

FLUSSWASSEREINLEITUNG ALS RESTAURIERUNGS- UND BEWIRTSCHAFTUNGSSTRATEGIE FÜR BERGBAUSEEN – MÖGLICHKEITEN UND GRENZEN

Diversion of river water as restoration and management strategy of pit lakes – potentials and limitations

Martin Schultze, Helmut Klapper

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Department Seenforschung, Brückstraße 3a, D-39114 Magdeburg, e-mail: martin.schultze@ufz.de, helmut.klapper@ufz.de

Abstract

The diversion of river water into pit lakes is used for the primary filling of such lakes as well as part of the management strategy of filled pit lakes. One goal among others is the neutralization of acidic pit lakes. But the diversion of river water into pit lakes is accompanied by the risk of eutrophication resulting from the import of nutrients into the lakes by the river water.

The mechanisms of neutralization and the factors influencing the eutrophication of pit lakes by river water are discussed. Examples demonstrate that neutralization can fail during primary filling. Also the safety of neutralization by permanent inflow of river water into pit lakes may be limited. The majority of examples indicate no relevant eutrophication risk during primary filling. Nevertheless there is a risk of eutrophication caused by long-term inflow of river water.

Key words: mining lakes, restoration, management, flooding, de-acidification

sq

EINFÜHRUNG

Die Wiederherstellung eines weitgehend sich selbst regulierenden Wasserhaushaltes in den ostdeutschen Braunkohlerevieren beinhaltet auch die Füllung von ca. 120 Bergbauseen (Krüger *et al.* 2002). Die Mehrzahl dieser neuen Seen wird durch die Einleitung von Flusswasser in die Restlöcher des Braunkohlebergbaus gefüllt (Luckner *et al.* 1996, Haferkorn *et al.* 1999). In der Zukunft wird etwa ein Drittel der größten Seen in Deutschland (Abb. 1) aus dem Braunkohlebergbau hervorgegangen sein (Nixdorf *et al.* 2001). Insgesamt werden dann über 500 Seen aus dem Braunkohlenbergbau entstanden sein (Nixdorf *et al.* 2001). Doch nicht nur in Deutschland sind Bergbauseen von Interesse. Eine ganze Reihe von Bergbauseen existiert z.B. schon in Polen und in der Tschechischen Republik, wo auch in der Zukunft noch weitere entstehen werden (Samecka-Cymerman, Kemper 2001, Stottmeister *et al.* 2002). Neben dem Braunkohlebergbau hinterlassen selbstverständlich auch andere Bergbausparten, wie der Erzbergbau, nach ihrer Stilllegung Seen. Letztlich entstehen sie überall dort, wo übertägiger Bergbau bis unter das Höhenniveau des Grundwassers vordringt und die entstehenden Hohlräume nicht wieder bis über das Grundwasserniveau mit Gestein oder Deponiegut aufgefüllt werden. International sind in der Zukunft die Bergbauseen in ehemaligen Erzgruben vermutlich in ähnlicher Zahl zu erwarten wie die aus dem Braunkohleabbau stam-

menden. Schon seit Jahren sind auch diese Bergbauseen immer wieder Gegenstand von Untersuchungen (z.B. Davis, Ashenberg 1989, Miller *et al.* 1996, Eary 1999, Parshley, Bowell 2003).

Hinsichtlich der Wasserbeschaffenheit in Bergbauseen ist mit folgenden Problemen zu rechnen (Klapper, Schultze 1995):

- Versauerung als Folge der durch den Bergbau induzierten Pyritoxidation.
- Eutrophierung durch übermäßige Nährstoffzufuhr, z.B. durch Einleitung belasteten Flusswassers oder durch unangepasste Gewässernutzung.
- Kontamination mit Spurenschadstoffen aus angrenzenden Deponien oder Altlasten oder durch die Zufuhr entsprechend belasteten Grund- oder Oberflächenwassers.
- Saprobisierung durch den Eintrag leicht abbaubarer organischer Stoffe.
- Versalzung durch das Eindringen von Salinarwässern aus natürlichen Salzlagerstätten in die Seen.
- Infektionsgefahr durch den Eintrag von pathogenen Mikroorganismen in die Seen durch abwasserbelastetes Flusswasser oder Gewässernutzungen.

Im Mittelpunkt der Diskussion um die Wasserbeschaffenheit der Bergbauseen und der in den vergangenen Jahren in diesem Zusammenhang in Deutschland betriebenen Forschung standen die Versauerung, deren ökologische Konsequenzen und die Entwicklung von Verfahren zu ihrer

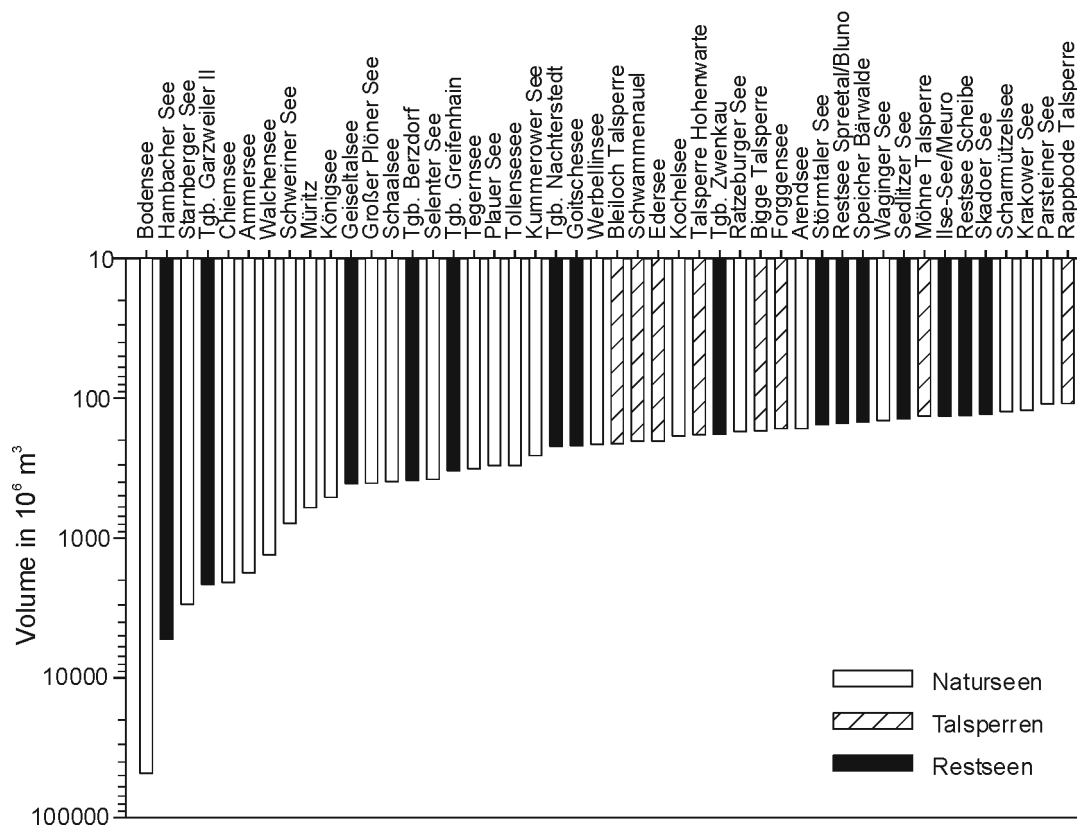


Abb. 1. Vergleich der zukünftig 46 größten Seen in Deutschland anhand ihrer Volumina. Derzeitig in Füllung befindliche und geplante Bergbauseen wurden mit einbezogen (Tgb.-Tagebau; nach Schultze *et al.* 1999, ergänzt nach Nixdorf *et al.* 2001).

Überwindung (Steinberg *et al.* 1999, LMBV 2001, Klapper, Geller 2001).

Eine der Optionen für die Überwindung der Versauerung in Bergbauseen ist die Flusswassereinleitung. Sie hat aber auch noch eine Reihe anderer Ziele. Im vorliegenden Beitrag sollen unter Einbeziehung einer Reihe von Fallbeispielen die Möglichkeiten und Grenzen der Flusswassereinleitung in Bergbauseen aus der Sicht der Beeinflussung der Seewasserbeschaffenheit untersucht und diskutiert werden. Dabei wird zwischen zwei verschiedenen Formen der Flusswassereinleitung unterschieden:

- Einleitung von Flusswasser in Tagebaurestlöcher zur Herstellung von Seen
- dauerhafte Einleitung von Flusswasser in schon existierende Seen.

Im Mittelpunkt der folgenden Betrachtungen stehen der Neutralisationserfolg und die Eutrophierungswirkung der Flusswassereinleitung. Sie können als die wichtigsten Folgen der Flusswassereinleitung für die Wasserbeschaffenheit der Seen angesehen werden. Die Verfügbarkeit hinreichender Mengen von Flusswasser ist selbstverständlich eine Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Einleitung. Sie wird bei den weiteren Betrachtungen als gegeben vorausgesetzt. Zumindest in Ostdeutschland ist dies durchaus nicht ohne Einschränkungen gegeben (Möbs, Maul 1994, Luckner *et al.* 1996, Haferkorn *et al.* 1999). Als Konsequenz ist insbesondere in der Lausitz ein Managementsystem für die optimale Nutzung der verfügbaren Wassermengen entwickelt worden, das auch Wasserüberleitungen zwischen den Flussgebieten der Neiße, der Spree und der Schwarzen Elster mit

umfasst (Luckner, Eichhorn 1996, Grünwald 2001, Dydymski *et al.* 2002, Schlaeger *et al.* 2003).

