

Gewässerinterne Ökotechnologien zur Verminderung der Trophie von Seen und Talsperren

Jörg Lewandowski (Berlin), Eberhard Hoehn (Freiburg), Peter Kasprzak (Stechlin-Neuglobsow), Andreas Kleeberg (Müncheberg), Hannes Kurzreuther (Bremen), Niklas Lücke (Bremen), Jürgen Mathes (Schwerin), Sebastian Meis (Nettetal), Helmut Rönicke (Magdeburg), Stefan Sandrock (Nienhagen), Gerlinde Wauer (Neustrelitz), Matthias Rothe und Michael Hupfer (Berlin)

Zusammenfassung

Die Eutrophierung von Standgewässern ist nach wie vor eine der größten Bedrohungen unserer Süßwasserressourcen. In Kombination mit Maßnahmen im Einzugsgebiet zur Reduzierung der externen Nährstoffbelastung können zur Verringerung der Trophie von Seen und Talsperren gewässerinterne Ökotechnologien eingesetzt werden, die verschiedene ökologische Wirkprinzipien nutzen. Der Beitrag gibt einen Überblick zu Prinzip und Wirkungsweise gewässerinterner Verfahren und über neuere Entwicklungen. Wegen der unmittelbaren Wirkung auf die Wasserqualität werden in der Praxis derzeit vor allem Phosphor-Fällungen im Wasserkörper realisiert. Diese erfordern sorgfältige Voruntersuchungen, um die Nachhaltigkeit zu gewährleisten und um negative Auswirkungen auf das Gewässer zu vermeiden. Modernes Seenmanagement sollte sowohl externe als auch interne Maßnahmen in die Betrachtungen einschließen. Die Herausforderung besteht darin, die kombinierte Wirkung abzuschätzen und die zeitliche Abfolge so zu wählen, dass das Bewirtschaftungsziel mit geringstem finanziellem Aufwand erreicht werden kann.

Schlagwörter: Eutrophierung, Gewässer, Nährstoffbelastung, Trophie, Talsperre, Seenmanagement

DOI: 10.3243/kwe2013.12.004

Abstract

Eco-Technologies inside Water Bodies to Reduce the Trophic Level of Lakes and Reservoirs

Eutrophication of standing water bodies continues to be one of the greatest threats to our fresh water resources. In combination with measures in the catchment area that are intended to reduce external nutrient contamination, ecotechnologies applied inside water bodies, which rely on different ecological active principles, can be used to reduce the trophic status of lakes and reservoirs. The paper provides an overview of the principle and mode of action of such internal processes and more recent developments. Because of its direct impact on water quality, currently phosphorus precipitation is the most frequently used method in water bodies. This requires careful preliminary tests to ensure sustainability and prevent detrimental effects on the water body. A modern lake management concept should include both external as well as internal measures. The great challenge is to estimate the combined action and choose a sequence over time that ensures that the management objective can be achieved at the lowest cost.

Key words: eutrophication, water bodies, nutrient contamination, trophic level, reservoir, lake management

1 Einleitung

Unter gewässerinternen Ökotechnologien versteht man die Nutzung ökologischer Wirkprinzipien über steuernde Eingriffe, so dass einzelne Prozesse in einem Gewässer überproportional wirksam werden [1]. Der Einsatz von Ökotechnologien für Seen beruht auf der Erkenntnis, dass die Ausprägung der Wasserqualität nicht nur von der externen Belastung, sondern auch von der physikalischen, chemischen und biologischen Struktur eines Gewässers abhängt [2]. Die Konsequenzen einer verän-

derten externen Belastung lassen sich daher ohne genaues Verständnis dieser Strukturen und Prozesse nicht sicher vorhersagen (Nixdorf et al., dieses Heft). Umgekehrt führt eine Optimierung der internen Struktur dazu, dass die unerwünschten Wirkungen einer zu hohen externen Belastung minimiert werden können. Deshalb sollte ein modernes Gewässermanagement auch interne Steuermaßnahmen in die Betrachtung einbeziehen. Eine Kombination von externen und internen Verfah-

ren gewinnt in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung, weil weitere Maßnahmen zur Senkung vor allem diffuser Lastquellen mit enormem Aufwand verbunden sind und oft nur langsam wirksam werden. Verzögerungseffekte können auch im Gewässer selbst wegen der langen Wasseraufenthaltszeit oder der Nährstoffrücklösung aus Sedimenten auftreten, die durch interne Steuermaßnahmen vermieden werden können. Ein weiterer Grund für den Einsatz von Ökotechnologien ergibt sich daraus, dass eine gewässerinterne Manipulation Auslöser für eine sprunghafte Veränderung zum gewünschten ökologischen Zustand sein kann (Hupfer et al., dieses Heft). Außerdem können technische Maßnahmen als Notfallmaßnahme eingesetzt werden, um die Symptome einer zu hohen Trophie (z.B. Fischsterben, Geruchsbelastung) zu mindern. In der Seentherapie wird im deutschsprachigen Raum nach dem Ort ihrer Anwendung zwischen Sanierung und Restaurierung unterschieden [3]. Unter Sanierung versteht man externe Maßnahmen im Einzugsgebiet, die zur Verringerung der Nährstoffeinträge in das Gewässer beitragen. Die Restaurierung schließt alle seeinternen Maßnahmen ein, die auf die Senkung zu hoher Trophie und deren Folgen abzielen.

In vielen Fällen lagen die Auswirkungen von Maßnahmen zur Senkung der Trophie in Deutschland unter den Erwartungen, weil die Randbedingungen für einen wirksamen Einsatz nicht bekannt waren oder diese durch Voruntersuchungen nicht ermittelt wurden. Nachfolgend werden die wichtigsten gewässerinternen Ökotechnologien und der aktuelle Diskussionsstand bezüglich Wirksamkeit und Besonderheiten der Verfahren dargestellt. Es wird auch auf sogenannte alternative Verfahren mit zweifelhafter Wirkung eingegangen, die eine erstaunliche Verbreitung haben. Ziel dieses Beitrages ist es, einen Überblick über die wichtigsten gewässerinternen Ökotechnologien zu geben und neueste Erfahrungen auszuwerten. Dabei erhebt die Arbeit keinen Anspruch auf Vollständigkeit hinsichtlich eingesetzter Verfahren. Weitere Details und Verfahren sind z. B. bei Spieker et al. [4], Hupfer & Scharf [5], DWA [6], Hupfer & Hilt [7] oder Cooke et al. [8] zu finden.

2 Wirkungsweise gewässerinterner Verfahren zur Eutrophierungsverminderung

Physikalische, chemische und biologische Verfahren zielen entweder darauf, die Nährstoffkonzentration zu verringern oder die biologische Struktur so zu verändern, dass die Empfindlichkeit gegenüber bestehenden Nährstoffbelastungen verringert wird bzw. die Anpassung an das neue Gleichgewicht beschleunigt wird. Ausgehend von der P-Bilanz in einem See (Abbildung 1) gibt es verschiedene Ansatzpunkte, den Phosphor (P) im See zu vermindern: Neben der Reduzierung des Eintrages durch externe Maßnahmen besteht entweder die Möglichkeit, den P-Rückhalt im Gewässer oder den P-Export aus dem Gewässer zu erhöhen. Eine Erhöhung des P-Rückhaltes (Nettosedimentation) kann durch einmalige oder andauernde Erhöhung der P-Bruttosedimentation durch verstärkte Ausfällungen im Wasserkörper realisiert werden. Die Nettosedimentation erhöht sich auch, wenn die P-Rücklösung durch Erhöhung der P-Bindekapazität im Sediment unterdrückt bzw. der Vorrat an mobilem P vermindert wird. Eine wichtige Größe für die Wirksamkeit seeinterner Maßnahmen zur Verminderung des P-Inhaltes ist die Verweilzeit. Mit dem Inbox-Modell können verschiedene Sanierungs- und Restaurierungsstrategien vergli-

