
Rainer Deneke & Brigitte Nixdorf (Hrsg.)

Gewässerreport (Nr. 7)

Tagungsband zum Workshop

**Biogene Alkalinitätsproduktion und
Neutralisierung als ergänzende Strategie für die
Restaurierung von extrem sauren Tagebauseen**

11. - 12. März 2002 an der BTU Cottbus

BMBF-Forschungsverbund
Biogene Alkalinisierung (FKZ 00339746)
kofinanziert durch die LMBV mbH

Zitiervorschlag:

Deneke, R. / Nixdorf, B. (Hrsg.) (2002), Gewässerreport (Nr. 7): Tagungsband zum Workshop „Biogene Alkalinitätsproduktion und Neutralisierung als ergänzende Strategie für die Restaurierung von extrem sauren Tagebauseen“, BTUC-AR 3/2002, ISSN 1434-6834.

Herausgeber:

Dr. rer. nat. Rainer Deneke
Prof. Dr. rer. nat. habil. Brigitte Nixdorf

Lehrstuhl Gewässerschutz
Fakultät 4 - Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik
Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Forschungsstation Bad Saarow
Seestraße 45
15526 Bad Saarow
Tel.: (033631) 8943
Fax: (033631) 5200
E-Mail: b.nixdorf@t-online.de
Homepage: www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu/

Die Aktuelle Reihe wird von der Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus im Eigenverlag herausgegeben.

ISSN 1615-7818

Geschäftsführender Herausgeber:

Prof. Dr. Lothar Knopp / Lehrstuhl für Staatsrecht, Verwaltungsrecht und Umweltrecht

Inhaltsverzeichnis

Einleitung	5
Vorstellung des Forschungsverbundes ‚Biogene Alkalinisierung von Tagebauseen‘ – ein Beitrag zur Entwicklung von Ökotechnologien in gestörten Landschaften.....	7
<i>Brigitte Nixdorf & Rainer Deneke</i>	
Probleme und Anforderungen für die Güteentwicklung der Gewässer in der Bergbaufolgelandschaft.....	13
<i>Gert Gockel & Friedrich Carl Benthau</i>	
Strategien und Technologien gegen die geogene Versauerung von Bergbaugewässern	19
<i>Helmut Klapper</i>	
Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen der Lausitz.....	25
<i>Uwe Grünwald</i>	
Experimentelle und modellgestützte Entwicklung von Verfahren der geochemischen Grundwasser- und Untergrundbehandlung zur Gefahrenabwehr im Nordraum des Senftenberger Sees	31
<i>Ralph Schöpke & Roland Koch</i>	
Beispiele für Neutralisierungsversuche am Steinberger See (Bayern) und Zieselsmaar (Nordrhein-Westfalen) - aus der UBA-Studie „Tagebauseen in Deutschland“	37
<i>Mike Hemm, Anja Schlundt, Maria Kapfer & Brigitte Nixdorf</i>	
Systematische Betrachtung der Prozesse im Sediment saurer Tagebauseen und Modellierung anhand von Beispielen.....	43
<i>Wilfried Uhlmann & Heike Büttcher</i>	
Eigenentwicklung von Fließgewässern in den ehemaligen Braunkohletagebauebenen der Niederlausitz	55
<i>Michael Mutz, Jeanette Schlieff, Dieter Leßmann & Remo Ender</i>	
Möglichkeiten zur Behandlung saurer Grubenwässer mit ‘Constructed Wetlands’ – Übersicht zu den wichtigsten Verfahren auf der Grundlage einer umfangreichen Literaturrecherche	65
<i>Anett Schötz & Werner Pietsch</i>	
Zusammensetzung der organischen Substanz im Sediment des mit <i>Juncus bulbosus</i> bewachsenen Litoral eines Tagebausees im Lausitzer Braunkohlerevier.....	71
<i>Cornelia Rumpel & Abad Chabbi</i>	
Deposition und Transformation des Eisenminerals Schwertmannit unterdrückt die interne Neutralisation in Restseen des Braunkohletagebaus.....	81
<i>Christian Blodau & Stefan Peiffer</i>	
Mikrobielle Sulfatreduktion in abwärts-durchströmten Festbettreaktoren	87
<i>Volker Preuß, Ralph Schöpke & Roland Koch</i>	
Mikrobielle laubassozierte Prozesse in extrem sauren Tagebaugewässern	93
<i>Jeanette Schlieff & Michael Mutz</i>	