ZIELE DER FLUSSWASSEREINLEITUNG

Ziel der primären Füllung eines zukünftigen Bergbausees mit Flusswasser ist es vor allem, den Wasserstand in einem noch weitgehend leeren Restloch möglichst schnell zu heben. Dadurch werden die Böschungen gegen die Zerstörung durch zuströmendes Grundwasser geschützt. Je weniger der Wasserspiegel in den Restlöchern unter dem Grundwasserniveau liegt, umso kleiner sind der Grundwasseranstrom und dessen zerstörende Wirkung. Das Risiko von Böschungsruutschungen wird ebenfalls verkleinert. Nach Möglichkeit wird während der primären Füllung mit Flusswasser sogar ein Seewasserspiegel oberhalb des Grundwasserniveaus angestrebt, da dann die später unter dem Seewasserspiegel liegenden Böschungsteile relativ steil bleiben können. Das hat unmittelbare ökonomische Vorteile, da die aufwendige Abflachung der Böschungen auf ein Minimum beschränkt werden kann. Ein weiterer wichtiger Gesichtspunkt bei der schnellen Auffüllung der Seen ist der Schutz der Böschungen vor Erosion. Die weitgehend unbewachsenen Restlochböschungen bleiben bei schneller Füllung nicht so lange der Erosion durch Niederschläge ausgesetzt, bevor sie die permanente Überdeckung durch Seewasser vor der erosiven Zerstörung schützt. Auch die Erosion durch Wellenschlag wird durch schnelle Auffüllung beschränkt. Je schneller der Wasserspiegel steigt, umso kleiner ist die Zeit, die der Wellenschlag auf ein bestimmtes Höhensegment der

Böschungen erosiv einwirken kann. Auch die schnellere Nutzbarkeit der entstehenden Seen stellt ein Motiv für die Beschleunigung der primären Füllung durch Flusswasser dar. Daneben spielt aber auch die Verhinderung oder zumindest Begrenzung der Versauerung als Ziel eine Rolle.

Die dauerhafte Einleitung von Flusswasser in bestehende Bergbauseen hat zum Teil andere Ziele. Hier geht es um die Nutzung der Seen als Speicher für die Bewirtschaftung von Fließgewässersystemen. Sowohl die Niedrigwasseraufhöhung als auch der Hochwasserrückhalt spielen dabei eine Rolle. Ein weiteres Motiv ist die Verbindung der Seen für eine regionale wassertouristische Nutzung durch Fließgewässer, was zwangsweise eine mehr oder weniger umfangreiche Einleitung von Flusswasser in die Seen mit sich bringt. Wie bei der Primärfüllung kann auch bei der dauerhaften Flusswassereinleitung die Verhinderung einer Versauerung das entscheidende Ziel sein.

In einzelnen Fällen hat die dauerhafte Einleitung von Flusswasser keinen speziellen Zweck, sondern ist die unvermeidliche Folge landschaftlicher Gegebenheiten. Wenn etwa kleinere Fließgewässer während des Bergbaubetriebes mit großem Aufwand um Tagebaue herumgeführt und das Wasser dafür z.T. sogar gehoben werden mussten, ist es oft die einzig sinnvolle Dauerlösung, sie nach dem Ende des Bergbaus durch den entstandenen See hindurchzuleiten.

DER NEUTRALISATIONASPEKT

Für die Neutralisation ist entscheidend, dass ein ausreichend großer Überschuss an Alkalinität in den See gelangt und nach Erreichen neutraler Bedingungen dort erhalten bleibt. Die folgenden Prozesse sind dafür von Bedeutung:

Import von Alkalinität mit zuströmendem Wasser

Dieser Import ist an den Zustrom neutralen Wassers gebunden, das sowohl als Grundwasser als auch als Flusswasser (damit sind hier auch kleinere Fließgewässer gemeint) dem See zufließen kann. Die Alkalinität wird weitestgehend als Hydrogenkarbonat eingebracht.

Import von Azidität mit zuströmendem Wasser

Der Import von Azidität kann sowohl durch saures als auch durch neutrales Wasser erfolgen. Letzteres ist auf den Grundwasserzustrom beschränkt, dort aber weitgehend die Regel. Die großen Mengen an zweiwertigem Eisen, die auch nahezu neutrale Grundwässer in Bergbaufolgelandschaften mit sich führen (bis zu 460 mg/l, Wisotzky 1994), werden in den Seen oxidiert und setzen bei ihrer Hydrolyse Säure frei. Sofern saures Wasser zufließt, egal ob aus dem Grundwasser oder über Fließgewässer, z.B. aus benachbarten Seen, liegt die Azidität dominierend gelöst als dreiwertiges Eisen und als Aluminium vor.

Verdünnung des vorhandenen Wassers

Unter Verdünnung wird hier der rein physikalische Prozess verstanden. Chemische Neutralisationsreaktionen werden separat betrachtet. Eine Verdünnung in diesem engeren

Sinne kann für sich allein zur Neutralisation führen. Wenn beispielsweise 0,1 ml einer verdünnten Salzsäure mit dem pH-Wert 3 mit 999,9 ml Wasser weiter verdünnt werden, ist die entstehende Lösung neutral. Es wird aber auch deutlich, welche Verdünnungsverhältnisse erforderlich sind, um saure Wässer allein durch Verdünnung zu neutralisieren. Im Falle des genannten Rechenbeispiels macht das vorhandene saure Wasser gerade einmal 0,01% des entstehenden Lösungsvolumens aus. Bei den primär zu füllenden Tagebauseen hat das bei Flutungsbeginn vorhandene Wasser in der Regel einen Anteil von einigen Prozent am Volumen des fertigen Sees.

Bei der Einleitung von Flusswasser in vorhandene Seen ist eine Verdünnung erst allmählich möglich. Sie folgt unter Annahme einer stets idealen Vermischung des ganzen Seewasserkörpers der folgenden Exponentialfunktion (Uhlmann 1975):

$$c = c_0^{-D \cdot t}$$

c – Konzentration eines konservativen Stoffes zur Zeit t , c_0 – Anfangskonzentration eines konservativen Stoffes, D – Erneuerungsrate des Wassers im See in a^{-1} , t – Zeit in a

Die Verdünnung leistet daher zwar einen Beitrag zur Neutralisation, ist aber in der Regel nicht dominierend, wie es manchmal angenommen wird (Totsche, Steinberg 2003). Dieser Beitrag ist bei der ausschließlichen Primärfüllung mit Flusswasser durch das maximale Seevolumen zusätzlich begrenzt, während bei der dauerhaften Flusswassereinleitung es theoretisch nur eine Frage der Zeit ist, wann die Verdünnung allein zur Neutralisation führen würde. Es darf allerdings davon ausgegangen werden, dass die anderen ablaufenden Neutralisationsprozesse wegen ihrer größeren Geschwindigkeit auch in diesem Falle den Beitrag der Verdünnung zur Neutralisation relativ klein halten.

Verdrängung von Wasser aus dem See

Durch Wasserzustrom wird im Falle der Flusswassereinleitung in bestehende Seen immer auch ein nahezu gleich großes Wasservolumen aus dem See verdrängt. Eine kleine Differenz aus Zufluss und Abfluss ergibt sich aus dem Verdunstungsverlust über der Seefläche. Bei saurem Seewasser ist mit dieser Verdrängung auch ein Export an Azidität verbunden. D.h., fließt Wasser mit geringerer Azidität in den See ein, als in ihm vorhanden ist, trägt diese Verdrängung zur Neutralisation bei.

Erfolgt ein Abfluss des verdrängten Wassers in ein anderes Oberflächengewässer, ist dies im Falle noch nicht erfolgter Neutralisation problematisch, weil dadurch ein anderes Gewässer eine Säurezufuhr erfährt. In der Regel wird daher der Abfluss sauren Wassers aus den Bergbauseen nicht akzeptiert.

Die Verdrängung und auch die vorher behandelte Verdünnung durch Flusswassereinleitung in schon gefüllte Seen können in ihrer Effektivität dadurch eingeschränkt werden, dass das eingeleitete Wasser während der thermischen Schichtung oder bei Auftreten einer chemischen Schichtung nur einen Teil des Wasserkörpers erreicht. Am Goitschensee wurde beobachtet, dass sich das Flusswasser im Sommer immer nur im Epilimnion ausbreitete, während das Hypolimnion nahezu unverändert blieb (Boehrer *et al.* 2003).

Bei der Primärfüllung von zukünftigen Bergbauseen durch Flusswassereinleitung kann es zu einer Verdrängung von Wasser in den Untergrund kommen, wenn der Seewasserspiegel über dem Grundwasserstand in den mit dem See verbundenen Aquiferen einschließlich der Kippen liegt. Der auf diesem Wege zu erzielende Aziditätsexport aus dem See ist relativ klein. Einerseits ist die Abstromgeschwindigkeit durch den Filterwiderstand des Untergrundes und den im Zuge des Grundwasseranstieges immer kleiner werdenden Druckgradienten zwischen See und Grundwasser begrenzt und von Anfang an klein. Andererseits ist damit zu rechnen, dass sich die Strömungsrichtung nach Ende der Primärfüllung des Sees umkehrt und das verdrängte saure Wasser in den See zurückkehrt. Sofern während des Aufenthaltes im Untergrund keine Neutralisation durch Pufferreaktionen mit dem anstehenden Gestein oder durch mikrobiologische Prozesse stattfand, kann die Bilanz dieser Verdrängung über einen entsprechend langen Zeitraum völlig ausgeglichen sein. Die Verdrängung von saurem Wasser in den Untergrund wäre also im ungünstigsten Falle völlig wirkungslos.

Import von Azidität und/oder Alkalinität durch Erosion und Elution der Böschungen und Ufer

In den Böschungen der ehemaligen Tagebaue ist die Oxidation vorhandenen Pyrits durch die lange Exposition zur Atmosphäre besonders weit fortgeschritten. Entsprechend sind dort bei der Pyritoxidation entstehende Sekundärminerale in großem Umfang vorhanden und werden bei Erosion und Wassersättigung des Porenraumes eluiert. Die in den Sekundärmineralen gespeicherte Azidität gelangt so in das Seewasser. Bei Abel *et al.* (2000) und Schultze *et al.* (2002) finden sich Beispiele, die die Relevanz dieses Importweges zeigen.

Enthalten die an den Böschungen und Ufern anstehenden Erdstoffe keine Azidität und/oder einen Überschuss an Alkalinität, meist in Form von Karbonaten, führt die Erosion und Elution zu einem Alkalinitätsimport in den See. Dessen Wirksamkeit ist aber sehr von den jeweiligen Bedingungen abhängig. So hat die Erosion und Elution karbonathaltiger Ufermaterialien keinerlei Effekt auf die Alkalinität des Seewassers, wenn dieses im Karbonat-Kohlensäure-Gleichgewicht ist, weil dann keine Karbonatlösung stattfindet. Ist das Seewasser hingegen sauer, werden die Karbonate gelöst und verbrauchen bei ihrer Umsetzung zu Kohlendioxid Azidität. Die Effektivität der Nutzung der partikulär in den See eingetragenen Karbonate für die Neutralisation hängt von der Feinkörnigkeit, der Verweildauer und dem pH-Wert des Seewassers ab. Je feinkörniger die Karbonatpartikel in den See gelangen, je länger sie im Seewasser verweilen, ehe sie wieder sedimentiert sind und je saurer der See ist, um so mehr Karbonat wird neutralisationswirksam. Neben den Karbonaten kommen auch Silikatminerale für die Neutralisation in Frage. Ihre säurebedingte Auflösung ist aber verglichen mit der der Karbonate viel langsamer, weshalb die Silikate nur einen geringeren Teil zur Neutralisation im Zusammenhang mit der Erosion von Böschungen und Ufern beitragen. Anders verhält es sich hinsichtlich der Neutralisation, die schon vor der Erosion im Böschungs- bzw. Ufermaterial abläuft. Hier steht eine sehr viel längere Reaktionszeit

zur Verfügung. Die unter diesen Bedingungen ablaufende Silikatauflösung ist als eine der wesentlichen Quellen für das im Wasser der sauren Bergbauseen gelöste Aluminium anzusehen. Der Ionenaustausch an erodierten Erdstoffpartikeln, der z.B. bei Ulrich (1981) als Pufferreaktion für Boden und Grundwasser angegeben wird, kann hier nicht in Rechnung gebracht werden, weil er reversibel ist und damit nur eine zeitweilige Speicherung von Azidität bewirken kann.