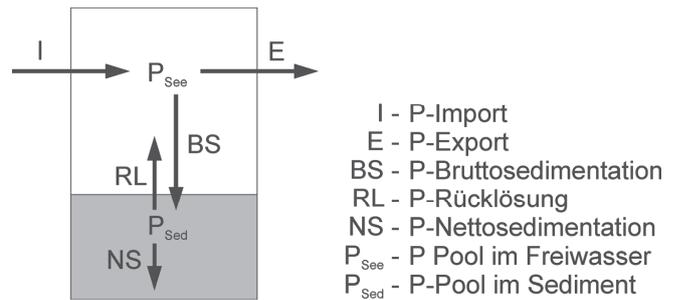


Abb. 1: Einfache P-Bilanz eines Sees mit Ansatzpunkten für verschiedene Restaurierungsverfahren (Erklärungen siehe Text und Tabelle 1)

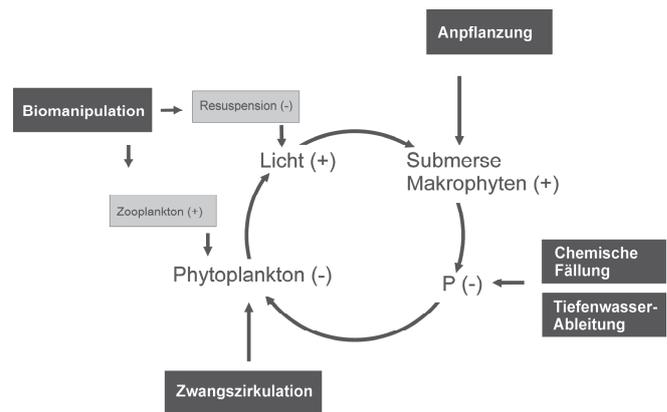


Abb. 2: Positive Rückkopplungsmechanismen (stark vereinfacht), die durch verschiedene seeinterne Maßnahmen induziert werden (verändert aus [9], nach [10]).

chen und ihre Wirkungen auf das Gewässer abgeschätzt werden [5]. Eine einzelne Maßnahme hat meist nicht nur einen primären Effekt, sondern kann das Erreichen des Güteziels durch weitere Wirkungen unterstützen oder ihm auch entgegenwirken. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Maßnahmen und ihre primären und sekundären Effekte. Details werden in den nachfolgenden Kapiteln erläutert. Einzelne oder kombinierte interne Maßnahmen können positive Rückkopplungen auslösen, die das System im gewünschten Zustand stabilisieren. Abbildung 2 zeigt in vereinfachter Form solche Verstärkungseffekte und die Startpunkte für verschiedene Maßnahmen. Obwohl die wissenschaftlichen Grundlagen zum Teil noch fehlen, könnte die Kombination verschiedener Verfahren Erfolg versprechend und wirtschaftlich sinnvoll sein. Das betrifft insbesondere die Kombination externer und interner Verfahren.

3 Gewässerinterne Ökotechnologien mit direkter Beeinflussung des P-Haushaltes

3.1 Fällung mit reaktiven Fällmitteln

Für die Ausfällung von Nährstoffen werden aus der Vielzahl verschiedener Fällmittel hauptsächlich Verbindungen mit den wirksamen Bestandteilen Aluminium (Al), Calcium (Ca), Eisen (Fe) und Lanthan (La) in die Gewässer eingebracht (Abbildung 3). Zwei verschiedene Ziele werden mit einer Fällung verfolgt. Zum einen sollen Nährstoffe aus dem Wasserkörper ausgefällt werden. Beim Absinken der Fällmittel zum Gewässergrund sor-

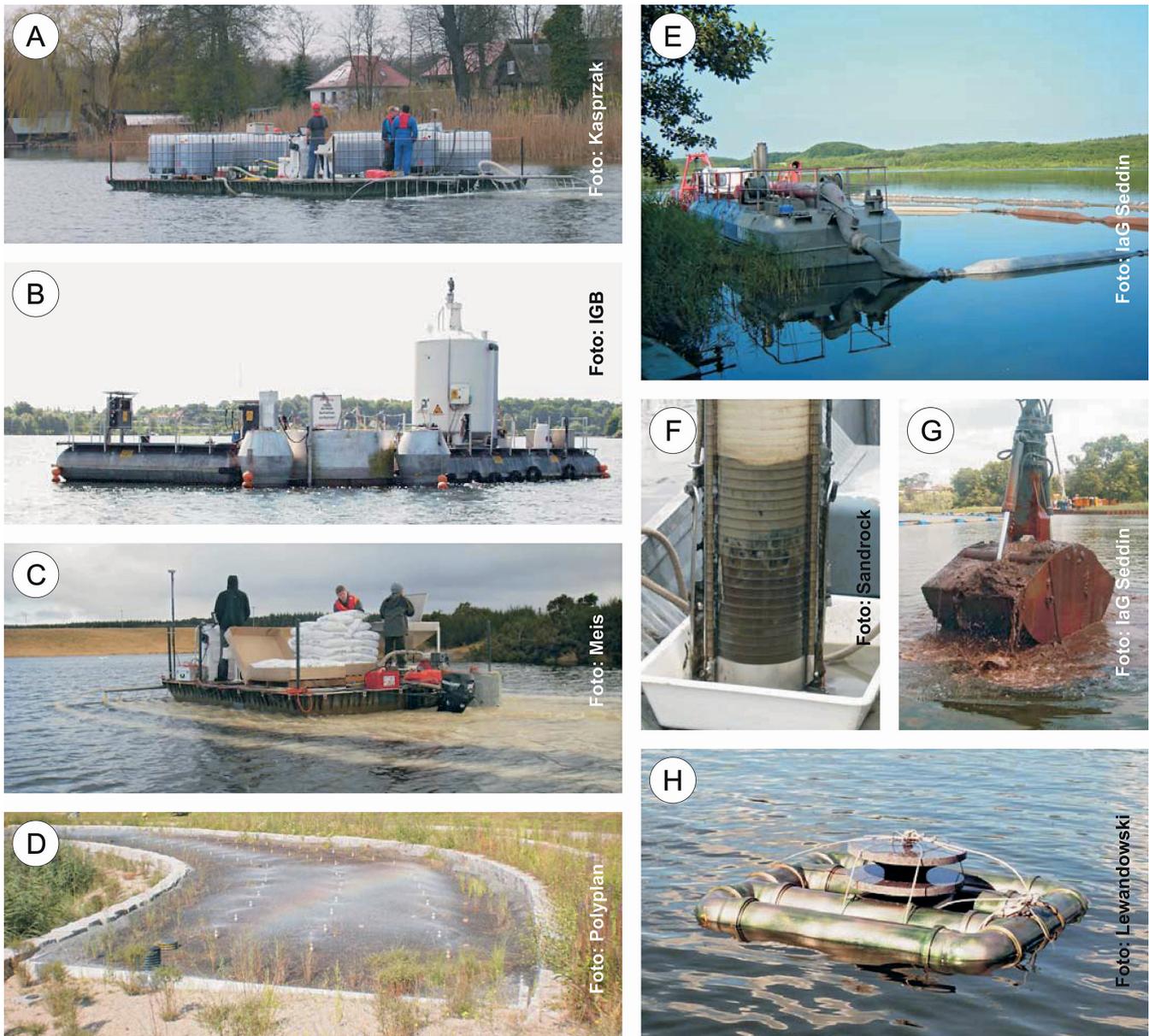


Abb. 3: Verschiedene Technologien, die zur Behandlung eutrophierter Seen und Talsperren eingesetzt werden: (A) Fällung von Phosphor mit Polyaluminiumchlorid, Feldberger Haussee (Mecklenburg-Vorpommern), (B) Zugabe von Aluminat und Ca(OH)_2 in das Hypolimnion mit Hilfe eines Tibeau-Belüfters, Tiefwarensee (Mecklenburg-Vorpommern), (C) Bentophos®-Applikation zur Inaktivierung von Phosphor, Loch Flemington (UK), (D) Bodenfilter zur externen Reinigung von Seewasser, (E) Entschlammung mit Saugspülbagger, (F) Sedimentkern mit Tonaufgabe, Sedimentabdeckung am Siedenbollentiner See (Mecklenburg-Vorpommern), (G) Entschlammung mit Greifertechnik, (H) Power-Djed als „alternatives Verfahren“, Burgsee Bad Salzung.

bieren gelöste Nährstoffe (insbesondere P) an die Oberfläche der Fällmittel und partikuläre Wasserinhaltsstoffe werden mitgefällt. Zum anderen soll durch die Erhöhung des Bindungspotenzials der Sedimente die P-Rücklösung verringert werden. Jedes Fällmittel hat Vor- und Nachteile, die bei der seespezifischen Auswahl eines Fällmittels und dessen Anwendung zu beachten sind.