Kontrollierte Eutrophierung zur Produktionssteigerung und Senkung der Acidität in extrem sauren Tagebauseen (Mesokosmenexperimente).....	101
<i>Andrew Fyson & Jörg Gelbrecht</i>	
Primärproduktion in sauren Gewässern unter dem Einfluss der Ressourcenlimitation	107
<i>Camilla Beulker, Hartwig Krumbeck, Brigitte Nixdorf & Jörn Jander</i>	
Bakterielle Produktion in sauren Tagebauseen	113
<i>Norbert Kamjunke, Hartwig Krumbeck, Camilla Beulker & Jörg Tittel</i>	
Die räumliche Verteilung der Corixiden und ihre Bedeutung für den Stofftransport in sauren Tagebauseen	119
<i>Kathrin Wollmann & Rainer Deneke</i>	

Einleitung

Der Workshop ‚Biogene Alkalinitätsproduktion und Neutralisierung als ergänzende Strategie für die Restaurierung von extrem sauren Tagebauseen‘ fand als Statusseminar des BMBF-Forschungsverbundes ‚Biogene Alkalinisierung‘ (FKZ 00335679) vom 11. bis zum 12. März 2002 an der Brandenburgischen Technischen Universität in Cottbus statt. Es wurden 25 Vorträge und 4 Poster präsentiert, von denen 18 in einer Kurzfassung hier vorgestellt werden.

Der Workshop hatte zum Ziel, den Stand der Arbeiten in dem von der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbauverwaltungs-gesellschaft mbH (LMBV) kofinanzierten Projekt „Biogene Alkalinisierung“ zu dokumentieren. Gleichzeitig folgten erfreulich viele Partner und Kollegen der Einladung zu dieser wissenschaftlichen Veranstaltung. Dadurch ergab sich eine große Themenbreite mit den folgenden Schwerpunkten:

- Generelle Probleme der Wasserwirtschaft in der Bergbaufolgelandschaft (Gockel & Benthaus; Grünewald),
- Ansätze zur Reduzierung saurer Grundwassereinträge (Preuß et al.; Schöpke & Koch),
- Generelle geochemische Probleme der Stoffumsetzungen (Blodau & Peiffer)
- Überblick über technische Verfahren zur Alkalinisierung (Klapper; Schötz & Pietsch; Hemm et al.)
- Grundlagenuntersuchungen und Modellierung alkalinitätproduzierender Prozesse in den Seen und ihrem Einzugsgebiet als Kernbereich des Forschungsverbundes (Uhlmann & Büttcher; Rumpel & Chabbi; Schließ & Mutz; Mutz et al.; Fyson & Gelbrecht; Beulker et al.; Kamjunke et al.; Wollmann & Deneke)

Im Mittelpunkt des Workshops standen Fragen der biogenen Alkalinisierung. Sie ergeben sich aus der folgenden Problematik: Die Fremdflutung mit neutralem bzw. alkalischem Flusswasser ist derzeit die erfolgreichste Methode, der Versauerung zu begegnen. Für zahlreiche Tagebauseen besteht jedoch die Gefahr einer Wiederversauerung durch den Zustrom sauren Grundwassers, so dass eine langfristige Nachsorge im Entstehungsprozess der Lausitzer Seenplatte erforderlich wird. Das betrifft insbesondere die Seen, die keine direkte Anbindung an ein Flusssystem haben. Für diese Fälle werden im Rahmen des Projektverbundes und in anderen Forschungsprojekten eine Reihe von chemischen und biologischen Behandlungsmaßnahmen entwickelt, um auch hier die geforderten Gewässerqualitätsziele für Badeseen oder Einleitbedingungen in Flußsysteme zu erreichen. (Nixdorf & Uhlmann 2002). Erste Ergebnisse dieser Studien belegen, ebenso wie die intensiven Untersuchungen des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle (UFZ) am Tagebausee Plessa 111, dass in sauren Tagebauseen mit Strategien zur Nährstofferhöhung (Trophiesteigerung) und höherer Belastung mit organischen Substanzen „sanfte“ Restaurierungen möglich sind.

