

Eisendosierungen zur Phosphorretention in Seesedimenten

Langfristige Effekte erfordern eine angepasste Planung der Managementmaßnahme

Lena Heinrich, Jan Diemel und Michael Hupfer (Berlin)

Zusammenfassung

Die Wirksamkeit von Eisen als Fällungsmittel für Phosphor in eutrophierten Seen wird durch niedrige Redoxbedingungen im Sediment als begrenzt angesehen. Ziel dieser Freilandstudie war es, die langfristige Wirksamkeit von früher durchgeführten Phosphorfällungen mit Eisen an zwei Berliner Seen (1992: Groß Glienicker See, 2000: Plötzensee) anhand von Sedimentkernuntersuchungen und vorhandenen Langzeitdaten genauer zu analysieren. In beiden Seen blieb das zugeführte Eisen in den Sedimenten nachweisbar. Im Groß Glienicker See nahm die Phosphorretention nach der Eisendosierung zu. Die Umwandlung von ursprünglich redoxempfindlichem und an Eisen(III)(oxi)hydroxid gebundenem Phosphor in das redoxstabile Eisen(II)-phosphat Vivianit ermöglichte eine langfristige Phosphorfestlegung im anoxischen Sediment. Im Gegensatz dazu wurde das zugegebene Eisen im Plötzensee ausschließlich durch die Bildung von Eisensulfiden zurückgehalten. In der eisenreichen Schicht wurde kein erhöhter Phosphorgehalt und auch keine Zunahme des eisen gebundenen Phosphors festgestellt. Dieses gegensätzliche Verhalten wird auf deutlich unterschiedliche Sulfatreduktionsraten in den beiden Seen zurückgeführt. Die Anwendung des Ein-Box-Modells bestätigt quantitativ die durch zunehmende Schwefeldeposition in den Sedimenten ausgelöste Verringerung der Sulfatkonzentrationen im Wasserkörper nach der Eisenapplikation. Die Freilandstudie zeigt, dass das durch die Sulfatreduktion gebildete Sulfid mit der Bindung von Phosphor an Eisen konkurriert.

Schlagwörter: Sulfat, Schwefel, Sediment, Redoxbedingungen, Eisen, Phosphatretention, Phosphor, Plötzensee, Groß Glienicker See

DOI: 10.3243/kwe2023.04.002

Abstract

Iron dosing for phosphorus retention in lake sediment – Long-term effects require adapted planning of the management interventions

Iron is deemed to be of limited effectiveness as a precipitant for phosphorus in eutrophic lakes due to the low redox conditions in the sediment. This field study aimed to analyse the long-term effectiveness of phosphorus precipitation previously carried out using iron at two Berlin lakes (1992: Groß Glienicker See, 2000: Plötzensee) based on sediment core assessments and long-term data. Both lakes still had detectable levels of added iron in the sediment. Groß Glienicker Lake saw an increase in phosphorus retention after iron dosing. The transformation of phosphorus that was originally redox-sensitive and bound to iron (III)(oxi)hydroxide into redox-stable iron(II)-phosphate vivianite allowed for long-term phosphorous retention in the anoxic sediment. By contrast, the iron added to Lake Plötzensee was solely retained through the formation of iron sulphides. The iron-rich layer was not found to contain elevated amounts of phosphorus or an increase in iron-bound phosphorus. These contrasting behaviours are attributed to significant variations in sulphate reduction rates in the two lakes. According to the one-box model, sulphate reduction in the water body after iron dosing explained the increase in sulphur deposits in the sediments. The field study shows that sulphide formed by sulphate reduction competes with the phosphorus binding to iron.

Keywords: Sulphate, sulphur, sediment, redox conditions, iron, phosphate retention, phosphorus, Lake Plötzensee, Groß Glienicker See

Einführung

Seen und abflussregulierte Flüsse sind aufgrund hoher Verweilzeiten des Wassers besonders anfällig für die Akkumulation von Nährstoffen und Eutrophierung [1]. Um dies zu vermeiden, muss verhindert werden, dass hohe externe Nährstofffrachten (z. B. aus Kläranlagen und von landwirtschaftlichen Flächen) diese Gewässerökosysteme erreichen. Allerdings können bereits früher freigesetzte Nährstoffe verzögert aus dem Einzugsgebiet oder aus den Sedimenten in den Wasserkörper gelangen [2, 3]. Solche Nährstoffaltlasten können den erwar-

teten Rückgang von Nährstoffkonzentrationen erheblich verzögern. Daher werden zusätzlich interne Managementmaßnahmen ergriffen, um Nährstoffe aus dem Wasserkörper zu entfernen. Eine Möglichkeit, die Konzentration des Nährstoffs Phosphor im See zu reduzieren, ist die Erhöhung der natürlichen Kapazität der Sedimente zur Phosphorspeicherung [3].

Natürliche Seesedimente fungieren als Phosphorsenken durch die Sedimentation von organischen und anorganischen Partikeln, die den Nährstoff enthalten [4]. Wenn der Phosphor

das Sediment erreicht, kann er dort umgewandelt werden. Ein Teil davon kann wieder in das Seewasser abgegeben werden und dadurch die Trophie erhöhen, während ein anderer Teil langfristig gespeichert werden kann. Der Phosphorrückhalt im Sediment kann durch Erhöhung der Phosphorsedimentation oder durch Verringerung der aus den Sedimenten freigesetzten Phosphormenge erhöht werden. Zu den internen Managementmaßnahmen gehört die Zugabe von Fällungsmitteln [4]. Ein gängiger Ansatz zur Erhöhung der Phosphorsedimentation ist dessen Bindung an Aluminium-, Kalzium- oder Eisenpartikel, die zum Sediment absinken. Nachteilig sind die potenziellen toxischen Auswirkungen hoher Aluminiumkonzentrationen und eines hohen pH-Werts nach der Zugabe von Kalzium. Demgegenüber steht der Nachteil der Anwendung von Eisen als Fällungsmittel: Es wird meist angenommen, dass die Methode nur unter oxischen Bedingungen wirksam ist. Im Hypolimnion und an der Sediment-Wasser-Grenze von Seen und Stauseen herrschen normalerweise nicht das ganze Jahr über sauerstoffreiche Bedingungen. Mehrere Studien deuten darauf hin, dass sauerstoffarme Bedingungen die Wirksamkeit von Eisen als Fällungsmittel für Phosphor durch die Reduktion und anschließende Auflösung der Eisenpartikel verringern [5–7]. Andere Studien zeigen, dass Phosphor auch unter anoxischen Bedingungen an Eisen binden kann, z. B. durch die Bildung des reduzierten Eisenphosphates Vivianit, $Fe_3[PO_4]_2 \cdot 8H_2O$ [8–11]. Die Kopplung von Phosphor an Eisen unter anoxischen Bedingungen in Form von Vivianit bietet potenziell neue und umfassendere Möglichkeiten für die Anwendung interner Seenmanagementmaßnahmen, die bisher nicht untersucht wurden.