Böschungsrutschungen

Kommt es zu Böschungsrutschungen, so führt das zu einer relativ kurzen, aber recht intensiven Vermischung des abrutschenden Erdreiches mit dem Seewasser. Die Elution des Erdreiches ist die Folge. Je nach Mineralbestand und nach Versauerungsgrad des Erdreiches und des Seewassers kann es auf diesem Wege zu einem Eintrag großer Mengen an Azidität oder auch Alkalinität kommen. Bei Hemm *et al.* (1999) und Gröschke *et al.* (2002) finden sich Beispiele, wie Rutschungsereignisse den Neutralisationserfolg von vielen Monaten binnen kürzester Zeit wieder zunichte machen können.

Mikrobiologische Reduktionsprozesse

Die Reduktion von Eisen(III)oxihydroxiden wie Ferrihydrid und Goethit und von Sulfat durch Mikroorganismen unter Verbrauch von organischen Kohlenstoffverbindungen gehören zu den wichtigsten natürlichen Neutralisationsprozessen in Gewässern (Cook *et al.* 1986, Wendt-Potthoff, Neu 1998). Um zu einem dauerhaften Neutralisationserfolg zu kommen, müssen beide Prozesse ablaufen und letztlich Eisensulfide entstehen, die einer Reoxidation unzugänglich sind (Peine *et al.* 2000, Meier *et al.* 2004). Bei der Flusswassereinleitung für die Primärfüllung eines Sees ist ihre Neutralisationswirkung durch die geringe Zeit, die in der Regel für die Füllung benötigt wird, begrenzt. Hinzu kommt, dass zwar auch unter stark sauren Bedingungen die Sulfatreduktion schon nachgewiesen wurde (Koschorreck, *et al.* 2003), dies aber nur in einem natürlich versauerten Andensee. In Bergbauseen und unter technischen Bedingungen wurde die Sulfatreduktion erst bei pH-Werten über 4,0 gefunden (Meier 2001). Erst nach einer Anhebung des pH-Wertes ist mit einem Beitrag der mikrobiologischen Neutralisationsprozesse zu rechnen. Selbstverständlich kann auch die Verfügbarkeit von leicht abbaubaren organischen Verbindungen die Wirksamkeit der Reduktionsprozesse begrenzen.

Wird die Flusswassereinleitung zum Erhalt neutraler Bedingungen in einem schon vorhandenen See genutzt, ist der Beitrag der mikrobiellen Reduktionsprozesse erheblich größer als bei der Primärfüllung. Einerseits steht relativ viel Zeit zur Verfügung, andererseits sind die bereits neutralen Bedingungen und die Existenz von entsprechend besiedeltem Seesediment für die Reduktionsprozesse sehr förderlich. Einen Eindruck von dem Beitrag, den die Reduktionsprozesse leisten können, ergibt sich aus den bisher gefundenen Größenordnungen der Alkalinitätsfreisetzung in Gewässern von 4 mmol/m²*a (Peine, Peiffer 1998) bis zu 366 mmol/m²*a (Cook *et al.* 1986).

Primärproduktion

Die Primärproduktion kann aus grundsätzlichen Erwägungen heraus nicht maßgeblich auf direktem Wege zur Alkalinitätsfreisetzung im Gewässer beitragen. Auch wenn sich im Falle der Aufnahme von Stickstoff in Form von Nitrat durch die Primärproduzenten ein Alkalinitätsgewinn ergibt, so ist dieser mit 0,15 mol Alkalinität pro gebundenem Mol Kohlenstoff relativ klein. Außerdem liegt der gelöste Stickstoff in den sauren Bergbauseen ohnehin zumeist als Ammonium vor, bei dessen Assimilation sogar ein Alkalinitätsverlust von 0,15 mol je Mol Kohlenstoff auftritt (Uhlmann, Nixdorf 2002). Die bekannte Erhöhung des pH-Wertes durch hohe Primärproduktion in eutrophen Seen kann ebenfalls nicht als Hinweis auf ein Neutralisationspotential angesehen werden. Einerseits kommt es zum pH-Anstieg durch den Entzug von Kohlendioxid aus dem Wasser und die anschließende Spaltung von Hydrogenkarbonat. Unter sauren Bedingungen kommt Hydrogenkarbonat im Wasser nicht vor und auch das Kohlendioxid bestimmt in der Regel nicht den pH-Wert. Sein Verbrauch wirkt sich daher nahezu gar nicht auf die dort bestimmenden Puffersysteme und den pH-Wert aus. Unter neutralen Bedingungen, woher die genannte pH-Anstieg bei starker Photosyntheseaktivität bekannt ist, wird durch den Kohlendioxidverbrauch und die Hydrogenkarbonatspaltung das bestimmende Puffersystem sogar noch geschwächt, da hier die Hydrogenkarbonatkonzentration die Pufferkapazität gegen Säuren bestimmt. Das aus dem Hydrogenkarbonat entstehende Karbonat fällt aus und steht im Freiwasser zur Neutralisation nicht mehr zur Verfügung.

Eine andere Rolle kommt der Primärproduktion als Quelle für leicht abbaubare organische Verbindungen zu, die für einen Alkalinitätsgewinn aus reduktiven Prozessen erforderlich sind. In diesem Zusammenhang wird immer wieder eine "kontrollierte" Eutrophierung als Strategie gegen die Versauerung diskutiert (Klapper, Schultze 1995, Fyson *et al.* 1998, Lessmann *et al.* 2003a). Auf die verschiedenen Aspekte eines solchen Ansatzes wird unten eingegangen.

Sedimentkompaktierung und Säurefreisetzung durch Schwertmannit

Die allmähliche Sedimentkompaktierung führt zu einer Abgabe von Porenwasser in den See. Sind die Sedimente unter sauren Bedingungen entstanden, kann sich daraus ein Säureeintrag ergeben. Er ist aber sehr klein, da das Volumen des abgegebenen Porenwassers sehr klein ist und der Prozess sehr langsam geht. Wichtiger ist die Säurefreisetzung im Sediment, die sich aus der Umsetzung des unter sauren Bedingungen ausfallenden Schwertmannits zu Goethit ergibt (Bigham *et al.* 1996, Peine *et al.* 2000). Einerseits muss die freigesetzte Säure mit neutralisiert werden und wirkt der Neutralisation entgegen. Andererseits hemmt die freigesetzte Säure die Sulfatreduktion, da sie den pH-Wert im Sediment niedrig hält. Peine *et al.* (2000) geben für die allein aus diesem Prozess stammende Azidität eine Freisetzungsrate von $3,5 \text{ mol/m}^2 \cdot \text{a}$ an.

DER EUTROPHIERUNGSASPEKT

Für Binnengewässer kann mit wenigen Ausnahmen der Phosphor als der Nährstoff angesehen werden, dessen Verfügbarkeit über die Produktivität und damit das Auftreten und das Ausmaß der Gewässereutrophierung entscheidet (Marsden 1989). Daher beschränken sich die weiteren Betrachtungen weitgehend auf die Prozesse, die einen Einfluss auf die Phosphorverfügbarkeit haben.

Eintrag von Phosphor mit dem eingeleiteten Flusswasser

Die für die Einleitung in Bergbauseen herangezogenen Fließgewässer können sehr unterschiedliche Phosphorkonzentrationen haben. Für die Primärfüllung von Bergbauseen kommen nur Fließgewässer mit ausreichender Wasserführung in Frage, um gravierende Beeinträchtigung der Fließgewässerökosysteme und Einschränkungen anderer Gewässerbenutzungen zu verhindern. Ihr Einzugsgebiet muss daher relativ groß sein, weshalb im Flusswasser stets mit Phosphorkonzentrationen zu rechnen ist, die für sich genommen in einem Standgewässer zur Eutrophierung führen würden. So lagen die mittleren Konzentrationen für Gesamtphosphor (TP) seit 1995 in den Saale bei Bad Dürrenberg, in der Mulde bei Bitterfeld, in der Spree oberhalb von Berlin und in der Schwarzen Elster bei Senftenberg im Mittel bei etwa $100 \mu\text{g/l}$ (LAU 1996–1998, LUA 2003). In der Weißen Elster lagen sie oberhalb der Mündung in die Saale im Mittel bei etwa $300 \mu\text{g/l}$ TP (LAU 1996–1998). Je nach eingeleiteter Flusswassermenge und Seegröße ergibt sich die jeweilige Phosphorflächenbelastung.

Die ausschließliche Primärfüllung von Seen wirkt als zeitlich begrenzte externe Last. Je nach Flutungsbedingungen entsteht am Ende der Flutung eine mehr oder weniger hohe Startkonzentration für den fertigen See. Danach sollte eine Entwicklung stattfinden, die der Reaktion natürlicher Seen nach Reduzierung der externen Last ähnlich ist und z.B. von Lenhart (1993) beschrieben wurde. Diese Entwicklung wird maßgeblich durch die interne Last, d.h. die Stabilität der Bindung des während der Flutung im Sediment akkumulierten Phosphors bestimmt (Marsden 1989, Sondergaard *et al.* 2003). Im Falle der dauerhaften Einleitung bleibt die externe Last erhalten und wird nur durch Maßnahmen im Flusseinzugsgebiet sowie eventuelle Variationen der eingeleiteten Flusswassermenge beeinflusst. Auch in diesem Falle kann es zur Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment kommen, die dann wiederum eine wichtige Rolle bei der weiteren Entwicklung spielt.