Inzwischen ist wohl überall die Erkenntnis gereift, dass es für die Sanierung der Tagebauseen kein Patentrezept gibt, sondern in Abhängigkeit vom Seentypus, der Hydrologie und dem Chemismus jeweils eine Kombination mehrerer Verfahren notwendig ist. Dieser Workshop thematisierte vorrangig Grundlagenaspekte zur Ökotechnologie und generelle limnologische

Probleme der sauren Gewässer. Am Schluss des Workshops stand die Anregung die technologische Weiterentwicklung der aktuellen Restaurierungsmethoden durch die angewandten Ingenieurdisziplinen in einem nächsten Workshop unter Einbeziehung der Forschungsergebnisse des Projektverbundes ‚Biogene Alkalinisierung‘ zu diskutieren.

Wir bedanken uns an dieser Stelle noch einmal für die Disziplin und das wissenschaftliche Engagement, die zum guten Gelingen der Veranstaltung und zum schnellen Erscheinen dieses Heftes beigetragen haben. Dem BMBF und der LMBV sei für die Finanzierung dieses Vorhabens gedankt. Schließlich möchten wir uns noch bei den Mitgliedern den projektbegleitenden Arbeitskreises, Herr Maul (BMU), Herr Dr. Enders (BMBF), Herr Dr. Gockel (LMBV), Herr Dr. Steyer (LUA Brdbg.), Herr Prof. Dr. Klapper (UFZ) und Herr Dr. Matthes (StuBa), für die konstruktive und kritische Begleitung und Unterstützung des Projektes bedanken.

Brigitte Nixdorf & Rainer Deneke

Cottbus, im August 2002

Nixdorf, B. & W. Uhlmann, 2002. Ökotechnologische Steuerung der Gewässergüte in sauren Tagebauseen Teil 1: Desulfurikation und Morphometrie. Wasser & Boden 54 (1+2): 16-21.

Vorstellung des Forschungsverbundes „Biogene Alkalinisierung von Tagebauseen“ – ein Beitrag zur Entwicklung von Ökotechnologien in gestörten Landschaften

Brigitte Nixdorf & Rainer Deneke

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation
Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: b.nixdorf@t-online.de

Key words: Ecotechnology, saprobisation, eutrophication, Fremdflutung, Neutralisierung

Abstract

The aim of the research project is to investigate the mechanisms of biogenic alkalinity production in different kind of highly acidic freshwater ecosystems in the post-mining landscape and to develop alternative or additional strategies to overcome acidity by the use of basic biological processes. Current approaches such as flooding with neutral surface water, extensive liming and technical treatments are not suitable for many lakes because of problems with water supply and peculiarities of water chemistry in highly acidic mining lakes. Therefore, basic research is needed in order to develop ecotechnological measures for the multitude of small and medium sized highly acidic mining lakes. Future treatments are designed to combine water supply and ecotechnological measures with the management of water quality by use of in-lake microbial processes (Bacteria, Phytoplankton). Research focusses on aquatic ecosystems (eutrophy, saprobity), their catchment areas and the use of 'Constructed Wetlands' and will be generalized by application of hydrogeochemical models for alkalinity production.