Dennoch ist die Wirkung von Eisendosierungen auf die Phosphorretention in Sedimenten in der Praxis oft nur von kurzer Dauer [6, 7]. Tatsächlich können verschiedene Bindungspartner wie organisches Material, Schwefel, und Karbonat mit der Bindung von Phosphor an Eisen konkurrieren [11, 12, 13]. Diese müssen daher bei der Planung und Bewirtschaftung von Eisendosierungen berücksichtigt werden [7, 11]. Insbesondere die konkurrierende Wirkung der Bindung von Schwefel an Eisen ist häufig diskutiert worden [9, 14, 15, 16, 17, 18]. Schwefel bindet als Sulfid an Eisen. Dieses kann entweder aus verrottetem organischem Material oder aus der Reduktion von gelöstem Sulfat an der Sediment-Wasser-Grenze stammen. Um konkurrierende Prozesse bei der Planung der Managementmaßnahme z. B. bei der Dosierung der Fällmittelmenge zu berücksichtigen, ist es wichtig, Prognosen und Berechnungen zum Ausmaß der Sulfidbildung vorzunehmen. Es liegen jedoch nur wenige Freilanddaten über die zugrunde liegenden Mecha-

nismen vor, wie Schwefel mit Phosphor um das dosierte Eisen konkurriert. Abgesehen von einigen gut untersuchten Seen wie dem Groß Glienicker See [11, 19, 20] fehlen langfristige Freilandstudien zu den Wechselwirkungen von Eisen und Phosphor mit konkurrierenden Bindungspartnern, die über einige Jahre nach der Eisendosierung hinausgehen [21, 22, 23].

Die Studie zielt auf (1) die Identifizierung von Sedimenteigenschaften und -prozessen, die den langfristigen Erfolg einer Fällung mittels Eisen bestimmen und (2) daraus folgende Optimierungsmöglichkeiten zur Erhöhung der Phosphorretention.

Dazu wurden zwei Seen ausgewählt: Beide untersuchte Seen (Tabelle 1) sind in Berlin gelegene dimiktische subglaziale Rinnenseen ohne oberirdische Zu- und Abflüsse. Beide Seen werden durch Niederschlag und Grundwasser gespeist und vorrangig für die Freizeitgestaltung (z. B. Baden und Angeln) genutzt. Der trophische Zustand beider Seen hat sich im späten 20. Jahrhundert verschlechtert. Im Groß Glienicker See wurde der Eintrag von Abwasser aus undichten Klärgruben und die direkte Einleitung von schlecht geklärtem Abwasser als Ursache für die Veränderung ermittelt [19]. Im Plötzensee wurden hohe Phosphoreinträge von Badegästen sowie die Freisetzung von Phosphor aus den Sedimenten als Hauptgründe für die Eutrophierung identifiziert [24]. Aufgrund des eutrophen Zustands beider Seen wurden neben weiteren Managementmaßnahmen auch Eisendosierungen durchgeführt: 1992/93 im Groß Glienicker See [19] und 2000 im Plötzensee [24]. Nach den Managementmaßnahmen hat sich der ökologische Zustand beider Seen sowohl kurz- als auch langfristig verbessert. So gingen die Gesamtphosphor- und Chlorophyll-a-Konzentrationen im Wasser zurück, die Sichttiefen vergrößerten sich, und Makrophyten begannen sich zu etablieren [11, 19, 20, 25]. In unserer Studie wurden die Sedimentstratigraphie, das Vorkommen von Eisenmineralen mittels Röntgendiffraktometrie (XRD) sowie aktuelle und frühere Messungen von Stoffflüssen zwischen Wasser und Sediment beider Seen einbezogen. Dabei wurden jeweils die Zeiträume vor den Eisendosierungen bis zur Gegenwart (zwei bzw. drei Jahrzehnte nach den Eisendosierungen) berücksichtigt. Die Details zur Methodik sind in Heinrich et al. 2022 [26] zu finden. Im Ergebnis können wir beurteilen, ob und wie die Eisendosierungen zu einem verbesserten Zustand der Seen über lange Zeiträume beigetragen haben. Außerdem bewerten wir, ob und welche konkurrierenden Prozesse den Erfolg der Managementmaßnahme im Hinblick auf den langfristigen Phosphorrückhalt bestimmt haben. Auf dieser Grundlage evaluieren wir Planungs-

	Groß Glienicker See	Plötzensee
Lage	52,469024 13,114366	52,542753 13,331677
Fläche (ha)	68	7,7
Maximale Tiefe (m)	11	6,2
Wasseraufenthaltszeit (a)	22	2–5
Einzugsgebiet (ha)	160.000	4
Nutzung des Einzugsgebiets	Siedlungen, Landwirtschaft, Wald	Parks, Friedhöfe, Kleingärten
Eisendosierung (Fe/m²)	500	150

Angaben aus [11, 19, 24]

Tabelle 1: Lage, Fläche, maximale Tiefe, Aufenthaltszeit des Wassers und Fläche des Einzugsgebiets des Groß Glienicker Sees und des Plötzensees.

ansätze für Eisendosierungen und geben Empfehlungen für Verbesserungen.

Hauptteil

Wirkung der Eisendosierungen auf die Sedimente in zwei Feldstudien

In beiden untersuchten Seen sind die zur Zeit der Eisendosierung gebildeten Sedimentschichten an ihren erhöhten Eisengehalten identifizierbar (Abbildung 1a). Durch die Eisendosierung stieg der Eisengehalt im Groß Glienicker See auf ein Maximum (73 mg/g) und blieb danach auf einem relativ hohen Niveau. Auch im Plötzenssee führte die Eisendosierung zu einem höheren Eisengehalt (Maximum 57 mg/g). Dieser blieb aber nicht bestehen, sondern sank wieder auf das eisenärmere Niveau vor der Managementmaßnahme.

Im Sediment des Groß Glienicker Sees hat die Eisenzugabe die langfristige Retention von Phosphor ermöglicht [11] (Abbildung 1b oben). Der Phosphorgehalt stieg von den eisenarmen hin zu den eisenreichen Sedimentschichten ebenfalls an. Sequentielle Extraktionen verschiedener Phosphorfraktionen und XRD zeigen, dass sich die erhöhte Phosphorretention tatsächlich auf eisengebundene Phosphorbindungsformen zurückführen lässt [20]. Dabei erfolgt die Bindung von Phosphor nicht nur an Eisen(oxy)hydroxide, die sich infolge mikrobieller Eisenreduktion auflösen können. Zusätzlich ist Phosphor im

Sediment des Groß Glienicker Sees in Form von Vivianit an Eisen gebunden. Bei dem Mineral handelt es sich um ein reduziertes Eisenphosphat, das sich als langfristige Phosphorsenke durch Eisenreduktion unter anoxischen Bedingungen bildet [27]. Die reduktive Auflösung von Eisen, der Transport in Richtung Sedimentoberfläche und die Wiederausfällung nach Kontakt mit Sauerstoff erklärt die homogene Verteilung des Eisengehaltes. Diese Mobilität des Eisens ist gleichzeitig die Voraussetzung, dass Vivianit gebildet werden konnte. Im Gegensatz dazu hat sich infolge der Eisendosierung im Plötzenssee der an Eisen gebundene Phosphor und die Phosphorretention insgesamt nicht erhöht (Abbildung 1b oben).