3.1.1 Aluminium

Die Verbindungen des Al sind redoxunempfindlich, aber pH-sensitiv [11]. Sie gehen sowohl in stark saurem als auch in stark basischem Milieu ($< \text{pH } 4$ und $> \text{pH } 9$) wieder in Lösung. Im Sediment selbst ist dies kein Problem, da in den meisten na-

türlichen Seen der pH-Wert sehr stabil zwischen pH 6 und pH 7 liegt. Durch Resuspension können allerdings in manchen Flachseen und Flachwasserbereichen Al-Hydroxidflocken mit sorbiertem Phosphat wieder in den Wasserkörper gelangen [12]. Tritt gleichzeitig eine starke Phytoplankton-Blüte auf, können die pH-Werte so hoch sein, dass sich die Al-Präzipitate wieder auflösen und P freigesetzt wird [11]. Insbesondere bei flachen Seen kann es zur Resuspension der Al-Flocken kommen und hohe pH-Werte im Wasserkörper begünstigen die Bildung toxischer Formen. Für tiefe geschichtete Seen sind die Erfolgsaussichten am höchsten und die Risiken zugleich am geringsten. Natürlicherweise kommt Al praktisch in allen Gewässersedimenten in mehr oder weniger hohen Konzentrationen vor. Es sind sogar einige Fälle bekannt, bei denen gelöstes Al aus dem

Prinzip	Primäre Steuergröße	Sekundäre Effekte
Chemische Methoden		
Al-/Fe-Salze	BS↑, NS↑	Mobiler P im Sediment↓, RL↓, P _{Sec} ↑
Bentophos®	BS↑, NS↑	Mobiler P im Sediment↓, RL↓, P _{Sec} ↑
Externe P-Elimination	P _{See} ↓	
Physikalische Methoden		
Tiefenwasserbelüftung	Hypolimnische O ₂ -Konzentration↑	Reduzierende Substanzen↓ Mobiler P im Sediment↓, RL↓
Tiefenwasserableitung	E↑	Reduzierende Substanzen↓
Zwangszirkulation/ Destratifikation	Licht für Phytoplankton↓	E↑ Zooplankton↑ CO ₂ -Hemmung für Cyanobakterien
Sedimententfernung	Wassertiefe↑	Reduktives Potenzial↓, P _{Sec} ↓, RL↓ Toxische Substanzen↓
Sedimentabdeckung	RL↓	
Biologische Methoden		
Nahrungsnetzmanipulation	Zooplanktonbiomasse↑	Sichttiefe↑
Entfernung von Makrophyten	Makrophyten↓	Phytoplankton↑ Verhinderung der Verlandung Resuspension↑
Bepflanzung mit Makrophyten	Makrophyten↑	Zooplankton↑, Allelopathische Hemmung von Phytoplankton, Sedimentation↑, Resuspension↓

Tabelle 1: Ansatzpunkte verschiedener physikalischer, chemischer and biologischer Technologien zur Senkung der Primärproduktion in Seen und Talsperren (Abbildung 1). Die Pfeile nach oben bzw. unten geben eine Zu- bzw. Abnahme der entsprechenden Größe (RL = Rücklösung, BS = Bruttosedimentation, NS = Nettosedimentation, E = Export, P_{See} = P-Gehalt im See-wasser, P_{Sec} = P-Gehalt im Sediment) an.

versauerten Einzugsgebiet in Seen oder Talsperren eingetragen wird, und im Gewässer selbst kommt es dann zum gleichen Fällungsprozess, wie er bei der Fällmittelzugabe ausgenutzt wird [13]. Die Al-Konzentrationen im Wasserkörper unterscheiden sich einige Wochen nach der Fällung in der Regel nicht von den Al-Konzentrationen unbehandelter Gewässer [14, 15].

Es gibt viele Beispiele für erfolgreiche Nährstofffällungen mit Al, die zu langanhaltenden Trophiesenkungen geführt haben (allein in Mecklenburg-Vorpommern sind ca. 20 Beispiele dokumentiert, z. B. Tiefwareensee [16, 17]). Ein weiteres positives Beispiel für eine erfolgreiche Al-Fällung ist der Barleber See, das wichtigste Erholungsgewässer Magdeburgs. Der von 1927 bis 1935 als Kiesgrube entstandene Baggersee hatte zunächst P-Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze. Ab 1961 stiegen die P-Konzentrationen innerhalb von 25 Jahren auf Werte über $150 \mu\text{g P L}^{-1}$ an und führten zu massiven Eutrophierungserscheinungen. Ende 1986 wurde deshalb im See eine Fällung mit 480 t Al-Sulfat durchgeführt, um die sommerlichen Cyanobakterien-Massenentwicklungen zu verringern. Die eingesetzte Fällmittelmenge entspricht $5,7 \text{ mg L}^{-1} \text{ Al}^{3+}$ und damit einer deutlichen Überdosierung. Diese konnte offensichtlich die natürliche P-Belastung im Weiteren kompensieren und so eine Langzeitwirkung (Klarwassersee, submerse Makrophyten) sicherstellen.

3.1.2 Calcium

Als weiteres Fällmittel für P wurden auch Ca-Verbindungen eingesetzt [18, 19]. Eine induzierte Calcitfällung kann zur Sorption von P an der Calcitoberfläche, der Mitkristallisation von gelöstem oder partikulärem P oder zu Flockungs- und Koagulationsprozessen führen [20]. Partikel, insbesondere planktische Algen, können dabei als Nukleierungskeime wirken. Eine Bildung von Hydroxyapatit oder anderen mineralischen Calciumphosphaten im Wasser kann bei den herrschenden Bedingungen im Gewässer nicht erwartet werden. Wird Ca in fester Form eingebracht, hat es im Vergleich zu den anderen Fällmitteln eine deutlich geringere Bindungskapazität für P und die Reaktivität der entstandenen Präzipitate lässt durch Alterung (Mineralisation, pH-Wert Änderungen) relativ schnell nach. Calciumhydroxid wurde in Kombination mit Aluminat beispielsweise im Tiefwareensee (Mecklenburg-Vorpommern) eingesetzt [16, 17]. In zahlreichen Seen des NO-deutschen Tieflandes werden alljährlich im Frühling und Sommer natürliche Kalkfällungen beobachtet. Sie entstehen durch die Photosynthese des Phytoplanktons. Dabei kommt es zu Konzentrationsübersättigung an Calciumkarbonat, welches dann in Form winziger Kristalle ausfällt. Auf dem Weg ins Sediment wird P mitgefällt. Kalkfällungen wirken deswegen als natürlicher Schutzmechanismus gegen Eutrophierung.

3.1.3 Lanthan

Unter den Namen Phoslock® (außerhalb Deutschlands) und Bentophos® (innerhalb Deutschlands) ist ein Fällmittel auf dem Markt, bei dem es sich um ein mit La^{3+} angereichertes Tonmineral (Bentonit) handelt [21, 22]. Natürliche La-Gehalte in Seesedimenten liegen zwischen 10 und $45 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM}$ (zehn Europäische Seen, Bryan Spears, unveröff. Daten). La ist im Vergleich zum Al teurer. Der Vorteil von La ist die ausgesprochen hohe Bindungskapazität, die im Sediment auch lange