Struktur des Forschungsverbundes

Im Forschungsverbund 'Schaffung von Grundlagen zur biogenen Alkalinitätsproduktion und Neutralisierung durch kontrollierte Eutrophierung und Saprobisierung von sauren Tagebaugewässern als Alternative und Ergänzung von Fremdflutungen' (Kurztitel: Biogene Alkalinisierung, BMBF-FKZ: 0339746, LMBV-Best.-Nr. 45016514) sind 9 Teilprojekte an der Bearbeitung folgender übergreifender Themenschwerpunkte beteiligt:

1. Aufklärung von Mechanismen der biogenen Alkalinitätsproduktion in Tagebauseen
2. Erforschung alternativer, see-interner, ökotechnologischer Maßnahmen
3. Gütesteuerung in Tagebauseen durch kombinierte Anwendung von Fremdflutungen, Kalkungen und Ansätzen zur technischen Entsäuerung der Tagebauseen

Der Verbund wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbauverwaltungs-gesellschaft mbH (LMBV) finanziert, wobei die stärker auf Grundlagenforschung ausgerichteten Teilprojekte zu 100% vom BMBF und die mehr anwendungsrelevanten zu 60 % vom BMBF und zu 40 % von der LMBV

getragen werden (s. Tab. 1). Die Laufzeit des Forschungsprojektes ist April 2000 bis März 2003. Die folgenden Forschungsinstitutionen sind an dem Verbund beteiligt:

- Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstühle Gewässerschutz und Bodenschutz und Rekultivierung (BTU Cottbus)
- Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (IWB)
- Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei in Berlin (IGB Berlin)
- Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung in Magdeburg (UFZ Magdeburg)
- Büro für Umwelt und Naturschutz, Wasserwirtschaft und Landschaftsgestaltung (BUNW)
- Universität Potsdam, Professur für Ökologie und Ökosystemmodellierung

Inhalte und Ziele des Forschungsverbundes

Der saure Tagebausee als gewässerchemischer Typus ist natürlicherweise nicht in Deutschland vorhanden. Er kommt den vulkanischen Kraterseen (Geller et al. 1998) am nächsten und hat chemisch und hinsichtlich der Besiedlungsmuster und Stoffumsätze nur wenige Gemeinsamkeiten mit den durch atmosphärische Deposition versauerten Weichwasserseen (Nixdorf et al. in press). Die Besonderheiten im Chemismus der Seen ergeben sich aus den Störungen durch den Bergbau, die zu einer Durchströmung pyrit- und markasithaltiger Kippensedimente führen mit den entsprechenden Folgen für das Seewasser in den aufgefüllten Restlöchern (Herzsprung et al. 1998, Friese et al. 1998, Krumbeck et al. 1998, Nixdorf et al. 1997). Das Mischungsverhältnis des aufsteigenden Grundwassers mit und ohne Kippendurchströmung einerseits und des Flutungswasseranteils aus Flusswasser andererseits kann den Chemismus der Tagebauseen wesentlich beeinflussen. Dabei spielt die Zuführung alkalischen Flusswassers zur schnellen zusätzlichen Stabilisierung der Böschungen und vor allem zur Auslösung neutralisierender Prozesse im gegenwärtigen Prozess der Flutung die entscheidende Rolle (BTUC & LMBV 1996-2000).

Dieser Flutungsprozess in Verbindung mit der Erreichung einer Gewässerqualität, die den gegenwärtigen (Baderichtlinie, Einleitungsanforderungen für Vorfluter) und künftigen gesetzlichen Anforderungen (EU-Wasserrahmenrichtlinie) entspricht, ist aber teilweise mit erheblichen wasserwirtschaftlichen Unwägbarkeiten verbunden. Sie ergeben sich z.T. aus der diskontinuierlichen Bereitstellung von Flutungswasser aufgrund vorhandener Wassermengenprobleme, aber auch aus der Besonderheit im Chemismus der Seen, die aufgrund der extrem niedrigen Pufferung im neutralen Bereich sehr störanfällig gegenüber Säurebelastungen sind, wodurch eine nicht unerhebliche Gefahr der Wiederversauerung besteht. Damit stellt sich die Frage einer Nachsorge für einige der großen Tagebauseen der zukünftigen Lausitzer Seenplatte genauso wie für viele der zahlreichen kleinen und mittelgroßen Tagebauseen.