Stattdessen stieg zum Zeitpunkt der Eisendosierung im Sediment des Plötzenssees die Schwefelretention deutlich an (Abbildung 1b unten, Abbildung 2c). Mittels XRD konnte der Zusammenhang zu den gestiegenen Eisengehalten durch den Nachweis des Eisensulfids Pyrit hergestellt werden. Eine ausführliche Darstellung der XRD-Ergebnisse und die Diffraktogramme sind in der diesem Artikel zugrunde liegenden Publikation enthalten [26]. Die Intensität der Pyritsignale war in den eisen- und schwefelreichen Schichten signifikant höher. Auch im Groß Glienicker See war das Eisenmineral Pyrit identifizierbar und es war auch hier ein Anstieg der Schwefelretention seit der Eisendosierung zu verzeichnen (vgl. Abbildung 1b unten, Abbildung 2c). Unter anoxischen Bedingungen können sowohl Schwefel als auch Eisen reduziert werden und dann Pyrit bilden. Darüber hinaus haben Laborstudien gezeigt, dass Sulfid Phosphor sowohl aus Eisen(oxy)hydroxiden als auch aus Vivianit freisetzen kann [28]. Die Pyritbildung im Sediment immobilisiert das Eisen langfristig und verhindert eine erneute Bindung von Phosphor an Eisen. Daher konkurriert Sulfid unter anoxischen Bedingungen mit der langfristigen Phosphorfestlegung an Eisen.

Insgesamt zeigen die Elementkorrelationen der Sedimentstratigraphie und die XRD-Ergebnisse, dass eine langfristige Festlegung von Phosphor an Eisen unter anoxischen Bedingungen durch die Bildung von Vivianit möglich ist (Groß Glienicker See). Die Kopplung von Schwefel an Eisen in Form von Pyrit konkurriert jedoch mit der langfristigen Festlegung von Phosphor an Eisen und hat das Potenzial, diese zu verhindern (Plötzenssee).

Konkurrenz für die Phosphorretention an Eisen durch Sulfatreduktion

Die zentrale Frage ist, warum die langfristige Phosphorbindung an das dosierte Eisen im Plötzenssee aufgrund des konkurrierenden Schwefels verhindert wurde, im Groß Glienicker See jedoch nicht. Offenbar hängt dies mit der unterschiedlichen Verfügbarkeit von Sulfid in den beiden Seen zusammen. Mögliche Sulfid produzierende Prozesse im Sediment sind einerseits die Mineralisierung von sich absetzendem organischen Material und andererseits die mikrobielle Sulfatreduktion an der Sediment-Wasser-Grenze [29, 30].

Die Sulfatreduktionsraten der beiden untersuchten Seen unterschieden sich signifikant (Wilcoxon-Rangsummentest: $W = 25$, $p = 0,008$, Abbildung 2a): Im Plötzenssee wird mehr Sulfat zu Sulfid reduziert als im Groß Glienicker See. Dementsprechend waren im Sedimentporenwasser des Plötzenssees relativ hohe Konzentration an gelöstem Sulfid messbar, während es im Porenwasser des Groß Glienicker Sees unterhalb der

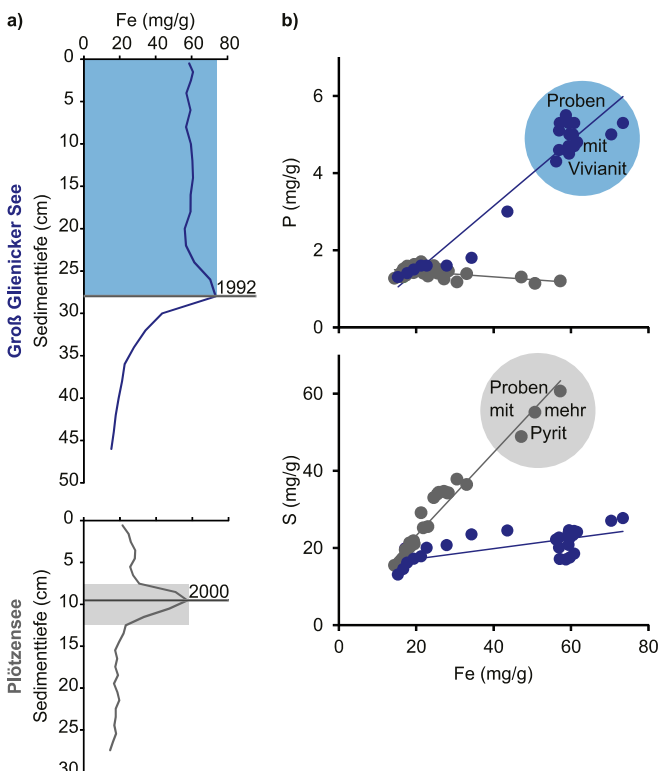


Abb. 1: Elementgehalte in Sedimentkernen des Groß Glienicker See (Juni 2020, blau) und des Plötzenssees (Oktober 2019, grau) nach den Eisendosierungen in den Jahren 1992 und 2000: a) Eisenprofile, b) Zusammenhang der Eisengehalte mit den Phosphor- und Schwefelgehalten. Das Vorkommen des Eisenphosphats Vivianit und das erhöhte Vorkommen des Eisensulfids Pyrit ist farblich unterlegt.