Eintrag von Phosphor mit dem Grundwasser

Die im Grundwasser anzutreffenden Phosphorkonzentrationen variieren sehr stark. Konzentrationen von deutlich über $100 \mu\text{g/l}$ sind dabei nicht selten. Allerdings ist eine Bewertung dieses gelösten Phosphors problematisch. Da das Grundwasser in der Regel anoxisch ist, werden die relativ hohen Phosphorkonzentrationen von ebenfalls hohen Eisenkonzentrationen begleitet. Dadurch wird ein potentieller Bindungspartner gleichzeitig mit dem Phosphor durch das Grundwasser in die Seen eingetragen. In den Seen ist wegen

des dort in der Regel oxischen Milieus mit der Oxidation und Fällung des Eisens zu rechnen, sofern der pH-Wert nicht noch zu niedrig ist. Auf diesem Wege würde der Phosphor aus dem Grundwasser unmittelbar bei Eintritt in den See gebunden, ohne eine Eutrophierungswirkung entfalten zu können.

Umsetzungen im Freiwasser

Bei der Einleitung von Flusswasser in vorhandenes saures Wasser stehen mit dem im Wasser gelösten Eisen und Aluminium Fällmittel zur Verfügung, wie sie auch zur technischen Phosphorelimination Verwendung finden. Mit Eisenkonzentrationen in Bergbauseen von z.T. über 500 mg/l Eisen (Nixdorf *et al.* 1998) werden durchaus die in der Abwassertechnik üblichen Dosierungen erreicht (ATV 1997). Entsprechend fanden Duffek, Langner (2002), dass im Zuge der Neutralisation die Phosphorbindung in den Sinkstoffen zunächst vor allem an Eisen stattfindet, weil dieses zuerst gefällt wird. Danach findet eine Phase der Bindung an Aluminium statt, das den zweiten Pufferbereich im sauren Milieu bestimmt. Und im Neutralen dominiert wiederum die Bindung an Eisen.

Die Bindung und Sedimentation von Phosphor in Form von Biomasse über den Weg der Primärproduktion kann unter sauren Bedingungen durch die begrenzte Verfügbarkeit von anorganischem Kohlenstoff limitiert sein (Nixdorf *et al.* 2003). Im Zuge der Neutralisation wird diese Limitation aber beseitigt. Danach ist die Wirksamkeit dieser Phosphorentfernung aus dem Freiwasser von der Bindung im Sediment abhängig.

Bindung im Sediment

Schon lange ist bekannt, dass die Bindung von Phosphor im Sediment ganz maßgeblich durch die dortige Verfügbarkeit von Eisen bestimmt wird (Steinberg 2003). Sedimente in Bergbauseen zeichnen sich in der Regel durch sehr hohe Konzentrationen an Eisen aus, die 30–40% bezogen auf die Trockenmasse der Sediment erreichen können (Friese *et al.* 1998, Peine *et al.* 2000, Langner 2002). Selbst in dem oben schon erwähnten eutrophen Tagebausee Golpa IV fanden Hupfer *et al.* (1998) ca. 5% Eisen im Sediment. Um Phosphor im Sediment sicher binden zu können, geben Jensen *et al.* (1992) ein Eisen/Phosphor-Verhältnis im Feststoff von mindestens 15:1 bei oxischer Sedimentoberfläche an. Ein solches Verhältnis kann nur durch ständige Nachlieferung von Eisen oder durch entsprechend niedrige Phosphoreinträge erreicht und gesichert werden.

Ebenfalls seit langer Zeit ist bekannt, dass Sulfat die Phosphorbindung durch Eisen im Sediment behindern kann (Caraco *et al.* 1989, Steinberg 2003). In den Bergbauseen ist Sulfat in der Regel reichlich verfügbar, auch nach der Neutralisation und der bei der Flusswasserflutung stattfindenden Verdünnung. Eisen hingegen wird in der Regel in geringerer Menge in die Seen eingetragen, sowohl im Zuge der Versauerung als auch unter neutralen Bedingungen. Damit ist tendenziell mit einem Überschuss an Schwefel zu rechnen, der potentiell nach erfolgter Sulfatreduktion das gesamte Eisen als Sulfid binden könnte. Für die Bindung von Phosphor

stände das Eisen dann nicht mehr zur Verfügung. Entscheidend für den Umfang der sulfidischen Bindung des Eisens ist die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff für die Reduktion sowohl des Eisens als auch des Sulfates. Solange die Produktivität der Seen klein bleibt, ist das Risiko eines übermäßigen Verlustes von Eisen für die Phosphorbindung durch Sulfidbildung relativ klein. Das Risiko wächst mit der Produktivität der Seen. Führt die Flusswassereinleitung also zu einem erhöhten Phosphorangebot und auch zu einer zunehmenden Neutralisation, ist gleichzeitig mit einer Minderung der Bindungskapazität für Phosphor im Sediment als Folge einer potentiell steigenden Sulfatreduktionsrate zu rechnen, da die Verfügbarkeit von organischen Stoffen steigt.

Durch die Flusswassereinleitung kommt es in der Regel zum Eintrag von Trübstoffen, die im See sedimentieren. Das aus dieser Quelle und einer möglicherweise einsetzenden höheren Primärproduktion stammende Sediment überdeckt im Laufe der Zeit immer mehr das besonders eisenreiche, u.U. auch aluminiumreiche Sediment aus der Phase der Versauerung und Neutralisation. Die Diffusionswege für im Porenwasser gelösten Phosphor zu noch freien Sorptionsplätzen im älteren Sediment werden dadurch immer länger und die Relevanz dieser Sedimentlagen für die Phosphorbindung immer kleiner, unabhängig von der Sättigung der verfügbaren Sorptionsplätze mit Phosphor. Das gilt in gleicher Weise für die Migration gelösten Eisens aus älteren Sedimentlagen zur Sedimentoberfläche.

Wird das Sediment von dem in den See eindringenden Grundwasser durchströmt, wie dies von Weber (2000) für das Restloch 77 im Bereich Plessa gezeigt wurde, führt das zu einer weiteren Beeinflussung der Phosphorbindung bzw. -freisetzung im Sediment, je nach Beschaffenheit des Grundwassers und des Sedimentes.

FALLBEISPIELE FÜR FLUSSWASSEREINLEITUNGEN

Bei den Fallbeispielen handelt sich ausschließlich um Bergbauseen, die in Ostdeutschland aus ehemaligen Braunkohletagebauen entstanden sind. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Beispielseen, ihre wichtigsten morphometrischen Daten, ihre Entstehung, ihre Einbindung in Flusssysteme, ihre Nutzung. Abbildung 2 zeigt die Lage der Beispielseen.

Senftenberger See

Der Senftenberger See gilt als ein Beispiel für den Erfolg der Flusswassereinleitung und insgesamt als ein Beispiel für das große Entwicklungspotential, das in Bergbauseen steckt: vom Tagebau zum Anziehungspunkt für Naherholung und Tourismus. Bei genauerer Betrachtung zeigt sich, dass der Senftenberger See aber auch ein Beispiel ist, an dem sich die Grenzen der Flusswassereinleitung gut zeigen lassen, insbesondere hinsichtlich der Neutralisation. Abbildung 3 zeigt die Entwicklung des pH-Wertes im Senftenberger See. Nach Sensel (1997) wurde schon während der primären Flutung des Senftenberger Sees Wasser der Schwarzen Elster in den entstehenden See eingeleitet. Dennoch war der See am Ende

Tabelle 1

Übersicht über die Morphometrie und die Flutungshistorie der Fallbeispiele
 (* Median für das Flusswasser mit Angabe der verwendeten Zeitreihe)

See und morphometrische Angaben	Flutungsinformationen und Angaben zum Flutungswasser	Besonderheiten, Seenutzungen
Senftenberger See	- Grundwasseranstieg und Flutung aus der Schwarzen Elster seit 1968	
Fläche ¹ 1100 ha	- dauerhafte Durchleitung eines Teilstroms der Schwarzen Elster seit 1976	- Erholungsnutzung
Volumen ¹ 80×10 ⁶ m ³	- Ks 1,25 mmol/l (1998-2002)* ²	
max. Tiefe ¹ 23 m	- TP 0,11 mg/l (1998-2002)* ²	
Goitschese	- Flutung aus der Mulde 05/1999-04/2002	- nach Wasseranstieg auf 78,5 mNN durch Hochwasser Absenkung auf 75 mNN
Fläche ³ 1332 ha	- Hochwassereinbruch im August 2002 mit 90*10 ⁶ m ³ Wasserzustrom aus der Mulde	- in 2003 Zulauf aus dem Seelhäuser See
Volumen ³ 213×10 ⁶ m ³	- Ks 1,3 mmol/l (1999-2001)*	- Erholungsnutzung geplant
max. Tiefe 47 m	- TP 0,11 mg/l (1999-2001)*	- Teilbereiche für Naturschutz gesichert
Seelhäuser See	- Flutung aus der Mulde ab 07/2000	
Fläche ³ 622 ha	- Hochwassereinbruch im August 2002 mit ca. 9,3*10 ⁶ m ³ Wasserzustrom aus der Mulde	- seit dem Hochwasser Zufluss aus dem Lober-Leine-Kanal
Volumen ³ 74×10 ⁶ m ³	- Ks 1,4 mmol/l (2000-2002)* ⁴	- Erholungsnutzung geplant
max. Tiefe ³ 28 m	- TP 0,16 mg/l (2000-2002)* ⁴	
See Merseburg-Ost 1a	- Flutung aus der Weißen Elster 08/1998-07/2000	
Fläche ³ 338 ha	- Ks 2,1 mmol/l (1998-2000)* ⁴	- Erholungsnutzung geplant
Volumen ³ 36×10 ⁶ m ³	- TP 0,13 mg/l (1998-2000)* ⁴	- meromiktisch
max. Tiefe ³ 28 m		
See Merseburg-Ost 1b	- Flutung aus der Weißen Elster 03/1998-07/2000	
Fläche ³ 310 ha	- Ks 2,1 mmol/l (1998-2000)* ⁴	- Nutzung für Natur- und Landschaftsschutz geplant
Volumen ³ 66×10 ⁶ m ³	- TP 0,13 mg/l (1998-2000)* ⁴	- meromiktisch
max. Tiefe ³ 37 m		
See Delitzsch Südwest	- Flutung aus der Weißen Elster seit 12/1998	
Fläche ³ 441 ha	- Ks 2,7 mmol/l (1999-2002)* ⁴	- Landschaftssee mit begrenzter Erholungsnutzung geplant
Volumen ³ 43×10 ⁶ m ³	- TP 0,15 mg/l (1999-2002)* ⁴	
max. Tiefe ³ 36 m		
See Golpa-Nord	- Flutung aus der Mulde seit 01/2000	
Fläche ³ 544 ha	- Ks 1,3 mmol/l (2000-2002)* ⁴	- Erholungsnutzung geplant
Volumen ³ 67×10 ⁶ m ³	- TP 0,12 mg/l (2000-2002)* ⁴	
max. Tiefe ³ 33 m		
Runstädter See	- Flutung aus der Saale seit 05/2001-08/2002	
Fläche ³ 230 ha	- Reinigung des Flutungswassers durch Schnellfiltration im Wasserwerk Leuna-Daspig	- Landschaftssee
Volumen ³ 55×10 ⁶ m ³	- Ks 3,1 mmol/l (2001-2002)* ⁴	- Spüldeponie Großkayna der Leuna-Werke am Grund des Sees
max. Tiefe ³ 33 m	- TP 0,82 mg/l (2001-2002)* ⁴	