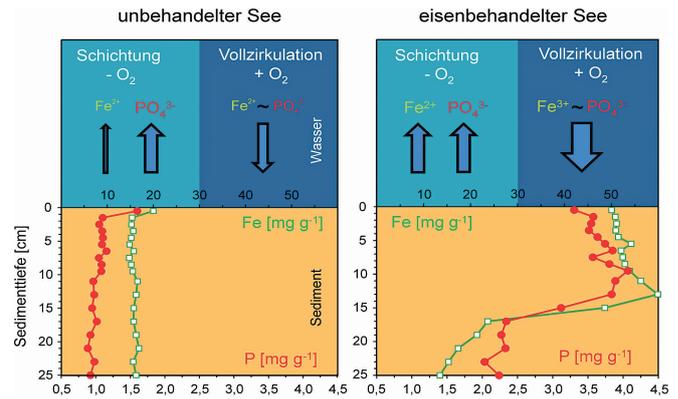


Abb. 4: Prinzip der sommerlichen P-Rücklösung und Fe-P-Ausfällung zur Vollzirkulation im Groß Glienicker See. Im unbehandelten See ist die vertikale Fe-Verteilung durch eine mehr oder weniger konstante Fe-Zufuhr aus dem Einzugsgebiet relativ konstant. Im behandelten See stellt eine einmalig Fe-Zugabe einen Fe-Überschuss sicher der garantiert, dass freies Fe zur Sedimentoberfläche wandert (Fe-Anreicherung) und ins O_2 -freie Wasser diffundiert und gleichzeitig mit dem freigesetzten Phosphat hypolimnisch akkumuliert wird. Bei O_2 -Zutritt wird Fe aus- und Phosphat effektiv mitgefällt [26].

nach der Fällung erhalten bleibt, sofern noch nicht die entsprechende P-Menge alle Bindungsplätze belegt (kaum Alterung). Bei Reaktion von La mit gelöstem Phosphat wird das Mineral Rhabdophan ($\text{LaPO}_4 \cdot n \text{ H}_2\text{O}$) gebildet. Die Phosphatbindung ist unter anaeroben Bedingungen und in einem weiten pH-Bereich (pH 5 – 9) stabil [21]. Im Vergleich zu Fe und Al, bei denen P und andere Partikel an im Wasser gebildete Hydroxidflocken sorbieren, bindet La ortho-Phosphat ionisch. Die Reaktionsgeschwindigkeit von La ist geringer als die von Fe und Al, so dass Phosphat im Wasserkörper beim Absinken des Fällmittels kaum ausgefällt wird. Eine Anwendung empfiehlt sich daher vor allem bei Seen, bei denen der P im Wasserkörper im Vergleich zum rüchlösbaren P im Sediment relativ gering ist. Die P-Bindekapazität von La und somit die notwendige Dosierung hängt von der Wasserhärte (Abnahme P-Bindekapazität bei zunehmender Härte) und dem pH-Wert ab (Abnahme P-Bindekapazität bei $\text{pH} > 8$) [23]. An einem Flachsee (Loch Flemington, Inverness, UK) wurde im Jahre 2009 ein La-haltiges Fällmittel eingesetzt. Die Ergebnisse der ersten beiden Untersuchungsjahre nach dem Fällmitteleinsatz zeigen eine signifikante Verringerung der P-Rücklösung aus dem Sediment. In der Folge reduzierte sich die P-Konzentration in der Wassersäule insbesondere in den Sommermonaten. Zeitgleich kam es zu einer signifikanten Abnahme der Phytoplankton-Biomasse (inklusive potenziell toxischer Cyanobakterien), zu einer Verringerung der Trübung der Wassersäule sowie zu einer tieferen Makrophyten-Tiefengrenze [24].

3.1.4 Eisen

Verbindungen des Fe sind redoxsensitiv. Oxidiertes Fe wird unter reduzierenden Bedingungen am/im Sediment wieder aufgelöst und damit geht auch sorbierter P in Lösung. Deshalb wurde die Wirksamkeit von P-Ausfällungen mit Fe kontrovers diskutiert und immer wieder angezweifelt. Da nur die verminderte P-Freisetzung als Restaurierungserfolg galt, gab es kaum Belege für eine positive Langzeitwirkung [25]. Aufgrund der

Redoxsensitivität wird die Fe-Applikation häufig mit Belüftungen gekoppelt bzw. in einigen Fällen wurde auch Nitrat als Oxidationsmittel zugegeben.

Im Groß Glienicker See (Berlin) wurde eine im Vergleich zu anderen Gewässern sehr hohe Fe-Dosis ($250 \text{ g m}^{-2} \text{ Fe(OH)}_3 + 250 \text{ g m}^{-2} \text{ FeCl}_3$) eingesetzt. Dieser Fe-Überschuss ist sinnvoll, um dessen Bindung an gelöste Sulfide und organisches Material zu kompensieren. Fe ist im Sediment mobil, verlagert sich in Richtung Sedimentoberfläche und stellt so eine hohe P-Bindfähigkeit sicher. Interessanterweise zeigten die Untersuchungen am Groß Glienicker See, dass unter dimiktischen Bedingungen die P-Rücklösung nicht unterdrückt werden muss, also während der thermischen Schichtung keine Belüftung notwendig ist, weil hypolimnisch akkumulierter P nicht produktionswirksam wird und gleichzeitig bzw. proportional auch Fe rückgelöst und akkumuliert wird [26]. Der natürliche O_2 -Eintrag während der Vollzirkulation stellt eine Fe-Oxidation und damit eine effektive P-Mitfällung sicher (Abbildung 4). Mit anderen Worten: Die Redoxsensitivität ist nicht länger als ein Nachteil eisenhaltiger Fällmittel anzusehen, da das Fe zur Sedimentoberfläche verlagert wird und so seine Langzeitwirkung sicherstellt, sofern genügend mobile Fe-Anteile zur Verfügung stehen.

Eine nach wie vor nicht eindeutig geklärte Frage ist, ob das sekundäre Fe(II)-Phosphat Mineral Vivianit ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8 \text{ H}_2\text{O}$) bei der dauerhaften Festlegung von Phosphat in Gewässerseimenten eine relevante Rolle spielt und welche Bedingungen

zur Bildung führen. Vivianit ist von besonderem Interesse, da diese Fe-P Verbindung unter reduzierenden Bedingungen stabil ist und damit eine dauerhafte P-Senke im P-Kreislauf darstellt [27]. Voraussetzung für die Bildung ist dessen Übersättigung im Porenwasser des Sediments. Allerdings zeigt eine Übersättigung (Sättigungsindex $\text{SI} > 1$) auch an, dass die Bildung kinetisch gehemmt ist. Visuell ist Vivianit durch eine charakteristische Blaufärbung zu erkennen. Ein Nachweis im Röntgendiffraktogramm ist schwierig, da fünf bis zehn Massenprozent Vivianit bezogen auf die gesamte Sedimentmasse für einen Nachweis erforderlich sind. Im Sediment des Groß Glienicker Sees wurde nachgewiesen, dass Vivianit gebildet wird und etwa 25 % des im Sediment vorhandenen Phosphats als Vivianit vorliegen. Aufgrund der großen Fällmittelmenge im Groß Glienicker See herrschen weiterhin günstige Bedingungen für die Vivianitbildung obwohl die Fe-Applikation bereits mehr als 20 Jahre zurückliegt. Es findet somit eine aktive und langfristige Festlegung von Phosphat in Form von Vivianit statt.

3.1.5 Grundsätze beim Einsatz von Fällmitteln

Beim Einsatz von Fe- und Al-haltigen Fällmitteln ist zu beachten, dass je nach Fällmittel und Applikationsform deutliche Erhöhungen oder Reduzierungen des pH-Wertes auftreten können, so dass die Pufferkapazität des Wassers genau bekannt

sein muss. Im Gegensatz dazu beeinflusst die La-Applikation den pH-Wert im Wasserkörper nicht.

Es kann davon ausgegangen werden, dass die verschiedenen Fällmittel bei sorgfältiger und fachgerechter Anwendung nicht toxisch und auch andere Risiken für Biozönosen minimal sind [14, 15]. Fe und Ca kommen natürlicherweise in zum Teil sehr hohen Konzentrationen in den Gewässern und deren Sedimenten vor. Negative Effekte können in erster Linie durch massive pH-Wert Änderungen bei einer nicht fachgerechten Anwendung auftreten. Für Al liegen einige Toxizitätsuntersuchungen vor [14]. Im stark sauren und stark basischen Milieu entstehen Al^{3+} bzw. $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, die kritisch zu bewerten sind. Dies gilt in gleicher Weise für das natürlicherweise im Gewässer vorhandene Al. Dagegen ist das unter normalen Milieubedingungen im Sediment vorliegende $\text{Al}(\text{OH})_3$ unbedenklich. Untersuchungen haben gezeigt, dass Al an Fischkiemen akkumuliert, diese Aufnahme ist jedoch reversibel [14]. Für La bzw. Bentonit liegt bisher nur eine Untersuchung vor, wonach keine negativen Auswirkungen auf *Daphnia magna* zu erwarten sind [28].