Neben der Gefahr der Rückversauerung gibt es noch weitere Gründe, Alternativen zur Entsäuerung von Tagebauseen durch Flusswasserüberleitung zu entwickeln. Diese Gründe sind zum einen ungünstige hydrologische Situationen, die eine kostspielige Flusswasseranbindung nicht zulassen sowie die Tatsache, dass einige Seen ein derart hohes Versauerungspotential aufweisen, dass die Menge des Flutungswassers nicht für eine Neutralisierung ausreichen würde. Dies ist problematisch, weil insbesondere für viele kleine

Tabelle 1: Fachliche Kernaufgaben und Zwischenergebnisse der einzelnen Teilprojekte bis März 2002 (dunkel hinterlegte Teilprojekte werden von der LMBV kofinanziert).

Schwerpunkt der Teilprojekte		Zwischenergebnisse
TP 1 Zentralprojekt (BTU Cottbus)		
Methodenübersicht zur Neutralisierung saurer Gewässer		Literaturstudie erstellt
Handlungsempfehlungen zur Neutralisierung verschiedener Gewässertypen		Leitfaden erst nach Abschluss der Modellierungen in TP 2.1, erste Ergebnisse s. Wasser & Boden 1/2 (2002)
TP 2 Modellierung und Stoffumsetzungen im C-Haushalt		
Quantifizierung biogener Umsetzungen in Verbindung mit hydrogeochemischen Modellen (TP 2.1, IBW Dr. Uhlmann)		Modellierung der Morphometrie, Primärproduktion, Respiration
Entwicklung des Kohlenstoffhaushaltes in den Tagebaugewässern (TP 2.2, BTU Cottbus)		Schaffung methodischer Grundlagen, Rolle der C- und P-Limitation (BTU Cottbus), Primärproduktion
TP 3 Kontrollierte Eutrophierung (IGB Berlin)		
Beitrag der Primärproduzenten (Algen) zur Neutralisierung		Mesokosmen- (Säulen), Enclosure-Versuche, Einbeziehung der Sedimente und der Bakterien
TP 4 Grenzflächen-Mikrobiologie (UFZ Magdeburg)		
Bakterielle Umsetzungen an Grenzflächen (Sedimente)		Methoden optimiert (Dialysesammler, Mikrosensoren), O ₂ -Flüsse quantifiziert, Sulfatreduktion, Ringversuch zur Qualitätssicherung
TP 5 Nahrungsnetz und Stofftransport (BTU Cottbus)		
Nahrungsnetzbeziehungen und biogene Rückkopplungen als Steuerungsmechanismen		Tierische Besiedlung und Verteilung erfasst (Fallen, Netze), Laborversuche zu Grazing, Predation, Enclosure-Versuche
TP 6 Stoffeinträge über Fließgewässer und Abbau von POM (BTUC)		
Externe Stoffeinträge (z.B. Laub) und Möglichkeiten zur Erhöhung gewässerinterner Alkalinisierungen		Aufbereitung LENAB-GIS-Daten, C-Eintrag, Charakterisierung der Pilze, Laub wird kaum abgebaut
TP 7 Constructed Wetlands (BUNW, Prof. Pietsch)		
Einsatz durchströmter Feuchtgebiete zur Entsäuerung von Wasser		Literaturstudie, Eignung von Makrophyten, Kleinfeldversuche, bislang nur Fließgewässer
TP 8 Makrophyten und Sedimente (BTUC)		
Biomasseproduktion und Stoffwechsel in der Wurzelzone von Makrophyten		Redoxpotentiale, Chemismus und Biomassebildung bestimmt, Analyse der C-Spezies
TP 9 Bakterieller Umsatz im Freiwasser (Uni Potsdam)		
Rolle pelagischer Bakterien am Gesamtstoffumsatz		Biomasse und Produktion von Bakterien bestimmt, Wechselbeziehungen mit Algen und Protozoen

Seen der älteren Tagebauggebiete meist eine Badegewässergüte und/oder Fischerei in den regionalen Nutzungszielen vorgesehen ist, die ohne eine Neutralisierung kaum zu erreichen wäre.