¹ Sensel 1997, ² LUA 2004, ³ Haferkorn et al. 1999, ⁴ LMBV 2003

der primären Füllung sauer. Ein zu großer Vorrat an saurem Wasser, das sich durch Grundwasserzutritte vor der Flusswassereinleitung schon angesammelt hatte, Rutschungen und der anhaltende Zustrom versauernden Grundwassers werden dafür verantwortlich gemacht (Sensel 1997, Uhlmann *et al.* 2001). Nach dem Ende der Primärfüllung wurde dann weiterhin Flusswasser in den Senftenberger See eingeleitet, was auch zum Neutralisationserfolg führte. Dieser kam nach Benndorf (1994) unerwartet schnell, was auf die biologischen seeinternen Neutralisationsmechanismen zurückgeführt wird. Wiederholt kam es dann aber im Zusammenhang mit Wasserspiegelabsenkungen im Zuge der Speicherbewirtschaftung des Sees zu einer temporären Wieder-

versauerung (Werner 1999, Abbildung 3). Der südliche Teil (*ca.* 150 ha) des Senftenberger Sees, der durch eine aus einer Abraumkippe entstandene Insel und Flachbereiche vom Nordteil (*ca.* 1150 ha) getrennt ist und vom eingeleiteten Wasser der Schwarzen Elster kaum erreicht wird, ist ohne Unterbrechung bis heute sauer geblieben. Und für die Zukunft droht dem ganzen Senftenberger See die Wiederversauerung, weil durch die Füllung der Seen und des entwässerten Untergrundes nördlich des Senftenberger Sees mit einer gravierenden Änderung des regionalen Grundwasserströmungsfeldes zu rechnen ist. Dadurch wird dem Senftenberger See so viel versauerndes Grundwasser zugeführt, dass das bisherige Bewirtschaftungsregime nicht mehr genug Al-

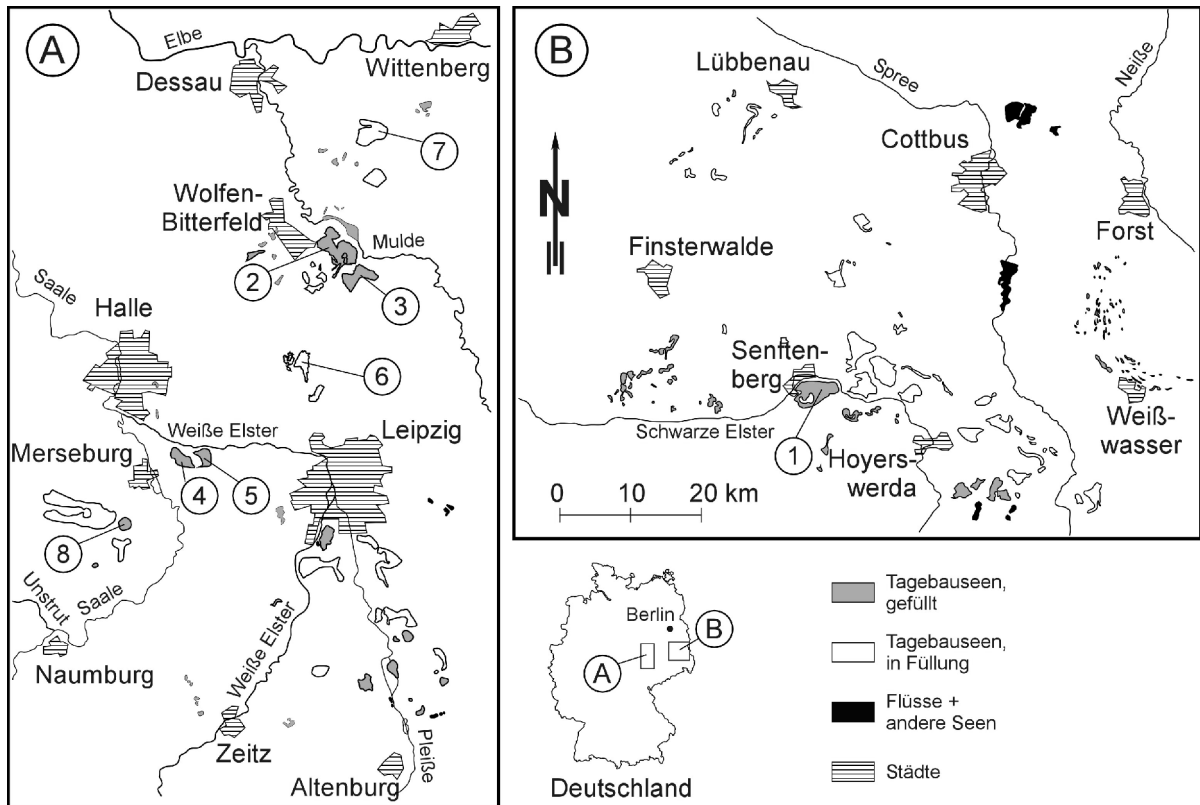


Abb. 2. Übersichtsplan zur Lage der Fallbeispiele. 1 – Senftenberger See, 2 – Goitschesee, 3 – Seelhäuser See, 4 – See Merseburg-Ost 1a, 5 – See Merseburg-Ost 1b, 6 – See Delitzsch-Südwest, 7 – See Golpa-Nord, 8 – Runstädter See.

kalinität zur Kompensation zur Verfügung stellen kann (Koch *et al.* 2000, Luckner *et al.* 2000). Als Konsequenz werden zur Zeit Forschungsarbeiten durchgeführt, um Technologien zu entwickeln, die die Azidität des Grundwassers im Untergrund binden sollen (Schöpke, Koch 2002).

Goitschesee

Im Goitschesee bei Bitterfeld enthielten bei Beginn der primären Füllung die Teilbecken Mühlbeck und Niemeck

saures Wasser, das Teilbecken Döbern hingegen neutrales. Nach etwa sechs Wochen war das Epilimnion im Teilbecken Mühlbeck, in das das Füllungswasser aus der Mulde eingeleitet wurde, neutral. Nach knapp 4 Monaten wurde mit einer Ende August erfolgenden Volldurchmischung des Teilbeckens auch das Hypolimnion neutralisiert. Im Teilbecken Niemeck kam es nach *ca.* 13 Monaten im Juni 2000 zur Neutralisation des Epilimnions und dann im Zuge der winterlichen Vollzirkulation nach weiteren 7 Monaten im Januar 2001 auch zur Neutralisation des Hypolimnions. Im Teilbecken

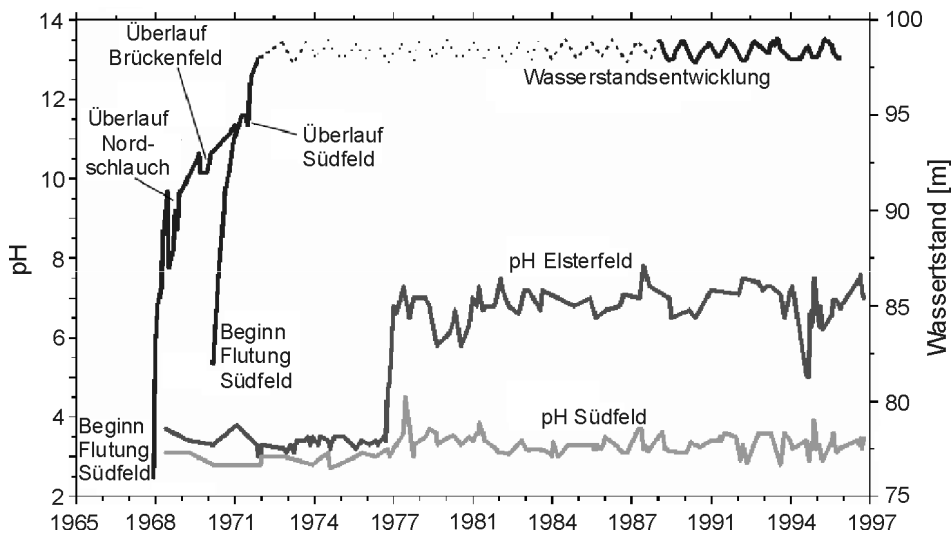


Abb. 3. Entwicklung des pH-Wertes und des Wasserstandes im Senftenberger See (aus Werner *et al.* 1999).

Döbern trat durch den Überlauf sauren Wassers aus dem Teilbecken Niemeck im Februar 2000 zunächst eine Versauerung ein. Im Laufe des Jahres 2000 erfolgte dann zunächst im Sommer im Epilimnion und dann im Zuge der Herbstzirkulation bis zum Jahresende auch im Hypolimnion die Neutralisation. Eine detaillierte Darstellung findet sich bei Bohrer *et al.* (2003).