In der Diskussion über die Toxizität sollte unbedingt beachtet werden, dass durch die Eutrophierung im Tiefenwasser angereicherte Stoffe wie NH_4^+ , H_2S , CH_4 und letztendlich auch der O_2 -Mangel den Lebensraum stark einschränken. Durch die Nährstoffelimination sinkt die Produktivität des Gewässers, die Wahrscheinlichkeit, dass toxische Cyanobakterien-Blüten auftreten nimmt ab und die Fischbiomasse geht zurück. Fällmittel können neben der Produktivitätssenkung auch den Lebensraum von Benthosorganismen durch eine stabile Sedimentauflage beeinträchtigen. Andererseits kann der Flächenanteil oxidischer Sedimente im Profundal im Ergebnis der Nährstoffelimination zunehmen, so dass auch eine Ausdehnung des Lebensraumes möglich ist.

Die chemische P-Fällung ist eine Restaurierungsmethode mit geringem Aufwand-Nutzen-Verhältnis. Vor dem Hintergrund vieler noch anstehender Seentherapien und der damit verbundenen Kosten ist nach dem Stand des Wissens die Fällung mit Al-Verbindungen die wichtigste Methode. Eine gut vorbereitete P-Fällung hat in tiefen, thermisch geschichteten Seen hohe Erfolgsaussichten. In polymiktischen Seen kann die P-Fällung ein permanentes Klarwasserstadium auslösen, das sich anschließend durch Makrophytendominanz stabilisiert. Allerdings kann die oben angesprochene pH-Sensitivität in Flachseen ein Problem darstellen, falls es zur Resuspension von Al-Hydroxidflocken kommt. Wirkstoff und Konzentration des Fällmittels sind durch Vorversuche seespezifisch anzupassen und entsprechend dem Puffervermögen des Wassers zu optimieren. Die P-Fällung ist am effektivsten, wenn im Freiwasser möglichst viel P gelöst und nicht in Planktonorganismen gebunden ist. Deshalb wird insbesondere in Flachseen ein Fällmitteleinsatz zwischen November (Ende der produktiven Phase) und März (kurz nach Eisauflauf) empfohlen. Allerdings ist wie oben angesprochen der rücklösbare P-Pool im Sediment meist viel größer und eine wichtigere Zielgröße als der P-Pool im Freiwasser. Um eine gleichmäßige Verteilung der Fällmittel zu erreichen, sollte die Ausbringung bei stabiler Wetterlage oder vom Eis aus vorgenommen werden. In thermisch geschichteten Seen kann eine Fällung auch auf dem Höhepunkt der Stagnationsperiode erfolversprechend sein, weil zu diesem Zeitpunkt ein Großteil des P-Inhalts im Hypolimnion als SRP angereichert ist. Allerdings gibt es im

Sommer bei vielen Seen Kollisionen der Fällmittelapplikation mit anderen, insbesondere touristischen Nutzungen des Gewässers.

3.2 Tiefenwasserableitung

Die Ableitung von Tiefenwasser geschichteter Seen und Talsperren zielt darauf ab, den P-Export aus dem Gewässer zu erhöhen. Über den Abfluss eines Sees verlässt zumeist epilimnisches Wasser den See. Im Sommerhalbjahr verringern sich die P-Konzentrationen im Epilimnion aufgrund von Sedimentation während sich P im Hypolimnion anreichert. In Talsperren ist eine Tiefenwasserableitung aufgrund der variablen Tiefe des Auslasses meist relativ einfach zu realisieren. In Seen benötigt man dagegen eine Leitung vom tiefsten Punkt des Sees zum Abfluss und ein regulierbares Ablaufbauwerk. Um mit diesem Verfahren möglichst viel P entfernen zu können, sollte der meiste P im Wasserkörper vorliegen, das Gewässer eine kurze Wasseraufenthaltszeit haben (damit große Wassermengen entnommen werden können) und die Differenz zwischen epi- und hypolimnischen P-Konzentration sollte möglichst groß sein. Die Effizienz kann mit dem Einbox-Modell ermittelt werden [29].

3.3 Externe P-Elimination

Externe P-Eliminationsanlagen entnehmen aus dem See Wasser, bei geschichteten Seen meist Tiefenwasser, und führen es aufbereitet zurück. Diese Anwendung kommt vor allem dann in Frage, wenn eine Tiefenwasserableitung wegen der exportierbaren Wassermenge nicht effizient ist. Die Wirksamkeit dieses Verfahrens wird durch den P-Inhalt des Wasserkörpers relativ zur externen P-Last und dem Vorrat mobiler P-Verbindungen im Sediment, dem Wirkungsgrad der Anlage und ihrem Wasserdurchsatz relativ zum Seevolumen bestimmt. Grundsätzlich lassen sich Bodenfilter und chemische Fällungsanlagen voneinander unterscheiden. Letztere fallen mit Fe- oder Al-haltigen Fällmitteln gelöstes P aus dem Wasserkörper (z. B. Pelicon Anlagen [6]). Bodenfilter binden über Adsorptionsprozesse gelöstes P und bauen über Biofilme Phytoplankton und Keime ab. Partikuläre Inhaltsstoffe werden bei beiden Verfahren zurückgehalten. Bodenfilter existieren als berieselte (Abbildung 3) oder gesättigte Anlagen und werden teilweise zur weiteren Nährstoffbindung bepflanzt. Ein etabliertes Anwendungsfeld der Bodenfilter sind Badeseen [30]. Verfahren zur externen P-Elimination werden kontinuierlich betrieben und aus ökonomischen Gründen zumeist in kleineren Seen angewendet.

3.4 Entschlammung

Ziel einer Entschlammung ist es, P-reiches Sediment zu entnehmen und so die interne P-Belastung zu reduzieren. Dabei sollte vorab unbedingt geklärt werden, ob das Sediment in der Jahresbilanz tatsächlich eine relevante Netto-P-Quelle ist. Nach einer Lastsenkung (Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet) kann das Sediment vorübergehend eine P-Quelle sein. In allen anderen Fällen ist das Sediment eine P-Senke, selbst dann, wenn es während bestimmter Phasen des Jahres zu einer Netto-P-Rücklösung kommt. In den durch Sedimentation wachsenden Sedimenten wird immer eine gewisse P-Menge dauerhaft im Sediment eingelagert. Weitere Gründe, warum Entschlam-

mungen oft nicht zum gewünschten Erfolg führen, sind: die Aufwirbelung von Sediment während der Baggerung (Abbildung 3), P-reiches Rücklaufwasser, ähnlich hohe P-Remobilisierungsraten der neu angeschnittenen Sedimentschichten oder eine verstärkte P-Rücklösung durch längere Schichtungsphasen nach der Seenvertiefung. Der Effekt der Entschlammung auf die Wasserbeschaffenheit lässt sich selbst bei weitgehender Vermeidung von Verfahrensfehlern nur schwer prognostizieren. Des Weiteren gilt die Entschlammung als ein im Vergleich zu anderen Maßnahmen extrem teures Restaurierungsverfahren.

3.5 Sedimentabdeckung

Unter Sedimentabdeckung versteht man das Einbringen einer physikalischen oder chemischen Barriere zwischen Gewässersediment und Wasserkörper. Der Vorteil gegenüber einer Entschlammung wird darin gesehen, dass die mit der Umlagerung von Sedimenten verbundenen Risiken vermieden werden. Es gibt bisher nur wenige Erfahrungen mit der Abdeckung von Sedimenten. Bei der Abdeckung geht es in erster Linie um eine Erhöhung des P-Rückhaltes im Sediment bei dem der P-Transport vom Sediment ins Freiwasser behindert werden soll, so dass die Einbringung von Abdeckmaterial mit der Einbringung von Fällmitteln im Überschuss vergleichbar ist. Die Effizienz kann durch die Verringerung der Stabilität der Barriere durch aufsteigende Gasblasen und Bioturbation sowie die Überlagerung mit neuem Sediment vermindert werden. Im Siedenbollentiner See (Mecklenburg-Vorpommern) wurden Ende 2006 980 t Friedländer Ton auf dem Sediment als 4 cm mächtige Schicht aufgebracht (Abbildung 3). Es hat sich gezeigt, dass die Abdeckung mit Ton in einem begrenzten Umfang funktioniert haben könnte, sie ist aber zweifellos – wenn es um Trophiesenkung geht – im Vergleich zu Nährstoffausfällungen mit Al- oder Fe-Ionen deutlich teurer (Faktor 5 – 7) und in Bezug auf die Nährstoffbindung weniger effektiv.