Grundlegende Fragen und bisherige Zwischenergebnisse der einzelnen Teilprojekte im Forschungsverbund sind in Tabelle 1 aufgelistet. Alle Teilprojekte sollen gemeinsam dazu beitragen, die Frage zu beantworten, welche Möglichkeiten der biogenen Gütesteuerung für Tagebauseen sich aus dem Gewässertypus und als Ergänzung zu Fremdflutungen und technischen Maßnahmen ergeben. Die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen zur Neutralisierung verschiedener Gewässertypen soll ein wesentliches fachliches Ergebnis der Forschungen sein.

Ausblick

Die Untersuchungen in den einzelnen Teilprojekten laufen planmäßig, wobei die hohe Kooperationsbereitschaft der Mitarbeiter hervorzuheben ist.

Literatur

- BTUC & LMBV, 1996. Erarbeitung von Grobaussagen zur Gewässergüteentwicklung von Tagebauseen der Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Senftenberg/Cottbus, Januar 1996 (unveröffentlicht).
- BTUC & LMBV, 1997. Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung. Ergebnisse 1996. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Senftenberg/Cottbus, Februar 1997 (unveröffentlicht).
- BTUC-LENAB, 1998. BMBF-Verbundvorhaben LENAB: Leitbilder für naturnahe Bereiche. Brandenburgische Technische Universität Cottbus. Abschlußbericht: 88 S.
- BTUC & LMBV, 2000. Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung. Ergebnisse 1997/98. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Senftenberg/Cottbus, Januar 2000 (unveröffentlicht).
- Friese, K., M. Hupfer & M. Schultze, 1998. Chemical characteristics of water and sediment in acidic mining lakes of the Lusatian lignite district. In W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (Eds), Abatement of Geogenic Acidification in Mining Lakes. Springer-Verlag, Berlin: 25–46.
- Geller, W., H. Klapper & M. Schultze, 1998. Natural and anthropogenic acidification of lakes. In W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (Eds), Abatement of Geogenic Acidification in Mining Lakes. Springer-Verlag, Berlin: 3–14.
- Herzprung, P., K. Friese & G. Packroff, M. Schimmele, K. Wendt-Potthoff & M. Winkler, 1998. Vertical and annual distribution of ferric and ferrous iron in acidic mining lakes. Acta Hydrochim Hydrobiol. 26: 253–262.
- Krumbeck, H., B. Nixdorf & A. Fyson, 1998. Ressourcen der Bioproduktion in extrem sauren Tagebauseen der Lausitz – Angebot, Verfügbarkeit und Umsetzung. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/98: 7-17.
- Nixdorf, B., D. Lessmann & C.E.W. Steinberg, in press: The importance of chemical buffering for pelagic and benthic colonization in acidic waters. Water, Air, and Soil Pollution.

Nixdorf, B., D. Lessmann, U. Grünewald & W. Uhlmann, 1997. Limnology of extremely acidic mining lakes in Lusatia (Eastern Germany) and their fate between acidity and eutrophication, Proceedings of the 4th Int. Conference on Acid Rock Drainage. Vancouver/Canada 1997, Vol. IV: 1745–1760.

Probleme und Anforderungen für die Güteentwicklung der Gewässer in der Bergbaufolgelandschaft

Gert Gockel & Friedrich Carl Benthau

Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH, Gerhart Hauptmann Str.,
01968 Senftenberg

*Key words: Nutzungskonflikte, Verfügbarkeit von Oberflächenwasser, Qualitätsparameter,
Konditionierung*

Abstract

Problems and Targets of Water Quality Management in Mining Areas

The restoration of ground- and surface waters in mine affected areas is a challenging task. The reuse of endlakes is dominated by waterscheme purpose, touristic development and nature preservation. To prevent the inflow of acid drain, fast filling of opencast mines with surface waters is the most appropriated option. Due to limited water flow in nearby rivers, the use of water is limited by existing use and a minimum flow in the river. Compensating this fact, water treatment by chemical or biological means, either in the lake or at its outflow, is necessary. Economic and sustainable criteria are involved in the selection of treatment techniques.