Abbildung 4 zeigt die geschilderte Entwicklung an der Alkalinitätsbilanz für die Teilbecken und das eingeleitete Flutungswasser. Besonders interessant ist die Entwicklung im Teilbecken Niemeck. Zunächst kam es im Frühsommer 1999 zu einer Erhöhung des Aziditätsvorrates, obwohl aus dem Teilbecken Mühlbeck neutrales Wasser in das Teilbecken Niemeck überlief. Und im Verlaufe der Neutralisation ab Herbst 1999 erfolgte dann eine Zunahme der Alkalinität, die erheblich größer war als die Gesamtmenge an Alkalinität, die das Flutungswasser insgesamt bis dahin in den See eingebracht hatte. In beiden Fällen sind der Erosion und der Elution der im Bereich des Wellenschlages anstehenden Materialien entscheidende Beiträge zu dieser Entwicklung zuzuschreiben. An der Sohle des ehemaligen Restloches Niemeck steht die tertiäre Bitterfelder Bernsteinfolge mit sehr hohen Gehalten an Pyrit an, die durch jahrelange Belüftung im Zuge des Bergbaus große Vorräte an Azidität enthielt (Grützmaier *et al.* 2001, Kringel *et al.* 2000). Bis in den Sommer 1999 dauerte die Überstauung dieser Bitterfelder Bernsteinfolge an. Dabei wurde deren Oberfläche erodiert und eluiert, was zur Abgabe von Azidität an das Seewasser führte. Der weiter oberhalb, ab Spätsommer 1999 überstaute Teil der Böschungen hingegen besteht weitgehend aus Material, das zur bergtechnischen Sicherung der Böschungen dort extra verkippt worden war. Es stammte aus den quartären Deckschichten im benachbarten Tagebau Rösa und enthält Karbonate. Pyrit oder durch dessen Oxidation entstandene Azidität hingegen finden sich dort nicht (Grützmaier 2001). Dadurch lieferten die Böschungserosion und die Elution des erodierten Erdreiches dann einen zusätzlichen Neutralisationsbeitrag. Die Neutralisation des Goitschesees ist damit ein schönes Beispiel für die erhebliche Rolle der Erosion und Elution im Zuge der Primärfüllung. Seit Anfang 2001 ist der Goitschensee neutral. Eine Wiederversauerung in der Zukunft ist wegen der hydrogeologischen Gegebenheiten nicht zu befürchten.

Der mit dem Wasser aus der Mulde in den Goitschensee gelangte Phosphor führte nicht zur Eutrophierung. Er wurde zu fast 100% im Sediment gebunden (Berechnung für die Wassereinleitungen bis August 2002, Schultze *et al.* 2003). Entsprechend dem Neutralisationsfortschritt fand zunächst eine Bindung dominierend an Eisen, dann an Aluminium und nach Neutralisation wieder dominierend an Eisen statt (Duffek, Langner 2002). Im Verlaufe der Neutralisation war dies zu erwarten, da während dieser Zeit auch im Freiwasser Eisen und Aluminium als Bindungspartner zur Verfügung standen. Aber auch nach der Neutralisation blieb das Niveau der Phosphorkonzentration in den Teilbecken des Goitschesees auf einem sehr niedrigen Niveau. So lagen selbst im Teilbecken Mühlbeck, in das das Muldewasser mit im Mittel etwa 110 µg/l TP eingeleitet wurde und das schon ab Sommer 1999 neutral war, die TP-Konzentrationen stets unter 40 µg/l. In den anderen Teilbecken blieb sie unter 20 µg/l. Im

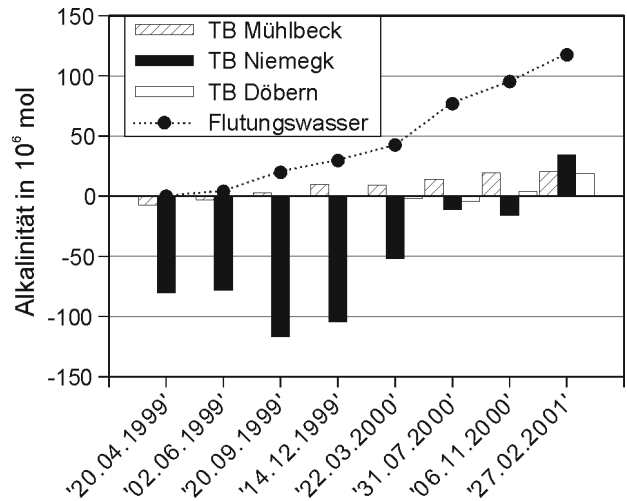


Abb. 4. Alkalinitätsbilanz der Teilbecken des Goitschesees und des eingeleiteten Flutungswassers zu ausgewählten Zeitpunkten. Negative Alkalinität steht für verbliebene Azidität. Die Angaben zu den Teilbecken stellen Vorräte zum jeweiligen Zeitpunkt dar. Die Darstellung für das eingeleitete Flutungswasser erfolgt kumulativ (nach Schultze *et al.* 2002, ergänzt).

Frühjahr und Sommer 2002 lag die TP-Konzentration in allen Teilen des Goitschesees unter 10 µg/l. Das Hochwasser der Mulde im August 2002, durch das der Goitschensee überflutet wurde und das zu einem erheblichen Phosphorimport in den See führte, hatte nur eine kurzzeitige Erhöhung des Phosphorangebotes zur Folge. Nach einem Anstieg auf ca. 50 µg/l im August 2002 sank die TP-Konzentration bis zum Frühjahr 2003 wieder auf ca. 10 µg/l ab. Das Sediment war abermals in der Lage, den Phosphor weitestgehend zu binden. Entscheidend ist dabei die Bindung durch Eisen und die Existenz einer oxidierten Sperrschicht an der Sedimentoberfläche (Herzprung *et al.* 2004).

Seelhäuser See

Der dem Goitschensee unmittelbar südlich benachbarte Seelhäuser See wurde ab Ende Juli 2000 zunächst durch die planmäßige Einleitung von Wasser aus der Mulde und dann durch den Hochwassereinbruch der Mulde im August 2002 und die in dessen Folge stattfindende Einleitung von Wasser aus dem Lober-Leine-Kanal neutralisiert (Otto, Münster 2003). Eine Wiederversauerung ist dort nicht zu erwarten. Die planmäßige Flutung hat keine deutliche Eutrophierung bewirkt. Auch der kurze Hochwassereinbruch am 14.8.2002 in den See (ca. $9,3 \times 10^6 \text{ m}^3$) und die anschließende Einleitung des Wassers aus dem Lober-Leine-Kanal (ca. $5,2 \times 10^6 \text{ m}^3$) waren bis Ende 2002 an den Phosphorkonzentrationen (5 µg TP/l) kaum spürbar, da ca. 80% des auf diese Weise importierten Phosphors offensichtlich sedimentiert waren (Otto, Münster 2003). Der betrachtete Zeitraum umfasst sowohl das Ende der Primärfüllung als auch den Beginn einer Flusswassereinleitung in einen bestehenden See.

Merseburg-Ost

Die beiden Seen 1a und 1b im ehemaligen Tagebau Merseburg-Ost sind durch den Zutritt von Salinarwässern

aus dem tieferen Untergrund meromiktisch (Heidenreich *et al.* 1999, Schultze, Rusche 2003). Sie waren zu keiner Zeit versauert, obwohl auch sie aus dem umgebenden Grundwasser saure Zuflüsse erhalten (Trettin *et al.* 1999). Hinzu kommt die Einleitung von saurem Sumpfungswasser in den See 1a aus dem westlich davon gelegenen Kiesabbau. Beide Aziditätseinträge machen sich in einem langsamen Rückgang der Alkalinität in den Mixolimnia der Seen bemerkbar (*ca.* 0,08 mmol/l*a), der in der Periode der Flusswassereinleitung durch einen Wiederanstieg (*ca.* 0,4 mmol/l) unterbrochen wurde. Eine Versauerung der beiden Seen ist bei linearer Extrapolation der Entwicklung der letzten Jahre erst in etwa zehn Jahren zu befürchten. Bis dahin kann aber wegen des fortschreitenden Grundwasserwiederanstieges und der allmählichen Auswaschung der Vorräte an mobilisierbarer Azidität im Untergrund ein erheblicher Rückgang der sauren Zuflüsse aus dem Grundwasser erwartet werden.

Die Phosphorkonzentrationen sind im Mixolimnion des Sees 1a während der Flusswassereinleitung und danach unter 20 µg TP/l geblieben. Im Monimolimnion ist nur eine geringe Anreicherung an Phosphor zu beobachten, die 40 µg TP/l bisher nicht überschritten hat. Im See 1b wurden während der Flusswassereinleitung im Epilimnion Konzentrationen bis 40 µg TP/l erreicht. Danach blieben sie unter 20 µg TP/l. Im Monimolimnion kam es nach der Flusswassereinleitung zu Phosphorkonzentrationen bis zu 80 µg TP/l, die inzwischen aber wieder auf 20 µg TP/l zurückgegangen sind. Da die Konzentrationen an gelöstem reaktivem Phosphor (SRP) in den anoxischen Monimolimnia stets unter 30 µg SRP/l blieben, kann die verzögerte Sedimentation in den Monimolimnia als dominierende Ursache der Phosphoranreicherung angesehen werden (Salinität der Monimolimnia: See 1a 72‰, See 1b 27‰). Freisetzungen aus dem Seesediment spielen vermutlich eine untergeordnete Rolle.

Delitzsch Süd-West

Der See Delitzsch-Südwest wird ebenfalls aus der Weißen Elster geflutet. Allerdings erfolgt die Wasserentnahme im Bereich Lützschena an dem als Neue Luppe bezeichneten Abschnitt der Weißen Elster, in dem das Wasser aus der Parthe noch nicht enthalten ist. Die Einleitung der gereinigten Abwässer aus der Kläranlage Leipzig-Rosental erfolgt *ca.* 5 km oberhalb der Wasserentnahme in die Neue Luppe. Im See Delitzsch Südwest macht sich die Pyritoxidation zwar mit erhöhten Sulfatkonzentrationen im Sicker- und Grundwasser bemerkbar, eine Versauerung des entstehenden Sees trat aber nicht auf und ist auch in Zukunft nicht zu erwarten. Die Phosphorkonzentrationen im Epilimnion des Sees blieben in der Regel unter 30 µg TP/l, erreichten vereinzelt aber auch *ca.* 80 µg TP/l.

Golpa-Nord

Der See Golpa-Nord ist dem See Delitzsch Süd-West in vieler Hinsicht sehr ähnlich, wird aber aus der Mulde mit Wasserentnahme bei Altjeßnitz geflutet. Eine Versauerung trat nicht auf, obwohl im Grundwasser erhöhte Sulfatgehalte die Pyritoxidation deutlich anzeigen. Offensichtlich reichte die Pufferkapazität aller in den Abraumkippen gemischten

geologischen Schichten aus, die freigesetzte Säure zu neutralisieren. Die im See aufgetretenen Phosphorkonzentrationen bewegen sich im Epilimnion zwischen <3 µg TP/l und vereinzelt festgestellten 77 µg TP/l.