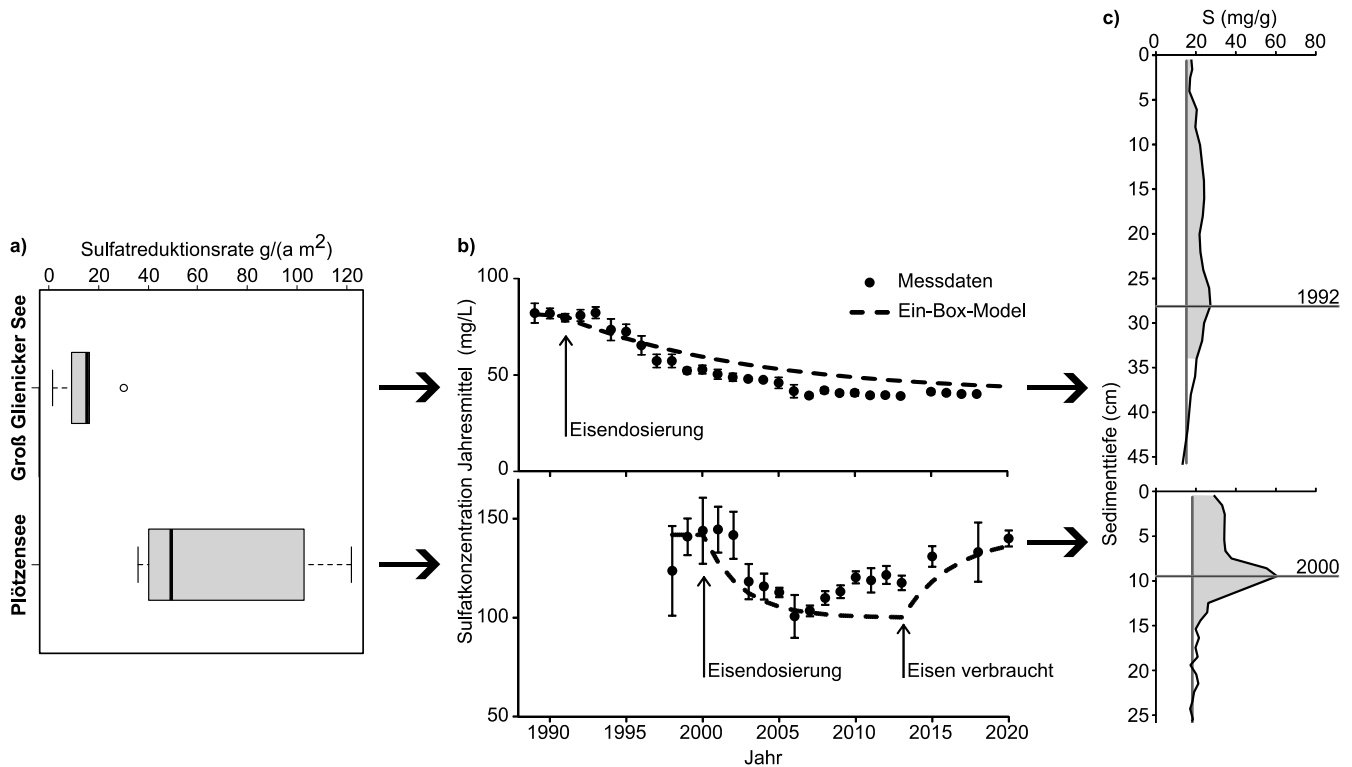


Abb. 2: Schwefelflüsse über die Sediment-Wasser-Grenzen im Groß Glienicker See und im Plötzenssee: Nach den Eisendosierungen führen a) die Sulfatreduktionsraten beider Seen zur b) Abnahme der Sulfatkonzentrationen im Jahresmittel (Jahresmittelwerte und Standardabweichung der Messdaten in 0,5 m Wassertiefe vs. Ein-Box-Modell) und zur c) erhöhten Ablagerung von Schwefel in den Sedimenten.

Nachweisgrenze lag. Der durch Sulfatreduktion zu Sulfid reduzierte Schwefel kann anschließend als Pyrit immobilisiert werden, sofern Eisen im Sediment verfügbar ist. Durch die Eisendosierung entsteht eine Senke für Schwefel im Sediment, die das Sulfat langfristig aus der Wassersäule eliminiert. Im Groß Glienicker See sank kurze Zeit nach der Eisendosierung die Sulfatkonzentration (gemessen in 0,5 m Tiefe unter der Wasseroberfläche) von $81 \pm 1\ mg/L$ ($N = 41$) auf ein stabiles Niveau von $40 \pm 1\ mg/L$ ($N = 23$) nach 2005 (Abbildung 2b). In ähnlicher Weise sank die Sulfatkonzentration im Plötzenssee von $143 \pm 13\ mg/L$ ($N = 46$) nach der Eisendosierung auf $102 \pm 8\ mg/L$ in den Jahren 2006 und 2007 ($N = 25$) (Abbildung 2b). Dort stieg die Konzentration jedoch bis zum Jahr 2020 wieder auf $140 \pm 4\ mg/L$ ($N = 5$). Diese Langzeitbeobachtungen stehen im Einklang mit den sedimentstratigraphischen Untersuchungen (Abbildung 2c) und den Befunden mittels XRD, die für beide Seen eine erhöhte Schwefelretention nach den Eisendosierungen zeigen. Die Beobachtungen legen die Hypothese nahe, dass die Reduktion von Sulfat an der Sediment-Wasser-Grenze für die unterschiedliche Verfügbarkeit von Sulfid in den beiden Seen und in der Folge für den Erfolg bzw. Misserfolg der langfristigen Phosphorbindung an das dosierte Eisen verantwortlich war.

Um quantitativ zu prüfen, ob der Anstieg des S-Gehaltes in beiden Seen durch den Rückgang der Sulfatkonzentration im Seewasser und die unterschiedlichen Sulfatreduktionsraten erklärbar ist, wurde ein Ein-Box-Modell für die Schwefelflüsse in den beiden Seen angewandt. Das Modell ist ausführlich in der diesem Artikel zugrunde liegenden Publikation erläutert sowie in den beiden Publikationen, die das Modell entwickelten [26, 31, 32]. Dieses setzt die Sulfatkonzentrationen in Beziehung zu

dem im Sediment abgelagerten Schwefel. Die entscheidende Annahme im Modell war, dass nach den Eisendosierungen die Reduktion von Sulfat zu Sulfid zur Festlegung von Schwefel im Sediment führte; und zwar im Maße der mittleren gemessenen Sulfatreduktionsrate des jeweiligen Sees. Im Gegensatz dazu wurde vor der Managementmaßnahme aufgrund geringer Eisenverfügbarkeit weniger Schwefel im Sediment festgelegt. In diesem Fall kann Sulfid sowohl unter anoxischen als auch unter oxischen Bedingungen zurück zu Sulfat oxidiert werden [33]. Die getroffenen Modellannahmen erklären jeweils sowohl die Abnahme der Sulfatkonzentrationen nach den Eisendosierungen, als auch die erhöhte Schwefelablagerung in den Sedimenten quantitativ. So wird deutlich, dass die Sulfatreduktion der Hauptmechanismus war, der die Konkurrenz zwischen der langfristigen Festlegung von Schwefel bzw. Phosphor an dem dosierten Eisen bestimmte.

Über die im Modell errechnete Stimulation der Schwefelablagerung nach der Eisendosierung lässt sich bei Bildung von Pyrit stöchiometrisch auf den Verbrauch des dosierten Eisens schließen. Im Plötzenssee hat die hohe Sulfatreduktionsrate zum Verbrauch des gesamten dosierten Eisens ($150\ g\ Fe/m^2$) geführt. Dementsprechend stiegen die modellierten wie auch die gemessenen Sulfatkonzentrationen bis 2020 wieder auf den ursprünglichen Wert ohne zusätzliche Schwefelsenke im Sediment (Abbildung 2b). Im Gegensatz dazu hat im Groß Glienicker See die relativ geringe Sulfatreduktionsrate zusammen mit einer höheren dosierten Eisenmenge ($500\ g\ Fe/m^2$) den Anteil, der durch Schwefel gebunden wurde, auf einem niedrigeren Niveau gehalten.

Aus den Freilanddaten lässt sich im Zusammenhang mit früheren Studien ein konzeptionelles Verständnis dafür ableiten,

	Geringe mikrobielle Eisenreduktion	Hohe mikrobielle Eisenreduktion
Geringe Sulfatreduktion	Eisen(oxi)hydroxide binden Phosphor langfristig.	Vivianit bindet Phosphor langfristig.
Hohe Sulfatreduktion	Sulfid löst Eisen(oxi)hydroxide und verhindert die langfristige Phosphorretention.	Sulfid löst Vivianit und verhindert die langfristige Phosphorretention.

Tabelle 2: Die mikrobielle Reduktion von Eisen und Sulfat beeinflusst die langfristige Phosphorretention in Sedimenten nach der Eisendosierung.

wie sich nach Eisendosierungen die mikrobielle Reduktion von Eisen und Sulfat auf die langfristige Phosphorretention in Sedimenten auswirken (Tabelle 2): Insgesamt bestimmt das Ausmaß der mikrobiellen Eisenreduktion, in welcher Form Phosphor langfristig an Eisen gebunden ist. In Freilandstudien (z. B. am Groß Glienicker See) können die Überdauerung von Eisen(oxi)hydroxiden und die Bildung von Vivianit parallel beobachtet werden. Darüber hinaus bestimmt die Intensität der Sulfatreduktion, ob Phosphor überhaupt langfristig an Eisen gebunden wird.

