandsanalyse des Feldberger Haussees*. Acta hydrochim. hydrobiol. 9: 255–279.

[13] Koschel, R., Krausch, H.-D., Brinkmann. P., Pächnatz, M. (1985): *Das Feldberger Seengebiet. Ein Beitrag zum Schutz und zur optimalen Nutzung der Feldberger Seen*. Natur und Umwelt Bezirk Neubrandenburg 3: 1–96.

[14] Krienitz, L., Kasprzak, P., Koschel, R. (1996): *Long term changes in phytoplankton communities in a Baltic hardwater lake (Feldberger Haussee) related to nutrient loading and biomanipulation*. Hydrobiologia 330: 89–110.

[15] Kasprzak, P., Koschel, R., Krienitz, L., Gonsioczyk, T., Anwand, K., Laude, U., Wysujack, K., Brach, H., Mehner, T. (2002): *Reduction of nutrient loading, planktivore removal and piscivore stocking as tools in water quality management: The Feldberger Haussee biomanipulation project*. Limnologica 33: 190–204.

[16] IGB, unveröffentlichte Daten.

[17] Hilt, S., Weyer, K. van de, Köhler, A., Chorus, I. (2010): *Submerged macrophyte responses to reduced phosphorus concentrations in two peri-urban lakes*. Restoration Ecology 18: 452–461.

[18] Kleeberg, A., Köhler, A., Hupfer, M. (2012): *How effectively does a single or continuous iron supply affect the phosphorus budget of aerated lakes?* Journal of Soils and Sediments 12(10): 1593–1603.

[19] Wolter, K.-D., Ripl, W. (1999): *Successful restoration of Lake Gross-Glienicker (Berlin, Brandenburg) with combined iron treatment and*

hypolimnetic aeration. 8th International Conference on the Conservation and Managment of Lakes. Kopenhagen, Dänemark.

[20] Hilt, S., Adrian, R., Köhler, J., Monaghan, M.T., Sayer, C. (2013): *Clear, crashing, turbid and back – long-term changes of macrophyte assemblages in a shallow lake.* Freshwater Biology, 58, 2027–2036.

[21] Roberts, E., Kroker, J., Körner, S., Nicklisch, A. (2003): *The role of periphyton during the re-colonization of a shallow lake with submerged macrophytes*. Hydrobiologia 506: 525–530.

[22] Körner, S., Dugdale, T. (2003): *Is roach herbivory preventing re-colonization of a shallow lake with submerged macrophytes?* Hydrobiologia 506: 497–501.

[23] Korsch, H., Doege, A., Raabe, U., Weyer, K. van de (2013): *Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands*, 3. Fassung, Stand: Dezember 2012, Jena, Haussknechtia Beiheft 17: 1–32.

[24] Hilt, S., Gross, E. M., Hupfer, M., Morscheid, H., Mählmann, J., Melzer, A., Sandrock, S., Scharf, E.-M., Schneider, S., Weyer, K. van de (2006): *Restoration of a submerged vegetation in eutrophied shallow lakes – A guideline and state of the art in Germany*. Limnologica 36: 155–171.

[25] Succow, M., Kopp, D. (1985*): Seen als Naturraumtypen. Petermanns Geogr*. Mitt. 3: 161–170.

[26] Søndergaard, M., Phillips, G., Hellsten, S., Kolada, A., Ecke, F., Maëmets, H., Mjelde, M., Azzella, M.M., Oggioni, A. (2013): *Maximum growing depth of submerged macrophytes in European lakes*. Hydrobiologia 704: 165–177.

[27] Weyer, K. van de, Sümer, G., Hueppe, H., Petruck, A. (2014): *Das Konzept Phoenixsee: Nachhaltiges Management von Makrophyten-Massenentwicklungen durch eine Kombination nährstoffarmer Standortbedingungen und Bepflanzung mit Armleuchteralgen*. Korrespondenz Wasserwirtschaft. Korrespondenz Wasserwirtschaft, voraussichtliche Veröffentlichung 1/2014.

[28] Ristow, M., Herrmann, A., Illig, H., Kläge, H.-C., Klemm, G., Kummer, V., Machatzi, B., Rätzel, S., Schwarz, R., Zimmermann, F. (2006): *Liste und Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburgs. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 15* (4): 163 S.

[29] Benndorf, J. (1987): *Food web manipulation without nutrient control: a useful strategy in lake restoration.* Schwei. Z. Hydrol. 49/2: 237–248.

[30] Benndorf, J. (1995): *Possibility and limits for controlling eutrophication by Biomanipulation*. Int. Revue ges. Hydrobiol 80/4: 519–534.

[31] Benndorf, J., Kranich, J., Mehner, T. (2001): *Temperature impact on the midsummer decline of Daphnia galeata an analysis of long term data from the biomanipulated Bautzen reservoir* (Germany). Freshwater Biology 46/2, 199–2001.

[32] LAWA (1999*): Gewässerbewertung – stehende Gewässer – Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998*. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuch-Verlag, Berlin, 74 S.

[33] Vollenweider, R., Kerekes, J. (1982): *Eutrophication of Waters. Monitoring assessment and control.* OECD, Paris.

[34] Willmitzer, H., Große, N., Mehling, A., Nienhüser, A., Scharf, W., Stich, B. (2010): *Bewertung und Bedeutung der Biofiltration des Zooplanktons zur Verbesserung der Wasserqualität in Talsperren* In: GWF Wasser Abwasser 151 11/2010: 1170–1175.

[35] ATT (2012): *Bewertung von Zooplankton im Hinblick auf dessen Wirkung auf die Biofiltration in Trinkwassertalsperren*. In: Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren. ATT-Schriftenreihe Band 8. Oldenbourg Industrieverlag GmbH München, 978-3-8356-3303-2: 35 S.

Autoren und Mitwirkung an Kapiteln

Prof. Dr. Brigitte Nixdorf (Kapitel 1–3)
Dr. Jacqueline Rücker (Kapitel 1–3)
Dr. Claudia Wiedner (Kapitel 2)
Dr. Andrew M. Dolman (Kapitel 2)
BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz
Seestraße 45
15526 Bad Saarow

Antje Köhler (Kapitel 4)
Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt
und Verbraucherschutz Berlin
Brückenstraße 6
10179 Berlin

Dr. Sabine Hilt (Kapitel 4)
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
Müggelseedamm 301
12587 Berlin

Dr. Peter Kasprzak (Kapitel 3)
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
Alte Fischerhütte 2 OT Neuglobsow
16775 Stechlin

Dr. Klaus van de Weyer (Kapitel 4)
lanaplan GbR
Lobbericher Straße 5
41334 Nettetal

Dr. Eva-Maria Scharf (Kapitel 5)
Dr. Stephan Sandrock (Kapitel 5)
bioplan GmbH
Strandstraße 30
18211 OB Nienhagen

Hartmut Willmitzer (Kapitel 6)
Thüringer Fernwasserversorgung
Haarbergstraße 37
99097 Erfurt

E-Mail: nixdorf@tu-cottbus.de

KW