Großkayna

Der Runstädter See ist Teil des ehemaligen Braunkohlenvorkommens Geiseltal. Ein aus Abraummaterial errichteter Kippendamm trennt ihn vom zukünftigen Geiseltalsee. Am Grund des Runstädter Sees befindet sich die ehemalige Spüldeponie Großkayna, auf der durch die Leuna-Werke über Jahrzehnte vor allem Aschen und Abfälle der Stickstoffdüngerproduktion verbracht wurden, was Ammoniumkonzentrationen von *ca.* 300 mg/l im Porenwasser der Deponie zur Folge hat. Mit einem Eintrag dieser Porenwässer in den See ist aber erst in einigen Jahren nach der Wiedereinstellung eines regionalen stationären Grundwasserfließregimes zu rechnen (Schröter 1998). Versauerungserscheinungen als Folge der Pyritoxidation waren am Runstädter See bisher nicht zu beobachten und sind auch in Zukunft nicht zu erwarten. Der Eintrag an Phosphor in den See hat zu stark schwankenden Konzentrationen im Seewasser geführt. Sie bewegten sich während der Flusswassereinleitung zwischen 37 µg TP/l und 160 µg TP/l und im Jahr danach zwischen 12 µg TP/l und 70 µg TP/l. Die verfügbare Zahl an Messwerten (6 pro Jahr) schränkt die Bewertung zwar ein, aber es ist doch bemerkenswert, welche vergleichsweise hohen Konzentrationen auch nach dem Ende der Flusswassereinleitung wieder erreicht wurden.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

An den Beispielen wurden die Möglichkeiten und Grenzen der Flusswassereinleitung als Strategie des Wassergütemanagements für Bergbauseen gut deutlich. Die im mitteldeutschen Braunkohlerevier betrachteten Beispielseen wurden – soweit erforderlich – erfolgreich neutralisiert und eine erneute Versauerung ist nicht zu erwarten. Der Senftenberger See hingegen konnte im Zuge seiner primären Flutung nicht neutralisiert werden und auch die dauerhafte Einleitung von Wasser aus der Schwarzen Elster bietet in der Zukunft keine ausreichende Sicherheit vor einer Wiederversauerung. Hier stößt die Flusswassereinleitung an ihre Grenzen, u.a. wegen der weiter oben zunächst ausgeklammerten Frage der Verfügbarkeit von ausreichend viel Wasser für die Einleitung in die Seen.

Die in den Seen während und nach der Flusswassereinleitung auftretenden Phosphorkonzentrationen variieren in einem weiten Bereich zwischen <3 µg TP/l und 160 µg TP/l, weitgehend scheinbar unabhängig von der Phosphorkonzentration im eingeleiteten Flusswasser. Erwartungsgemäß ist die Phosphorbindung in den von der Versauerung betroffenen Seen am besten. Die Beispiele Delitzsch-Südwest, Golpa-Nord und vor allem der Runstädter See zeigen aber, dass die ursprüngliche Erwartung einer Eutrophierung durch die Einleitung von Flusswasser keineswegs unbegründet war. Offensichtlich bestehen auch hier Grenzen.

Bei der Wichtung der beiden Aspekte Neutralisation und Eutrophierung entsteht ein Optimierungsproblem. Im Inter-

esse der Neutralisation und vor allem der Sicherung des einmal erreichten neutralen Milieus durch seeinterne Prozesse wäre eine gewisse Eutrophierung nicht unwillkommen. Sie könnte die notwendige Menge an abbaubarem organischen Material für die Alkalinitätsfreisetzung durch Sulfatreduktion liefern. Allerdings bleibt die Frage, ob die Eutrophierung dauerhaft auf dem gewünschten Niveau zu halten ist oder ob sie außer Kontrolle gerät, wenn die Bindungskapazität des Sedimentes überschritten ist. Für die Rückkehr zu einer den Nutzungsansprüchen genügenden Wassergüte sind dann aufwendige Maßnahmen nötig. Letztlich wird in jedem Falle zu prüfen sein, welche Nutzungsansprüche Priorität genießen und in welchem Umfang man bereit und in der Lage ist, die erforderlichen Mittel zu ihrer Sicherung aufzuwenden.

Bei der Bewertung der dauerhaften Flusswassereinleitung ist zu beachten, dass die Bergbauseen im Laufe der Zeit immer mehr zu "normalen" Seen werden. Vor allem die Verfügbarkeit von Eisen im Wasser und im Sediment wird voraussichtlich immer kleiner. Für das Sulfat gilt das letztlich auch, da es nur eine Frage der Zeit ist, wann die durch den Bergbau im Seeinzugsgebiet induzierten Milieubedingungen wieder beseitigt und die mobilisierten Stoffe eluiert worden sind. Die dafür erforderliche Zeit ist sicher von Fall zu Fall sehr verschieden und kann sich zwischen Jahrzehnten und Jahrhunderten bewegen. Sie sollte aber bei der Planung der langfristigen Nutzung der Seen im Auge behalten werden. Insbesondere die offensichtlich sehr häufig anzutreffende Unempfindlichkeit gegen Nährstoffeinträge bei der Primärfüllung und in den ersten Jahren danach, wie sie auch von Lessmann *et al.* (2003) beschrieben wird, darf nicht überschätzt werden.

Die Flusswassereinleitung ist somit eine in vielen Fällen gut geeignete Strategie zur Herstellung von Bergbauseen und zur Steuerung von deren Wasserbeschaffenheit, insbesondere zur Neutralisation. Ein Allheilmittel ist sie aber nicht.

Danksagung

Die vorgestellten Daten zur Wasserbeschaffenheit im Goitschensee wurden durch das Department Seenforschung des UFZ mit Förderung durch das BMBF (FKZ 02 WB 9984/3) und die LMBV gewonnen. Die Gewinnung der Wasserbeschaffenheitsdaten zu den Seen Merseburg-Ost erfolgte durch das Department Seenforschung des UFZ mit Förderung der LMBV. Weiterhin stellte die LMBV Daten und Unterlagen zum Seelhäuser See, zum Runstädter See sowie zu den Seen Delitzsch Süd-West und Golpa-Nord zur Verfügung. Die Daten zur Wasserbeschaffenheit der Saale, der Weißen Elster und der Mulde wurden durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt zur Verfügung gestellt. Die Daten zur Schwarzen Elster und zum Senftenberger See stellte das Landesumweltamt Brandenburg bereit. Für die genannte Förderung von Untersuchungen sowie für die Bereitstellung der Daten und die Zustimmung zu ihrer Veröffentlichung danken die Autoren.

LITERATUR

- Abel A., Michael A., Zartl A., Werner F. 2000. Impact of erosion-transported overburden dump materials on water quality in Lake Cospuden evolved from a former open cast lignite mine south of Leipzig, Germany. *Environmental Geology* 39, 683–688.
- ATV (Hrsg.) 1997. ATV-Handbuch Biologische und weitergehende Abwasserreinigung. Ernst & Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften, Berlin.
- Benndorf J. 1994. Sanierungsmaßnahmen in Binnengewässern: Auswirkungen auf die trophische Struktur. *Limnologica* 24, 121–135.
- Bigham J.M., Schwertmann U., Traina S.J., Winland R.L., Wolf M. 1996. Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 60, 2111–2121.
- Boehrer B., Schultze M., Liefold G., Behlau G., Rahn K., Frimmel S., Kiwel U., Kuchn B., Brookland I., Büttner O. 2003. Stratification of mining Lake Goitsche during flooding with river water. In *Tailings and Mine Waste 03*, Swets & Zeitlinger, Lisse, 223–231.
- Caraco N.F., Cole J.J., Likens G.E. 1989. Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments in aquatic systems. *Nature* 341, 316–318.
- Cook R.B., Kelly C.A., Schindler D.W., Turner M.A. 1986. Mechanisms of hydrogen ion neutralization in an experimentally acidified lake. *Limnology and Oceanography* 31, 134–148.
- Davis A., Ashenberg D. 1989. The aqueous geochemistry of the Berkeley Pit, Butte, Montana, U.S.A. *Applied Geochemistry* 4, 23–36.
- Duffek A., Langner C. 2002. P-retention in an acidic mining lake under the influence of flooding with river water. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 28, 1717–1720.
- Dydymski A.-K., Mischke D., Scholz E., Schramm M., Dietzsch U. 2002. Flutungssteuerungs-Modell für die Lausitz. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* 3/2002, 33–38.
- Eary L.E. 1999. Geochemical and equilibrium trends in mine pit lakes. *Applied Geochemistry* 14, 963–987.
- Friese K., Hupfer M., Schultze M. 1998. Chemical characteristics of water and sediment in acidic mining lakes of the Lusatian lignite district. In Geller W., Klapper H., Salomons W. (eds.), *Acidic Mining Lakes*, 25–45. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Fyson A., Nixdorf B., Kalin M., Steinberg C.E.W. 1998. Mesocosm studies to assess acidity removal from acidic mine lakes through controlled eutrophication. *Ecological Engineering* 10, 229–245.
- Gröschke A., Uhlmann W., Rolland W., Grünewald U. 2002. Hydrochemische Entwicklung Lausitzer Tagebauseen während der Flutung – Beispiel Gräbendorfer See. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 46, 256–267.
- Grünewald U. 2001. Water resources management in river catchments influenced by lignite mining. *Ecological Engineering* 17, 143–152.
- Grützmacher G., Hindel R., Kantor W., Wimmer R. 2001. Chemical investigations of aquifers affected by pyrite oxidation in the Bitterfeld lignite district. *Waste Management* 21, 127–137.
- Grützmacher G. 2001. *Untersuchungen zur Grundwassergüteentwicklung in der Bergbaufolgelandschaft am Beispiel der Braunkohletagebaue Goitsche und Gröbern*. Geologisches Jahrbuch – Sonderhefte Reihe C, Heft SC 2. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Haferkorn B., Luckner L., Müller M., Zeh E., Benthous F.-K., Pester L., Lietzow A., Mansel H., Weber H. 1999. Schaffung von Tagebauseen im mitteldeutschen Revier. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV), Berlin.
- Heidenreich H., Boehrer B., Kater R., Henning G. 1999. Gekoppelte Modellierung geohydraulischer und limnophysikalischer Vorgänge in Tagebaurestseen und ihrer Umgebung. *Grundwasser* 4, 49–54.