Steuerung der Sulfatreduktion während der Managementmaßnahme

Aufgrund der entscheidenden Rolle der Sulfatreduktion für den Erfolg der langfristigen Phosphorretention nach einer Eisendosierung muss dieser Prozess in die Planung und das Management von Eisendosierungen einbezogen werden. Dafür sind die Abhängigkeiten der Sulfatreduktion und mögliche Wechselwirkungen mit dem dosierten Eisen von großer Bedeutung. Die vorrangig diskutierten Steuerungsgrößen der Sulfatreduktionsrate in Seen sind die Verfügbarkeit des Sulfates sowie anderer Elektronenakzeptoren (z. B. Sauerstoff, Nitrat und Eisen) sowie die Verfügbarkeit von organischer Substanz als Elektronendonatoren [33].

Die Verfügbarkeit von Elektronenakzeptoren wird im Zusammenhang mit Eisendosierungen häufig gezielt erhöht. Im Groß Glienicker See wurde zeitweise künstlich belüftet, um Sauerstoff anzureichern. Im Plötzensee wurde gleichzeitig mit dem Eisen Nitrat als Elektronenakzeptor zugegeben. Eine hohe Verfügbarkeit von Elektronenakzeptoren soll das Redoxpotenzial erhöhen und so die Eisenreduktion verhindern. Gleichzeitig könnte diese Maßnahme auch die Sulfatreduktion unterdrücken. Es hat sich jedoch in mehreren Studien gezeigt, dass diese Unterdrückung nur vorübergehend ist. Stattdessen verschiebt sich die Sulfatreduktion zeitlich oder in tiefere Sedimentschichten [34, 35, 36]. Die Verfügbarkeit von organischem Material als Elektronendonator kann die Sulfatreduktionsrate in Seesedimenten begrenzen [37, 38]. Sowohl die Sedimente des Plötzensees als auch des Groß Glienicker Sees sind beide reich an organischer Substanz im Vergleich zu den oben genannten Studien. Dennoch ist eine Begrenzung der Sulfatreduktionsrate durch die Verfügbarkeit organischen Materials auch in diesen Seen nicht ausgeschlossen. Entscheidend ist

nämlich nicht nur die Quantität, sondern wahrscheinlich auch die Qualität des organischen Materials, also die gezielte Abbaubarkeit des organischen Materials durch sulfatreduzierende Mikroorganismen [39, 40]. Auch die Verfügbarkeit des Sulfates selbst kann sich auf die Sulfatreduktionsrate auswirken [41, 42]. Im Plötzensee und Groß Glienicker See könnten die unterschiedlichen Sulfatreduktionsraten das unterschiedliche Sulfatangebot in den beiden Seen widerspiegeln (Abbildungen 2a und b). Während die Sulfatkonzentration im Groß Glienicker See sich im Bereich der meisten bundesweiten Seen (25–75 mg/L) bewegt, ist die Konzentration im Plötzensee vergleichsweise hoch (> 75 mg/L) [18].

Zusätzlich zu diesen Steuerungsgrößen kann das als Managementmaßnahme zugegebene Eisen mit der Sulfatreduktion direkt und indirekt über weitere Prozesse wechselwirken. Inwiefern sich dies auswirkt ist jedoch nach dem aktuellen Forschungsstand unklar. Es gibt sowohl Hinweise auf die Stimulation der Sulfatreduktion wie auch auf deren Hemmung [37, 43, 44, 45, 46]. Der Stand der Forschung zu den Steuerungsgrößen der Sulfatreduktionsrate und zu den möglichen Wechselwirkungen zwischen Eisendosierung, Eisenreduktion und Sulfatreduktion wird ausführlicher in der diesem Artikel zugrunde liegenden Publikation dargestellt und diskutiert [26].

Empfehlungen für das Management langfristiger Phosphorretention durch Eisendosierung

Das Ziel der Einbringung von Eisen ist in der Regel, Phosphor zu binden. Dennoch kann auch die am Plötzensee beobachtete intensive Schwefelretention im Sediment infolge der Managementmaßnahme zur Verbesserung des Seezustands beitragen, indem sie die toxischen Auswirkungen von freiem Sulfid (z. B. auf Makrophyten) verhindert [18, 47]. Im Plötzensee könnte die Rückhaltung von Sulfid daher zu der Entwicklung von Makrophyten, dem Rückgang von Phytoplankton und damit zur verbesserten Wassertransparenz beigetragen haben [25]. Darüber hinaus könnte die Rückhaltung von Sulfid einen hohen Verbrauch von Sauerstoff aus der Wassersäule infolge der Reoxidation von Sulfid verhindert haben [33, 48].

Um eine langfristige Phosphorretention durch Eisendosierung zu erzielen, muss der konkurrierende Prozess der Pyritbildung infolge der Sulfatreduktion in die Planung und das Management der Maßnahme einbezogen werden. Bisher berücksichtigen die meisten Planungsansätze für Eisendosierun-

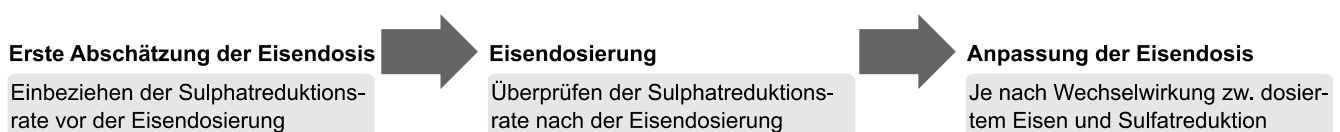


Abb. 3: Workflow zur Berücksichtigung der Sulfatreduktion bei der Planung und Durchführung von Eisendosierungen zur langfristigen Phosphorretention im Sediment.

gen keine seespezifischen Konkurrenzeffekte [49, 50, 51, 52]. Ein Planungsansatz für die Eisendosierung bezieht bereits den Verbrauch von Eisen durch Schwefel sowie durch organische Substanz ein [11]. Obwohl in diesem Ansatz eine langfristige Phosphorbindung angestrebt wird, wird jedoch davon ausgegangen, dass es sich bei der Konkurrenz durch aus Sulfatreduktion stammendem Sulfid um einen vorübergehenden Effekt handelt. Unsere Studie verdeutlicht, dass es sich um eine langfristig wirksame Konkurrenzreaktion handelt, die Jahr für Jahr weiteres Eisen immobilisiert. Es muss daher zusätzlicher Eisenverbrauch eingeplant werden, bis der an Eisen gebundene Phosphor in nicht reaktiven Sedimentschichten vergraben ist. Auf der Grundlage des Planungsansatzes von Kleeberg et al. [11] lässt sich die Schwefelretention berücksichtigen:

- 1) *Eisendosis = Eisendosis Phosphorretention*
 + *Eisendosis Bindung von organischer Substanz*
 + *Eisendosis Schwefelretention*

Die Grundlagen der Berechnung der Eisendosis für die Phosphorretention und für die Bindung von organischer Substanz ist in Kleeberg et al. [11] erläutert. Die langfristige Schwefelretention lässt sich wie folgt ermitteln:

- 2) *Eisendosis Schwefelretention =*
jährliche Sulfatreduktion · 0.66 Fe/S in Pyrit · Jahre

Eine Herausforderung für die Implementierung dieser Erkenntnis in die Planungspraxis ist die mögliche Wechselwirkung zwischen dosiertem Eisen und Sulfatreduktionsrate. Da die nach der Eisenzugabe resultierende Sulfatreduktionsrate unklar bleibt, kann als erste Schätzung der benötigten Eisenmenge nur die vor der Eisendosierung bestimmte Sulfatreduktionsrate herangezogen werden. Nach der Eisendosierung kann die resultierende Sulfatreduktionsrate dann überprüft und die Eisenmenge bei Bedarf angepasst werden (Abbildung 3).