4 Gewässerinterne Ökotechnologien ohne direkte Beeinflussung des P-Haushaltes

4.1 Tiefenwasserbelüftung und Zwangszirkulation

Bei der Zwangszirkulation wird der gesamte Wasserkörper durchmischt. Der Aufbau einer Schichtung wird verhindert, was bei tiefen Seen allerdings einen relativ hohen Energiebedarf erfordert. Eine Destratifikation wirkt außerordentlich vielfältig auf das Wachstum und die Zusammensetzung des Phytoplanktons sowie die Verteilung und das Vorkommen von Stoffen innerhalb der Wassersäule [5]. Im Wasser gelöste Gase wie H_2S , CH_4 , CO_2 und NH_3 können an der Wasseroberfläche ausgasen und Sauerstoff (O_2) aus der Atmosphäre aufgenommen werden. Allerdings kann eine Zwangszirkulation dazu führen, dass die Versorgung der euphotischen Zone mit Phosphor (P) verbessert wird, weil die Separierung von nährstoffarmem Epilimnion und nährstoffreichem Hypolimnion aufgehoben wird. In vielen Fällen (z.B. Sempacher See, Schweiz) werden Zwangszirkulationsanlagen deshalb nur im Winter betrieben, um die jahreszeitlich bedingte Durchmischung des Wasserkörpers zu unterstützen und eine vollständige Auffüllung des O_2 -Vorrates im Wasserkörper zu gewährleisten. Dies kann insbesondere auch vor dem Hintergrund des Klimawandels wichtiger werden, weil sich die winterli-

chen Durchmischungsphasen in Zukunft verkürzen werden (Shatwell et al., dieses Heft).

Die Tiefenwasserbelüftung zielt darauf ab, dem Tiefenwasser O_2 zuzuführen, ohne die thermische Schichtung zu beeinträchtigen. Die Schichtung ist in der Regel erwünscht, da das Epilimnion im Sommer durch Sedimentation an Nährstoffen verarmt und deren Verfügbarkeit verringert. In einigen Fällen wird reiner O_2 im Hypolimnion zudosiert und die Blasen lösen sich auf dem Weg nach oben auf noch bevor sie das Metalimnion erreicht haben (z.B. Sempacher See, Schweiz). In anderen Fällen wird Tiefenwasser durch ein Steigrohr mit einem Luftblasenstrom an die Wasseroberfläche gefördert (z.B. TiefenwasserBELüftungsANlage TIBEAN™). Dort können die gelösten Gase entweichen und O_2 aufgenommen werden. Das Wasser wird durch ein Fallrohr wieder nach unten ins Hypolimnion geleitet.

Zwangszirkulation und Tiefenwasserbelüftung erhöhen den O_2 -Inhalt des Wasserkörpers und verringern die Konzentrationen gelöster Gase (s. o.) und reduzierter Verbindungen (HS^- , Fe^{2+} , Mn^{2+} , As^{3+}). Damit vergrößert sich der Lebensraum für Fische und andere, z. B. wirbellose Organismen; die Gefahr eines Fischsterbens sinkt. Allerdings können beim Anfahren einer Zwangszirkulation oder bei zu geringer Dimensionierung (z.B. Waltershofer See, Freiburg) kritische O_2 -Verhältnisse durch Mischung des epi- und hypolimnischen Wasserkörpers auftreten, wenn das Zehrungspotenzial des Hypolimnions größer ist als das Oxidationspotenzial des Epilimnions. Ein weiteres Ziel für die Bewirtschaftung von Trinkwassertalsperren ist es, die Kosten der Wasseraufbereitung zu senken. Die Tiefenwasserbelüftung zielt auf O_2 -Konzentrationen von mindestens 4 mg/L damit Eisen, Mangan und Arsen bereits im Wasserkörper oxidiert werden und ausfallen.

Neben der O₂-Versorgung für die Organismen im Wasserkörper zielen Tiefenwasserbelüftung und Zwangszirkulation oft auch darauf, durch die verbesserte O₂-Versorgung des sedimentnahen Wassers die P-Freisetzung aus dem Sediment zu reduzieren und gleichzeitig den Abbau abgestorbener Biomasse zu verbessern. Die Mineralisation organischer Substanz führt zwar zwangsläufig zur Freisetzung des in der Biomasse enthaltenen Phosphors, aber bei der Anwesenheit geeigneter Bindungspartner kann dieser P rasch wieder festgelegt werden. Die geringe Dicke der durch O₂ oxidierten Sedimentschicht und die Reversibilität der P-Bindung an oxidiertem Fe und Mn führen zwangsläufig dazu, dass die zusätzlich in der oxidierten Sedimentschicht festlegbare P-Menge im Vergleich zu dem P-Inhalt im Wasserkörper oder der Zufuhr sehr gering ist. Dementsprechend gibt es in der internationalen Fachliteratur kein Fallbeispiel, in dem eine Tiefenwasserbelüftung eine erfolgreiche Gewässerrestaurierung im Sinne der oben genannten Definition (Trophiesenkung) war.

4.2 Biomanipulation

Unter Biomanipulation werden gezielte Beeinflussungen des Nahrungsnetzes verstanden (z. B. Dezimierung der Friedfischbestände, Schutz oder gezielter Besatz von Raubfischen), um den gewünschten trophischen Zustand herzustellen, zu unterstützen und dauerhaft sicherzustellen. Zooplankton, insbesondere Daphnien, werden gefördert, um die Phytoplanktonmenge zu verringern und die Klarheit des Wassers zu verbessern (Nixdorf et al., dieses Heft; [5], [31]). Die ursprüngliche Idee besteht darin, den Kaskaden-Effekt der Nahrungskette auszunutzen, in dem „von oben“ (top down) der Fraßdruck auf das filtrierende Zooplankton verringert wird. Dadurch wird das Phytoplankton in seiner Entwicklung unterdrückt. Die Biomanipulation initiiert auch sekundäre Prozesse, wie zum Beispiel die Förderung von Makrophyten, verbesserte Lichtverhältnisse oder verringerte Sedimentresuspension, die auf die Phytoplanktonentwicklung Einfluss nehmen (Abbildung 2). Die Biomanipulation wurde vor allem in flachen Seen erfolgreich angewandt. Neben erhöhten Grazing-Verlusten des Phytoplanktons an das herbivore Zooplankton ist die verstärkte Entwicklung submerser Makrophyten wichtig. Sie stabilisieren den Klarwasserzustand. In thermisch geschichteten Seen und Talssperren können durch Biomanipulation länger anhaltende und deutlichere Klarwasserstadien erzeugt werden. Durch Veränderung der Größenhäufigkeitsverteilung des Phytoplanktons hin zu nichtfressbaren Formen kommt es jedoch trotzdem zu Massenentwicklungen von Phytoplankton-Blüten [32].

4.3 Anpflanzung und Entfernung von Makrophyten

Die gezielte Förderung von Makrophyten kann den angestrebten Klarwasserzustand durch verschiedene Rückkopplungsmechanismen fördern. Wenn die Nährstoffkonzentrationen so weit gesenkt werden, dass die Lichtbedingungen eine Ausbreitung von Makrophyten ermöglichen, stabilisiert sich dieser Zustand über die Nährstoffkonkurrenz, die verminderte Resuspension, allelopathische Effekte und deren Wirkung als Nische für das Zooplankton. Dieser Prozess der Wiederansiedlung kann durch Ansäen oder Anpflanzen von Makrophyten gefördert werden. Eine künstliche Unterstützung der Ansiedlung ist dann sinnvoll, wenn (1) Samen oder andere Dauerstadien

nicht mehr vorhanden sind bzw. keine lebenden Bestände existieren, (2) die durch anderen Maßnahmen erreichbare Verminderung der Trübung zu kurz ist (3) oder um entsprechend der Nutzung auf die Artenzusammensetzung Einfluss zu nehmen [33]. Exzessives Makrophytenwachstum kann als Folge verbesserter Lichtverhältnisse nach Managementmaßnahmen oder durch die Ausbreitung von Neophyten auftreten. Maßnahmen dagegen sind erforderlich wenn die Makrophyten die Gewässernutzung beeinträchtigen (z. B. an Badestränden oder Häfen). Üblicherweise werden derartige Gewässerunterhaltungsmaßnahmen mit mechanischen Methoden durchgeführt. Vorsicht ist besonders in Flachseen geboten, weil das Risiko einer Umkehr in den trüben planktondominierten Zustand besteht. Flächendeckende Entkrautungen sind auch aus Kostengründen nicht sinnvoll.