- Hemm M., Jannack K., Nixdorf B. 1999. Entwicklungsstadien des Tagebausees Gräbendorf (Niederlausitz) vom Restloch über den Zustand des sauren Sees zu einem neutralen Gewässer. In Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) (ed.), *Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt)*, Eigenverlag der DGL, Tutzing, 255–258.
- Herzsprung P., Boehrer B., Duffek A., Friese K., Schultze M., v. Tümpling W., van der Veen A. 2004. Phosphorbindung im Sediment des Goitschesees nach dem Muldehochwasser im August 2002. In *Jahrestagung 2004*. Wasserchemische Gesellschaft, 48–52.
- Jensen J.P., Kristensen P., Jeppesen E., Skytthe A. 1992. Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphorus release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235/236, 731–743.
- Klapper H., Schultze M. 1995. Geogenically acidified mining lakes – living conditions and possibilities of restoration. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 80, 639–653.
- Klapper H., Geller W. 2001. Water quality management of mining lakes – a new field of applied hydrobiology. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 29, 363–374.
- Koch R. (Hrsg.) 2000. *Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffungsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tagebauseen - TP 1: Laborative Parameterermittlung (BTU Cottbus)*. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft 5a. Eigenverlag des Lehrstuhls Wassertechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, Cottbus.
- Koschorreck M., Wendt-Potthoff K., Geller W. 2003. Microbial sulfate reduction at low pH in sediments of an acidic lake in Argentina. *Environmental Science and Technology* 37, 1159–1162.
- Krüger B., Kadler A., Fischer M. 2002. The creation of post-mining landscapes of lignite mining in the new federal states. *Surface Mining - Braunkohle and other minerals* 54, 161–169.
- Kringel R., Nitsche C., Haferkorn B. 2000. Limnology of sulfur-acidic lignite mining lakes III: approach and limitation in predicting chemical properties. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27, 416–419.
- Langner C. 2002. *Frühdiagenetische Prozesse in jungen Sedimenten von entstehenden Seen des Braunkohletagebaus am Beispiel der Flutung des Goitschekomplexes in Mitteldeutschland*. Dissertation, Universität Bremen.
- LAU 1996–1998. *Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt*. Landesamt für Umweltschutz des Landes Sachsen-Anhalt (Hrsg.), Halle/S.
- Lenhart B. 1993. Auswirkungen der Nährstoffentlastung auf Seen am Beispiel Ammersee. In Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (ed.), *Auswirkungen von Abwassereinleitungen auf die Gewässerökologie*. R.Oldenbourg Verlag, München, Wien, 185–205.
- Lessmann D., Fyson A., Nixdorf B. 2003a. Experimental eutrophication of a shallow acidic mining lake and effects on the phytoplankton. *Hydrobiologia* 506–509, 753–758.
- Lessmann D., Uhlmann W., Grünwald U., Nixdorf B. 2003b. Sustainability of the flooding of lignite mining lakes as a remediation technique against acidification in the Lusatian mining district, Germany. In *Proceedings of the 6th International Conference on Acid Rock Drainage, Cairns (Queensland, Australia), 12–18 July 2003*, 521–527. Australian Institute of Mining and Metallurgy (ed.), Carlton Victoria, Australia.
- LMBV (Hrsg.) 2001. *Wissenschaftliche Begleitung der ostdeutschen Braunkohlesanierung – Forschungsprojekte 1994–2000*. Eigenverlag der LMBV, Berlin.
- LUA 2003. *Umweltdaten aus Brandenburg – Bericht 2003*. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.), Potsdam.
- Luckner L., Eichhorn D. 1996. Flutungskonzept für die Tagebaurestlöcher. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* 18–28.
- Luckner L., Eichhorn D., Gockel G., Seidel K.H. 1996. *Sanierungskonzept der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse in den Bergbaufolgelandschaften der Niederlausitz*. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Berlin.
- Luckner L., Werner F., Bremsthaler F. 2000. *Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffungsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tagebauseen - TP 2: Laborative Prozeßuntersuchungen und numerische Modellierung (DGfZ e.V.)*. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft 5b. Eigenverlag des Lehrstuhls Wassertechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, Cottbus.
- Marsden M.W. 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Freshwater Biology* 21, 139–162.
- Meier J. 2001. *Untersuchungen zum mikrobiellen Schwefelkreislauf in sauren Tagebau-Restseen der Niederlausitz (Brandenburg)*. Inaugural-Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn. UFZ-Bericht 21/2001.
- Meier J., Babenzien H.-D., Wendt-Potthoff K. 2004. Microbial cycling of iron and sulfur in sediments of acidic and pH-neutral mining lakes in Lusatia (Brandenburg, Germany). *Biogeochemistry* 67, 135–156.
- Miller G.C., Lyons W.B., Davis A. 1996. Understanding the water quality of pit lakes. *Environmental Science and Technology* 30, 118A–123A.
- Möbs H., Maul C. 1994. Sanierung der Bergbaugelände in Mitteldeutschland und in der Lausitz. *Wasserwirtschaft-Wasser-technik* 3/94, 12–18.
- Nixdorf B., Mischke U., Lessmann D. 1998. Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic lakes (pH <3) in Lusatia (Germany). *Hydrobiologia* 369/370, 315–327.
- Nixdorf B., Hemm M., Schlundt A., Kapfer M., Krumbeck H. 2001. *Braunkohlentagebauseen in Deutschland*. UBA-Texte 35/01. Umweltbundesamt, Berlin.
- Nixdorf B., Lessmann D., Steinberg C.E.W. 2003. The importance of chemical buffering for pelagic and benthic colonization in acidic waters. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 3 (1), 27–46.
- Otto G., Münster J. 2003. *Präzisierung Limnologisches Gutachten Rösa*. Unveröffentlichtes Gutachten der IFUA Umweltberatung und Gutachten GmbH für die LMBV.
- Parshley J.V., Bowell R.J. 2003. The limnology of Summer Camp pit lake: A case study, *Mine Water and the Environment* 22, 170–186.
- Peine A., Tritschler A., Küsel K., Peiffer S. 2000. Electron flow in an iron-rich acidic sediment – evidence for an acidity-driven iron cycle. *Limnology and Oceanography* 45, 1077–1087.
- Peine A., Peiffer S. 1998. In-lake neutralization of acid mine lakes. In Geller W., Klapper H., Salomons W. (eds.), *Acidic Mining Lakes*, 47–64. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Samecka-Cymerman A., Kempers A.J. 2001. Concentrations of heavy metals and plant nutrients in water, sediments and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes (former open cut brown coal mines) differing in stage of acidification. *The Science of The Total Environment* 281, 87–98.
- Schlaeger F., Schonlau H., Köngeter J. 2003. An integrated water resources management approach for the River Spree and its catchment. *Water Science Techniques* 47, 7/8: 191–199.
- Schöpke R., Koch R. 2002. Experimentelle und modellgestützte

- Entwicklung von Verfahren der geochemischen Grundwasser- und Untergrundbehandlung zur Gefahrenabwehr im Nordraum des Senftenberger Sees. *Aktuelle Reihe der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus* 3/02, 31–35.
- Schröter A. 1998. *Modellhafte Sanierung von Altlasten am Beispiel des Tagebaurestloches Großkayna*. Umweltbundesamt Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung des BMBF, Berlin.
- Schultze M., Friese K., Frömmichen R., Geller W., Klapper H., Wendt-Potthoff K. 1999. Tagebauseen – schon bei der Entstehung ein Sanierungsfall. *GAIA* 8, 32–43.
- Schultze M., Boehrer B., Kuehn B., Büttner O. 2002. Neutralisation of acidic mining lakes with river water. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 28, 936–939.
- Schultze M., Rusche T. 2003. Flutung zweier meromiktischer Tagebauseen -Entwicklung des Wasserchemismus. In Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) (ed.), *Tagungsbericht (Braunschweig) 2002*, Eigenverlag der DGL, Werder, 519–523.
- Schultze M., Duffek A., Boehrer B., Geller W. 2003. Experiences in neutralising acidic pit lakes by flooding with river water. In Spiers G., Beckett P., Conroy H. (eds.), *Proceedings of the International Conference Sudbury 2003 – Mining and the Environment*, Sudbury, Ontario (Canada), 25-28.05.2003, 56–61.
- Sensel F. 1997. Beschaffenheitsstabilisierung im Speicherbecken Niemtsch. In Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.), *Berichte aus der Arbeit 1996*, 58–64. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.
- Søndergaard M., Jensen J.P., Jeppesen E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506–509, 135–145.
- Steinberg C.E.W., Fyson A., Nixdorf B. 1999. Extrem saure Seen in Deutschland. *Biologie in unserer Zeit* 29, 98–109.
- Steinberg C.E.W. 2003. Die bottom-up-Steuerung der Seeneutrophierung: Waldemar Ohle legt frühzeitig die Mechanismen der Seeneutrophierung in VOM WASSER nieder. *Vom Wasser* 101, 91–102.
- Stottmeister U., Mudroch A., Kennedy C., Matiova Z., Sanecki J., Svoboda I. 2002. Reclamation and Regeneration of Landscapes after Brown Coal Opencast Mining in Six Different Countries. In Mudroch A., Stottmeister U., Kennedy C., Klapper H. (eds.), *Remediation of Abandoned Surface Coal Mining Sites*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 4–36.
- Totsche O., Steinberg C.E.W. 2003. Suche nach Neutralisationsstrategien für extrem saure Tagebauseen – eine Literaturstudie. *Vom Wasser* 100, 111–140.
- Trettin R., Freyer K., Strauch G., Treutler H.C., Gläßer W. 1999. Isotopenuntersuchungen zur Wechselwirkung von Grund- und Oberflächenwasser in der Entstehungsphase von Bergbauseen. *Grundwasser* 1, 3–10.
- Uhlmann D. 1975. *Hydrobiologie*. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Uhlmann W., Nitsche C., Neumann V., Guderitz I., Leßmann D., Nixdorf B., Hemm M. 2001. *Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütemwirtschaftliche Sanierung – Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen*. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam, Studien und Tagungsberichte, Bd 35.
- Uhlmann W., Nixdorf B. 2002. Ökotechnologische Steuerung der Gewässergüte in sauren Tagebauseen. Teil 2: Primärproduktion und Respiration. *Wasser und Boden* 54, 22–26.
- Ulrich B. 1981. Die Rolle der Wälder für die Wassergüte unter dem Einfluß des sauren Niederschlags. *Agrarspektrum* 1, 212–231.
- Weber L. 2000. *Modellierung von Porenwasserprofilen in sauren Bergbaurestseen unter Berücksichtigung der advektiven Strömung im Sediment*. Inagural-Dissertation, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg.
- Wendt-Potthoff K., Neu T. 1998. Microbial processes for potential in situ remediation of acidic lakes. In Geller W., Klapper H., Salomons W. (eds.), *Acidic mining lakes*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 269–284.
- Werner F. 1999. Modellgestützte Untersuchungen zur Genese der Wasserbeschaffenheit in Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus. Dissertation, Universität Leipzig, *Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V.* Heft 14.
- Wisotzky F. 1994. *Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlereviere und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers*. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, Bd. 58. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.