Es stellt sich die Frage, ob Eisendosierungen mit Berücksichtigung der langfristigen Schwefelretention mengenmäßig noch realistisch sind. Für den Groß Glienicker See ergibt die Neuberechnung der Gesamteisenmenge einen der tatsächlich dosierten Eisenmenge vergleichbaren Wert (Abbildung 4). Die Neuberechnung der Eisenmenge für den Plötzensee unter Berücksichtigung der Sulfatreduktion für 30 Jahre veranschaulicht, dass die benötigte Eisenmenge wesentlich höher als die tatsächlich dosierte gewesen wäre (Abbildung 4). Die neu be-

rechnete Eisenmenge liegt aber nur geringfügig über anderen Eisenbehandlungen von bis zu 500 g Eisen/m² [19, 53].

Das Beispiel des Plötzensees zeigt, dass die Berücksichtigung des Eisenverbrauchs durch Schwefelretention einen Großteil des Eisens verbrauchen kann (Abbildung 4) und daher die Kosten der Managementmaßnahme erhöhen würde. Ein nachhaltigerer Ansatz könnte in der kontrollierten Verringerung der Sulfatreduktionsrate durch ergänzende Managementmaßnahmen liegen. Wie im vorangegangenen Abschnitt erläutert, ist derzeit jedoch nicht gut verstanden, ob und wie die Sulfatreduktion in Seen wirksam kontrolliert werden kann. Um die Entwicklung nachhaltiger und kosteneffizienter Eisenbehandlungen für die langfristige Phosphorretention zu ermöglichen, sind daher weitere Forschungen zu den Kontrollmechanismen der Sulfatreduktion wünschenswert.

Fazit

Detaillierte Untersuchungen der chemischen Sedimentzusammensetzung in Verbindung mit einer Ein-Box-See-Modellierung am Beispiel zweier städtischer Seen ermöglichten es, den langfristigen Erfolg der Phosphorretention nach Eisendosierungen neben dem konkurrierenden Effekt der Schwefel-Eisen-Kopplung zu bewerten. Die Sulfatreduktion wurde als Prozess identifiziert, der die langfristige Wirksamkeit von Eisendosierungen im Hinblick auf die Phosphorretention kontrolliert. Über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten wurde die Pyritbildung mit Sulfid, das aus einer kontinuierlich hohen Sulfatreduktionsrate stammt, dem Verbrauch eines großen Teils des überschüssigen Eisens zugeschrieben. Einerseits kann dieser Prozess Sulfid in Seesedimenten zurückhalten und dessen mögliche negative Auswirkungen verhindern. Bei Eisendosierungen, die darauf abzielen, Phosphor zurückzuhalten, muss jedoch die Schwefel-Eisen-Kopplung über den gesamten Bewirtschaftungsplanungszeitraum einbezogen werden. Ein Ansatz besteht darin, zusätzliches Eisen bereitzustellen, um die Schwefel-Eisen-Bindung in jedem Jahr des Bewirtschaftungszeitraums zu berücksichtigen.

Dank

Der vorliegende Artikel basiert auf der Publikation Heinrich et al. [26], deren anonymen Reviewern gedankt wird. Außerdem wird den aktuellen und früheren Mitgliedern der Abteilung Chemische Analytik und Biogeochemie des Leibniz-Institutes für Gewässerökologie und Binnenfischerei für die Unterstützung bei der Planung und Auswertung der Studie sowie bei den praktischen Arbeiten herzlich gedankt. Die Forschung wurde finanziert durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft im Rahmen der Graduiertenschule 'Urban Water Interfaces' (GRK 2032/2, Projekt F3). Die Realisierung dieses Artikels wurde durch die Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) im Rahmen des Schwoerbel-Benndorf-Nachwuchspreis möglich gemacht. Gedankt wird ferner der Universität Potsdam, die die Fertigstellung dieses Beitrags ermöglicht hat.

Literatur

[1] B. Heinzmann, *Improvement of the surface water quality in the Berlin region*, Water Sci. Technol., Bd. 38, Nr. 6, S. 191–200, Jan. 1998, doi: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00596-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00596-4).

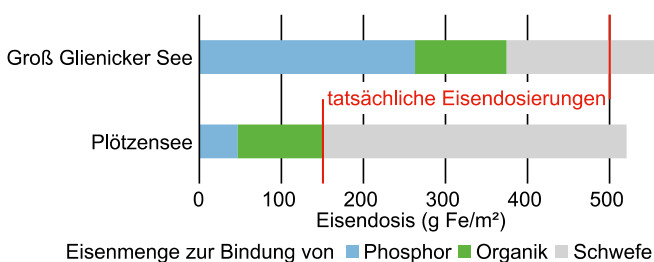


Abb. 4: Neuberechnung der Eisendosiermengen unter Berücksichtigung langfristiger Schwefelretention und Bindung von Eisen an organischer Substanz zusätzlich zur langfristigen Bindung von Phosphor im Vergleich zu den tatsächlich dosierten Eisenmengen.