5 Pseudowissenschaftliche Irrwege

An dieser Stelle soll auf einige sogenannte „Alternative Verfahren“ eingegangen werden. Diese kamen bislang vor allem in Gewässern zur Anwendung, bei denen die Größe des Gewässers bzw. die Eigentumsverhältnisse keine Einbeziehung von Fachbehörden erforderlich machte. Allen diesen Verfahren ist gemeinsam, dass nachprüfbar Belege für die versprochenen Erfolge fehlen. Pseudowissenschaftliche Erklärungen für die Wirkprinzipien werden gegeben. Teilweise werden sogar grundlegende naturwissenschaftliche Gesetze negiert. Kritische Fragen nach der zugrunde liegenden Wirkungsweise bleiben mit dem Hinweis auf Patente unbeantwortet. Es wird häufig damit argumentiert, dass die Verfahren umweltfreundlicher und kostengünstiger als andere Methoden sind. Fehlschläge konventioneller Restaurierungsverfahren werden in der Argumentation geschickt ausgenutzt [6]. Beim Einsatz der Verfahren werden gerne natürliche Zyklen ausgenutzt, um eine Maßnahme als scheinbaren Erfolg zu verkaufen (beispielsweise Durchführung kurz vor dem frühsommerlichen Klarwasserstadium). Oftmals geht eine Verbesserung auch mit bereits eingeleiteten Trends durch andere Maßnahmen einher. Folgende Gruppen von Verfahren kommen dabei zur Anwendung:

Hochleistungsbakterien: Der Einsatz von „Effektiven Mikroorganismen“ oder „Hochleistungsbakterien“ beruht auf der Erwartung, dass diese Mikroorganismen Stoffwechselleistungen in wesentlich höherer Qualität und Quantität vollbringen, als die im Gewässer schon vorkommenden Mikroorganismen. Man kann aber davon ausgehen, dass in jedem aquatischen Lebensraum die dort lebenden Organismengesellschaften optimal an die dort herrschenden Bedingungen angepasst sind [6]. Außerdem könnte zum Beispiel eine Steigerung des Abbaus organischer Sedimente auch kontraproduktiv wirken, weil die Sauerstoffzehrung und die Freisetzung von Nährstoffen begünstigt werden.

Bioenergetische Informationsübertragung: Weitere alternative Verfahren beruhen auf der bioenergetischen Informationsübertragung, bei denen „chaotische Information“ in „harmonische Information“ überführt werden soll (Verfahren nach Plocher). Dabei werden „informierte“ Trägermaterialien (Plocher-Röhren oder Steinmehl) ins Gewässer eingebracht [6]. Sie sollen als „transmaterielle Katalysatoren“ der Übertragung von

„Informationen“ durch „eine Energie, die im Äther oder im Kosmos ihren Ursprung hat“, dienen.

Elektromagnetische Verfahren: Sogenannte Power-Djeds nach dem Patent Graviton (Abbildung 3) würden Seen nach einem Prinzip säubern, das „ein steuerbares elektromagnetisches Verfahren und eine entsprechende Vorrichtung, die berührungsfrei, umweltschonend und ökonomisch sowohl eine Kristallwachstumsgenetik als auch die Genetik der Mikroorganismenentwicklung in weiten Grenzen beeinflussen kann“ (Zitat Hanse-Handelskontor Stralsund).

Klangschalen: Am Arendsee wurden Klangschalen eingesetzt, um die Wasserqualität zu verbessern. In einer Zeremonie am Rande des Sees sollten dabei die Moleküle im Wasser nicht nur mit dem Klang, sondern auch mit positiven Gedanken beeinflusst werden. Die Wirkungsweise der ursprünglich aus Tibet stammenden Klangschalen wird damit erklärt, dass die „im Oberfrequenzbereich“ erzeugten Töne dafür sorgen, dass die Grundordnung der Moleküle wiederhergestellt wird. Diese spirituelle Zeremonie bringt entsprechend veranlagte Menschen in Einklang mit der Natur und könnte auch als touristische Attraktion genutzt werden. Eine Beeinflussung der Wasserqualität konnte allerdings nicht registriert werden.

6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Mittlerweile gibt es ein hoch entwickeltes Instrumentarium, um Prozesse innerhalb eines Gewässers so zu beeinflussen, dass die Erreichung von Gütezielen unterstützt wird. In den letzten Jahren dominiert in der Praxis bei den seeinternen Verfahren die Ausfällung von P im Wasserkörper, um die Bioverfügbarkeit von P zu vermindern. Der Einsatz von Chemikalien als Ökotechnologie muss sehr sorgfältig im Hinblick auf unerwünschte Nebenwirkungen geprüft werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass die verschiedenen Fällmittel bei sorgfältiger und fachgerechter Anwendung nicht toxisch und auch andere Risiken für Biozönosen minimal sind. Langzeituntersuchungen zeigen, dass die Redoxempfindlichkeit des Eisens kein Nachteil sein muss, sondern eine nachhaltige Wirkung bedingen kann. Außerdem kann das zusätzliche Eisen durch Mineralbildung die dauerhafte Einlagerung des Phosphors begünstigen. Erste Erfahrungsberichte bei der Anwendung des neuen Fällmittels Bentophos® (Lanthan-haltiges Bentonit) sprechen für eine hohe P-Bindefähigkeit. Entscheidend für die Auswahl und den erfolgreichen Einsatz sind genaue Zustandsanalysen und eine Bilanzierung des P-Haushaltes. Dabei muss die Kapazität eines Verfahrens (z. B. maximales P-Bindevermögen) in Relation zu dem bestehenden Eintrag oder den relevanten P-Pools im Wasserkörper und Sediment gesetzt werden. Modernes Seenmanagement sollte neben externen auch interne Maßnahmen bei den möglichen Handlungsoptionen einschließen. Eine Herausforderung für Wissenschaft und Praxis besteht darin, die kombinierte Wirkung abzuschätzen und die zeitliche Abfolge so zu wählen, dass das Bewirtschaftungsziel mit geringstem finanziellem Aufwand erreicht werden kann.

Dank

Wir danken allen Teilnehmern des Workshops Seentherapie für die anregende Diskussion.