- [2] T. F. H. Theobald, M. Schipper, und J. Kern, *Phosphorus flows in Berlin-Brandenburg, a regional flow analysis*, Resour. Conserv. Recycl., Bd. 112, S. 1–14, Sep. 2016, doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.04.008>.
- [3] B. M. Spears u. a., „Geo-Engineering in Lakes: A Crisis of Confidence?“, Environ. Sci. Technol., Bd. 48, Nr. 17, S. 9977–9979, Sep. 2014, doi: <https://doi.org/10.1021/es5036267>.
- [4] M. Hupfer und B. W. Scharf, *Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration*, in Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen – Gewässerbelastung – Restaurierung – Aquatische Ökotoxikologie – Bewertung – Gewässerschutz, 2014, S. 1–67.
- [5] T. Jilbert, R.-M. Couture, B. J. Huser, und K. Salonen, *Preface: Restoration of eutrophic lakes: current practices and future challenges*, Hydrobiologia, Bd. 847, Nr. 21, S. 4343–4357, Dez. 2020, doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04457-x>.
- [6] G. D. Cooke, E. B. Welch, A. B. Martin, D. G. Fulmer, J. B. Hyde, und G. D. Schriever, *Effectiveness of Al, Ca, and Fe salts for control of internal phosphorus loading in shallow and deep lakes*, Hydrobiologia, Bd. 253, Nr. 1, S. 323–335, März 1993, doi: <https://doi.org/10.1007/BF00050758>.
- [7] A. K. Immers, E. S. Bakker, E. Van Donk, G. N. J. Ter Heerd, J. J. M. Geurts, und S. A. J. Declerck, *Fighting internal phosphorus loading: An evaluation of the large scale application of gradual Fe-addition to a shallow peat lake*, Ecol. Eng., Bd. 83, S. 78–89, Okt. 2015, doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.034>.
- [8] R. A. Berner, *A new geochemical classification of sedimentary environments*, J. Sediment. Res., Bd. 51, Nr. 2, S. 359–365, 1981, doi: <https://doi.org/10.1306/212f7c7f-2b24-11d7-8648000102c1865d>.
- [9] M. Rothe, A. Kleeberg, und M. Hupfer, *The occurrence, identification and environmental relevance of vivianite in waterlogged soils and aquatic sediments*, Earth-Sci. Rev., Bd. 158, S. 51–64, Juli 2016, doi: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.04.008>.
- [10] A. Vuillemin u. a., *Vivianite formation in ferruginous sediments from Lake Towuti, Indonesia*, Biogeosciences, Bd. 17, Nr. 7, S. 1955–1973, 2020, doi: <https://doi.org/10.5194/bg-17-1955-2020>.
- [11] A. Kleeberg, C. Herzog, und M. Hupfer, *Redox sensitivity of iron in phosphorus binding does not impede lake restoration*, Water Res., Bd. 47, Nr. 3, S. 1491–1502, März 2013, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.12.014>.
- [12] W. Davison, *Iron and manganese in lakes*, Earth-Sci. Rev., Bd. 34, Nr. 2, S. 119–163, Mai 1993, doi: [https://doi.org/10.1016/0012-8252\(93\)90029-7](https://doi.org/10.1016/0012-8252(93)90029-7).
- [13] H. Hartikainen, M. Pitkänen, T. Kairesalo, und L. Tuominen, *Co-occurrence and potential chemical competition of phosphorus and silicon in lake sediment*, Water Res., Bd. 30, Nr. 10, S. 2472–2478, Okt. 1996, doi: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00139-X](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00139-X).
- [14] W. Ohle, *Der Vorgang rasanter Seenalterung in Holstein*, Naturwissenschaften, Bd. 40, Nr. 5, S. 153–162, 1953.
- [15] N. F. Caraco, J. J. Cole, und G. E. Likens, *Sulfate control of phosphorus availability in lakes*, Hydrobiologia, Bd. 253, Nr. 1, S. 275–280, März 1993, doi: <https://doi.org/10.1007/BF00050748>.
- [16] L. P. M. Lamers, S. J. Falla, E. M. Samborska, L. A. R. van Dulken, G. van Hengstum, und J. G. M. Roelofs, *Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate-polluted freshwater wetlands*, Limnol. Oceanogr., Bd. 47, Nr. 2, S. 585–593, März 2002, doi: <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.2.0585>.
- [17] K. G. Kelly Vargas und Z. Qi, *P immobilizing materials for lake internal loading control: A review towards future developments*, Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., Bd. 49, Nr. 6, S. 518–552, März 2019, doi: <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1551300>.
- [18] D. Zak u. a., *Sulphate in freshwater ecosystems: A review of sources, biogeochemical cycles, ecotoxicological effects and bioremediation*, Earth-Sci. Rev., Bd. 212, S. 103446, 24 2021, doi: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103446>.
- [19] K.-D. Wolter, *Restoration of Eutrophic Lakes by Phosphorus Precipitation, with a Case Study on Lake Gross-Glienicker*, in Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe: Principles and Case Studies, M. Eiselová, Hrsg. Dordrecht: Springer, 2010, S. 85–99.
- [20] M. Rothe, T. Frederichs, M. Eder, A. Kleeberg, und M. Hupfer, *Evidence for vivianite formation and its contribution to long-term phosphorus retention in a recent lake sediment: a novel analytical approach*, Biogeosciences, Bd. 11, Nr. 18, S. 5169–5180, 2014, doi: <https://doi.org/10.5194/bg-11-5169-2014>.
- [21] M. Lüring, E. Mackay, K. Reitzel, und B. M. Spears, *Editorial – A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes*, Water Res., Bd. 97, S. 1–10, Juni 2016, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.035>.
- [22] P. Boers, J. Vanderdoes, M. Quak, und J. Vandervlug, *Phosphorus fixation with iron(III)-chloride – A new method to combat internal phosphorus loading in shallow lakes*, Arch. Hydrobiol., Bd. 129, Nr. 3, S. 339–351, 1994.
- [23] T. Deppe und J. Benndorf, *Phosphorus reduction in a shallow hyper-eutrophic reservoir by in-lake dosage of ferrous iron*, Water Res., Bd. 36, Nr. 18, S. 4525–4534, Nov. 2002, doi: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00193-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00193-8).
- [24] ILAT Berlin, *Der Plötzensee – Limnologische Untersuchungen vor, während und nach den Sanierungsmaßnahmen*, Berliner Betrieb für Zentrale Gesundheitliche Aufgaben, Institut für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen Berlin, Fachbereich Umwelt- und Gesundheitsschutz, Berlin, 2003.
- [25] enviteam & LimPlan, *Limnologisches Monitoring am Plötzensee 2018 und Entwicklung des Sees nach den Restaurierungsmaßnahmen im Jahre 2000*, Berlin, 2018.
- [26] L. Heinrich, J. Dietel, und M. Hupfer, *Sulphate reduction determines the long-term effect of iron amendments on phosphorus retention in lake sediments*, J. Soils Sediments, Bd. 22, Nr. 1, S. 316–333, Jan. 2022, doi: <https://doi.org/10.1007/s11368-021-03099-3>.
- [27] L. Heinrich, M. Rothe, B. Braun, und M. Hupfer, *Transformation of redox-sensitive to redox-stable iron-bound phosphorus in anoxic lake sediments under laboratory conditions*, Water Res., Bd. 189, S. 116609, Feb. 2021, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116609>.
- [28] P. Wilfert u. a., *Sulfide induced phosphate release from iron phosphates and its potential for phosphate recovery*, Water Res., Bd.

Anzeige

Unser Expertentipp



DWA-M 614

Planungsmanagement für Maßnahmen an Fließgewässern - zielorientiert, strukturiert und integriert
Februar 2018
70 Seiten, A4
83,00 €/66,40 €*
Kombi E-Book & Print
108,00 €/86,40 €*

DWA-M 513-1

Umgang mit Sedimenten und Baggergut bei Gewässerunterhaltung und Gewässerausbau - Teil 1: Handlungsempfehlungen und Untersuchungsprogramm
November 2019
36 Seiten, A4
57,50 €/46,00 €*
Kombi E-Book & Print
75,00 €/60,00 €*

DWA-M 606

Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie
Dezember 2006
114 Seiten, A4
62,00 €/49,60 €*
Kombi E-Book & Print
80,50 €/64,40 €*

* für fördernde DWA-Mitglieder
**) für DWA-Mitglieder

- 171, S. 115389, 01 2019, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115389>.
- [29] N. R. Urban, *Retention of Sulfur in Lake Sediments*, in *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*, Bd. 237, L. A. Baker, Hrsg. American Chemical Society, 1994, S. 323–369.
- [30] Y. Zhao u. a., *High sulfide production induced by algae decomposition and its potential stimulation to phosphorus mobility in sediment*, *Sci. Total Environ.*, Bd. 650, S. 163–172, Feb. 2019, doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.010>.
- [31] M. Hupfer, K. Reitzel, A. Kleeberg, und J. Lewandowski, *Long-term efficiency of lake restoration by chemical phosphorus precipitation: Scenario analysis with a phosphorus balance model*, *Water Res.*, Bd. 97, S. 153–161, Juni 2016, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.052>.
- [32] R. Gächter und D. Imboden, *Lake Restoration*, in *Chemical Processes in Lakes*, W. Stumm, Hrsg. New York: J. Wiley & Sons, 1985, S. 365–388.
- [33] M. Holmer und P. Storkholm, *Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review*, *Freshw. Biol.*, Bd. 46, Nr. 4, S. 431–451, 2001, doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00687.x>.
- [34] J. Cao, L. Zhang, J. Hong, J. Sun, und F. Jiang, *Different ferric dosing strategies could result in different control mechanisms of sulfide and methane production in sediments of gravity sewers*, *Water Res.*, Bd. 164, S. 114914, Nov. 2019, doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114914>.
- [35] E. Fuchs, A. Funes, K. Saar, K. Reitzel, und H. S. Jensen, *Evaluation of dried amorphous ferric hydroxide CFH-12 (R) as agent for binding bioavailable phosphorus in lake sediments*, *Sci. Total Environ.*, Bd. 628–629, S. 990–996, Juli 2018, doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.059>.
- [36] Y. C. Zou, M. R. Grace, K. L. Roberts, und X. F. Yu, *Thin ferrihydrite sediment capping sequesters phosphorus experiencing redox conditions in a shallow temperate lacustrine wetland*, *Chemosphere*, Bd. 185, S. 673–680, Okt. 2017, doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.052>.
- [37] J. Lehtoranta, P. Ekholm, und H. Pitkänen, *Eutrophication-driven sediment microbial processes can explain the regional variation in phosphorus concentrations between Baltic Sea sub-basins*, *J. Mar. Syst.*, Bd. 74, Nr. 1, S. 495–504, Nov. 2008, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.04.001>.
- [38] M. Chen, H. Q. Sun, und H. L. Jiang, *The addition of FeOOH binds phosphate in organic matter-rich sediments*, *Chem. Ecol.*, Bd. 32, Nr. 5, S. 432–445, Mai 2016, doi: <https://doi.org/10.1080/02757540.2016.1150455>.
- [39] N. Finke, V. Vandieken, und B. B. Jørgensen, *Acetate, lactate, propionate, and isobutyrate as electron donors for iron and sulfate reduction in Arctic marine sediments*, *Svalbard, FEMS Microbiol. Ecol.*, Bd. 59, Nr. 1, S. 10–22, 2007, doi: <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2006.00214.x>.
- [40] H. M. Edenborn und L. A. Brickett, *Bacteria in gel probes: comparison of the activity of immobilized sulfate-reducing bacteria with in situ sulfate reduction in a wetland sediment*, *J. Microbiol. Methods*, Bd. 46, Nr. 1, S. 51–62, Juli 2001, doi: [https://doi.org/10.1016/S0167-7012\(01\)00261-5](https://doi.org/10.1016/S0167-7012(01)00261-5).
- [41] D. Zak, A. Kleeberg, und M. Hupfer, *Sulphate-mediated phosphorus mobilization in riverine sediments at increasing sulphate concentration, River Spree, NE Germany*, *Biogeochemistry*, Bd. 80, Nr. 2, S. 109–119, Sep. 2006, doi: <https://doi.org/10.1007/s10533-006-0003-x>.
- [42] A. Myrbo u. a., *Sulfide Generated by Sulfate Reduction is a Primary Controller of the Occurrence of Wild Rice (*Zizania palustris*) in Shallow Aquatic Ecosystems*, *J. Geophys. Res. Biogeosciences*, Bd. 122, Nr. 11, S. 2736–2753, Nov. 2017, doi: <https://doi.org/10.1002/2017jg003787>.
- [43] H. Z. Hamdan und D. A. Salam, *Ferric iron stimulation in marine SMFCs: Impact on the microbial structure evolution in contaminated sediments with low and high molecular weight PAHs*, *J. Environ. Manage.*, Bd. 280, S. 111636, Feb. 2021, doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111636>.
- [44] M. Koschorreck, *Microbial sulphate reduction at a low pH*, *FEMS Microbiol. Ecol.*, Bd. 64, Nr. 3, S. 329–342, 2008, doi: <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2008.00482.x>.
- [45] V. Vandieken, N. Finke, und B. Thamdrup, *Hydrogen, acetate, and lactate as electron donors for microbial manganese reduction in a manganese-rich coastal marine sediment*, *FEMS Microbiol. Ecol.*, Bd. 87, Nr. 3, S. 733–745, 2014, doi: <https://doi.org/10.1111/1574-6941.12259>.
- [46] F. H. Chapelle und D. R. Lovley, *Competitive Exclusion of Sulfate Reduction by Fe(III)-Reducing Bacteria: A Mechanism for Producing Discrete Zones of High-Iron Ground Water*, *Groundwater*, Bd. 30, Nr. 1, S. 29–36, 1992, doi: <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1992.tb00808.x>.
- [47] A. J. P. Smolders, R. C. Nijboer, und J. G. M. Roelofs, *Prevention of sulphide accumulation and phosphate mobilization by the addition of iron(II) chloride to a reduced sediment: an enclosure experiment*, *Freshw. Biol.*, Bd. 34, Nr. 3, S. 559–568, 1995, doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1995.tb00913.x>.
- [48] J. S. Berg u. a., *Dark aerobic sulfide oxidation by anoxygenic phototrophs in anoxic waters*, *Env. Microbiol.*, Bd. 21, Nr. 5, S. 1611–1626, 2019, doi: <https://doi.org/10.1111/1462-2920.14543>.
- [49] C. Wang und H.-L. Jiang, *Chemicals used for in situ immobilization to reduce the internal phosphorus loading from lake sediments for eutrophication control*, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, Bd. 46, Nr. 10, S. 947–997, Mai 2016, doi: <https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1200330>.
- [50] R. Gołdyn, S. Podsiadłowski, R. Dondajewska, und A. Kozak, *The sustainable restoration of lakes—towards the challenges of the Water Framework Directive*, *Ecohydrol. Hydrobiol.*, Bd. 14, Nr. 1, S. 68–74, Jan. 2014, doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2013.12.001>.
- [51] J. Hansen, K. Reitzel, H. S. Jensen, und F. Ø. Andersen, *Effects of aluminum, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake*, *Hydrobiologia*, Bd. 492, Nr. 1–3, S. 139–149, 2003, doi: <https://doi.org/10.1023/A:1024826131327>.
- [52] M. Quaak, J. van der Does, P. Boers, und J. van der Vlugt, *A new technique to reduce internal phosphorus loading by in-lake phosphate fixation in shallow lakes*, *Hydrobiologia*, Bd. 253, Nr. 1, S. 337–344, März 1993, doi: <https://doi.org/10.1007/BF00050759>.
- [53] A. J. P. Smolders, L. P. M. Lamers, M. Moonen, K. Zwaga, und J. G. M. Roelofs, *Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds*, *Biogeochemistry*, Bd. 54, Nr. 2, S. 219–228, 2001, doi: <https://doi.org/10.1023/a:1010660401527>.

Autorin und Autoren

Lena Heinrich, M. Sc.

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Abteilung Ökohydrologie und Biogeochemie

12587 Berlin

und

Technische Universität Berlin

Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft

10623 Berlin

und

Universität Potsdam

Arbeitsgruppe Bodenkunde und Geoökologie

14476 Potsdam-Golm

E-Mail: lena.heinrich@uni-potsdam.de

Dr. Jan Dietel

Landeslabor Berlin-Brandenburg

Fachbereich IV-2 Boden, Gesteine, Gewässer

12489 Berlin

Prof. Dr. Michael Hupfer

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Abteilung Ökohydrologie und Biogeochemie

12587 Berlin