Literatur

- [1] J. Benndorf & R. Koschel (1988): *Ökotechnologie für saubere Gewässer*. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 38: 173–175.
- [2] J. Benndorf (2008): *Ecotechnology and emission control: Alternative or mutually promoting strategies in water resources management?* International Review of Hydrobiology 93: 466–478.
- [3] R. Pechlaner (1975): *Eutrophication and restoration of lakes receiving nutrients from diffuse sources only*. Verh. Internat. Limnol. 19: 1272–1278.
- [4] J. Spieker (2002): *Technologie Einsatz bei Seentherapien – Entwicklung, Stand, Perspektiven*. Wasser & Boden 54 (9): 5–13.
- [5] M. Hupfer & B. Scharf (2002): *Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration*. In: Steinberg, Calmano, Klapper, Wilken (Hrsg.), Handbuch Angewandte Limnologie. ecomed-Verlag, Landsberg, Kap. VI-2.1.: 1–67.
- [6] DWA (2006). *Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie*. Merkblatt DWA-M 606.
- [7] M. Hupfer & S. Hilt (2008): *Lake Restoration*. In: S. E. Jørgensen & B. D. Fath (Hrsg.), Ecological Engineering. Vol. 3 of Encyclopedia of Ecology. Oxford: Elsevier, 2080–2093.
- [8] G. D. Cooke, E. B. Welch, S. A. Peterson & S. A. Nichols (2005): *Restoration and management of lakes and reservoirs*. Taylor & Francis, Boca Raton, FL.
- [9] D. Uhlmann, L. Paul, M. Hupfer & R. Fischer (2011). *Lakes and Reservoirs*. In: P. Wilderer (Hrsg.) Treatise on Water Science, Volume 2: The Science of Hydrology, IWA Publishing and Elsevier, 157–213.
- [10] L. A. Hansson & C. Brönmark (2009): *Bio-manipulation of aquatic ecosystems*. In: G. Likens (Hrsg.): Encyclopedia of Inland Waters. Elsevier B.V., 242–248.
- [11] K. Reitzel, H. S. Jensen & S. Egemose (2013): *pH dependent dissolution of sediment aluminum in six Danish lakes treated with aluminium*. Water Research 47(3): 1409–1420.
- [12] S. Egemose, K. Reitzel, F. Ø. Andersen & H. S. Jensen (2013): *Resuspension-mediated aluminium and phosphorus distribution in lake sediments after aluminium treatment*. Hydrobiologia 701(1): 79–88.
- [13] K.-U. Ulrich & R. Pöthig (2000): *Precipitation of aluminium and phosphate affected by acidification*. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica 28(6): 313–322.
- [14] G. Wauer & H.-C. Teien (2010): *Risk of acute toxicity for fish during aluminium application to hardwater lakes*. Science of the Total Environment 408: 4020–4025.
- [15] G. Wauer, J. Mathes & R. Koschel (2009): *Seenrestaurierung mit Aluminium-haltigen Fällmitteln*. WasserWirtschaft 6: 38–42.
- [16] G. Wauer, T. Gonsiorczyk, M. Hupfer & R. Koschel (2009): *Phosphorus balance of Lake Tiefwareensee during and after restoration by hypolimnetic treatment with aluminium and calcium salts*. Lake and Reservoir Management 25(4): 377–388.
- [17] T. Mehner, M. Diekmann, T. Gonsiorczyk, P. Kasprzak, R. Koschel, L. Krienitz, M. Rumpf, M. Schulz & G. Wauer (2008): *Rapid recovery from eutrophication of a stratified lake with intermediate depth by disruption of internal nutrient load*. Ecosystems 11(7): 1142–1156.
- [18] E. E. Prepas, J. Babin, T. P. Murphy, P. A. Chambers & G. J. Sandland (2001): *Long-term effects of successive Ca(OH)₂ and CaCO₃ treatments on the water quality of two eutrophic hardwater lakes*. Freshwater Biol. 46:1089–1103.
- [19] M. Dittrich, O. Gabriel, C. Rutzen & R. Koschel (2011): *Lake restoration by hypolimnetic Ca(OH)₂ treatment: Impact on phosphorus sedimentation and release from sediment*. Science of the Total Environment 409(8): 1504–1515.
- [20] R. Koschel, J. Benndorf, G. Proft & F. Recknagel (1983): *Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication*. Arch. Hydrobiol. 98: 131–139.
- [21] S. Meis, B. M. Spears, S. C. Maberly, M. B. O'Malley & R. G. Perkins (2012): *Sediment amendment with Phoslock® in Clatto Reservoir (Dundee, UK): Investigating changes in sediment elemental composition and phosphorus fractionation*. Journal of Environmental Management 93: 185–193.

- [22] B. M. Spears, S. Meis, A. Anderson & M. Kellou (2013): *Comparison of phosphorus (P) removal properties of materials proposed for the control of sediment P release in UK lakes*. Science of the Total Environment 442: 103–110.
- [23] K. Reitzel, F. Ø. Andersen, S. Egemose & H. S. Jensen (2013): *Phosphate adsorption by lanthanum modified bentonite clay in fresh and brackish water*. Water Research 47(8): 2787–2796.
- [24] S. Meis (2012): *Investigating forced recovery from eutrophication in shallow lakes*. Ph.D. thesis. Cardiff University, Centre for Ecology & Hydrology.
- [25] G. D. Cooke, E. B. Welch, A. B. Martin, D. G. Fulmer, J. B. Hyde & G. D. Schriever (1993): *Effectiveness of Al, Ca, and Fe salts to control of internal loading in shallow and deep lakes*. Hydrobiologia 253: 323–335.
- [26] A. Kleeberg, C. Herzog & M. Hupfer (2013): *Redox sensitivity of iron in phosphorus binding does not impede lake restoration*. Water Research 47(3): 1491–1502.
- [27] J. Nriagu (1972): *Stability of vivianite and ion-pair formation in the system $Fe_3(PO_4)_2 \cdot H_3PO_4 \cdot H_2O$* . Geochimica et Cosmochimica Acta 36: 459–470.
- [28] M. Lürling & Y. Tolman (2010): *Effects of lanthanum and lanthanum-modified clay on growth, survival and reproduction of *Daphnia magna**. Water Research 44(1): 309–319.
- [29] A. Stein, C. Rietz & M. Hupfer (2008): *Seentherapie: Anwendung eines Phosphor Bilanzmodells zur Abschätzung der Wirksamkeit einer Tiefenwasserableitung bei sinkender externer Belastung durch Flächenstilllegung*. Hydrologie und Wasserwirtschaft 52: 66–75.
- [30] J. Spieker, S. Hirsch, C. Schwarzer, U. Schwarzer, H. Frehe & S. Bruns (2012): *Freibäder mit biologischer Wasseraufbereitung (Schwimm- und Badeteiche)*. In: M. Hupfer, W. Calmano, H. Klapper & R.-D. Wilken, R.-D. (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie*, 30. Ergänzungslieferung, Wiley-VCH Verlag, Weinheim.
- [31] T. Mehner, R. Arlinghaus, S. Berg, H. Dörner, L. Jacobsen, P. Kasprzak, R. Koschel, T. Schulze, C. Skov, C. Wolter & K. Wysujack (2004): *How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone*. Fisheries Management and Ecology 11: 261–275.
- [32] E. Jeppesen, M. Søndergaard, T. L. Lauridsen, T. A. Davidson, Z. Liu, N. Mazzeo, C. Trochine, K. Özkan, H. S. Jensen, D. Trolle, F. Starling, X. Lazzaro, L. S. Johansson, R. Bjerring & L. Lib (2012): *Biomnipulation as a Restoration Tool to Combat Eutrophication: Recent Advances and Future Challenges*. Advances in Ecological Research 47: 411–488.
- [33] S. Hilt, E. Gross, M. Hupfer, H. Moorscheid, J. Mählmann, A. Melzer, J. Poltz, S. Sandrock, E.-M. Scharf, S. Schneider & K. van de Weyer (2006): *Restoration of submerged vegetation in eutrophied shallow lakes - a guideline and state of the art in Germany*. Limnologica 36 (3): 155–171.

Dr. Peter Kasprzak

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und
Binnenfischerei (IGB)

Alte Fischerhütte 2

16775 Stechlin-Neuglobsow

Eberhard Hoehn

LBH – unabhängiges Büro für Gewässergutachten
Glümerstraße 2a, 79102 Freiburg

Dr. Andreas Kleeberg

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V.
Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg

Hannes Kurzreuther

Polyplan GmbH

Überseetor 14, 28218 Bremen

Niklas Lücke

Polycon GmbH

Überseetor 14, 28218 Bremen

Dr. Jürgen Mathes

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und
Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern
Paulshöher Weg 1, 19061 Schwerin

Dr. Sebastian Meis

Centre for Ecology and Hydrology (UK) & Cardiff University (UK)
jetzt: lanaplan GbR

Lobbericher Straße 5, 41334 Nettetal

Dr. Helmut Rönicke

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
Department Seenforschung

Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg

Dr. Stefan Sandrock

bioplan GmbH

Strandstraße 30

18211 Ostseebad Nienhagen

Dr. Gerlinde Wauer

Landesamt für Gesundheit und
Soziales Mecklenburg-Vorpommern

Schlossstraße 8

17235 Neustrelitz

E-Mail: lewe@igb-berlin.de



Autoren

Dr. Jörg Lewandowski, Matthias Rothe, Dr. Michael Hupfer
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
Müggelseedamm 301/310, 12587 Berlin