Ziele zur Wiederherstellung des Wasserhaushaltes

Der Braunkohlenbergbau hat nachhaltig in die Gebietswasserhaushalte der Lausitz und Mitteldeutschlands eingegriffen. Durch die Hebung von bis zu 1,3 Mrd. m³ Wasser pro Jahr entstanden im Laufe der Jahrzehnte Absenkungstrichter mit einem Wasserdefizit von 13 Mrd. m³ in 1990 im Verantwortungsbereich der LMBV.

Durch die Umweltministerkonferenz der Länder wurde 1994 daher das „Rahmenkonzept zur Wiederherstellung eines ausgeglichenen, sich weitgehend selbstregulierenden Wasserhaushaltes in den vom Braunkohlenbergbau beeinträchtigten Flusseinzugsgebieten“ verabschiedet. Unter Berücksichtigung der Wassernutzung und der ökologischen Randbedingung ist durch die LMBV und die für den Wasserhaushalt Verantwortlichen ein sich selbst regulierender Wasserhaushalt wiederherzustellen.

Dazu sind folgende Aufgaben aus hydrologischer Sicht zu erfüllen:

- Die Wiederauffüllung des Wasserdefizits durch die Flutung der Tagebaue und die Füllung des Bodenraumes in den Grundwasserleitern ist schnell zu ermöglichen.
- Der Mindestabfluss in den Vorflutern ist bei der Entnahme von Flutungswasser zu sichern.

- Geregelte Vorflutverhältnisse sind in den bergbaubeeinflussten Gebieten wiederherzustellen.

Aus wassergütwirtschaftlicher Sicht werden an die Wasserkörper der entstehenden Gewässer folgende Forderungen gestellt:

- Die Anbindung der entstehenden Bergbaufolgeseen an das regionale Gewässernetz erfordert die Einhaltung von Ausleitbedingungen, die keine Gefahr für die Qualität der aufnehmenden Gewässer heraufbeschwören
- Die Qualität der Gewässer muss eine Nutzung ermöglichen, die in den Raumordnungsplänen vorgesehen wurde.

Konzepte zur Nachnutzung

Die LMBV ist nach dem Bundesberggesetz verpflichtet, alle in Anspruch genommenen Flächen so wieder nutzbar zu machen, dass sie für eine Nachfolgenutzung geeignet sind. Die Seen einer nachhaltig nutzbaren Bergbaufolgelandschaft können dabei für die Wasserwirtschaft, die Erholung oder Naturentwicklung genutzt werden. Die Wiedernutzbarmachung der Seen muss sich dabei am öffentlichen Interesse ausrichten, das sich in den Zielvorgaben der Raumordnungspläne niederschlägt. Um die Kosten der Sanierung an einer wirtschaftlich sinnvollen Nachnutzung auszurichten zu können, wurden sanierungsspezifische Randbedingungen berücksichtigt. Inzwischen ist die Nutzung der Seen in über 40 Raumordnungs- und Regionalplänen durch die Landesregierungen verbindlich festgestellt worden.

Durch die LMBV wurden die Rahmenplanungen in Form von Nutzungskonzepten für die zukünftigen Bergbauseen und ihr Umfeld ergänzt, um die Chancen für eine Verwertung der Liegenschaften deutlich verbessern zu können. Diese Rahmenplanungen sind gleichzeitig die Vorstufe kommunaler Bauleitplanungen. Sie dienen der Harmonisierung von divergierenden Nutzungsvorstellungen der Kommunen, der Fachbehörden und der LMBV.

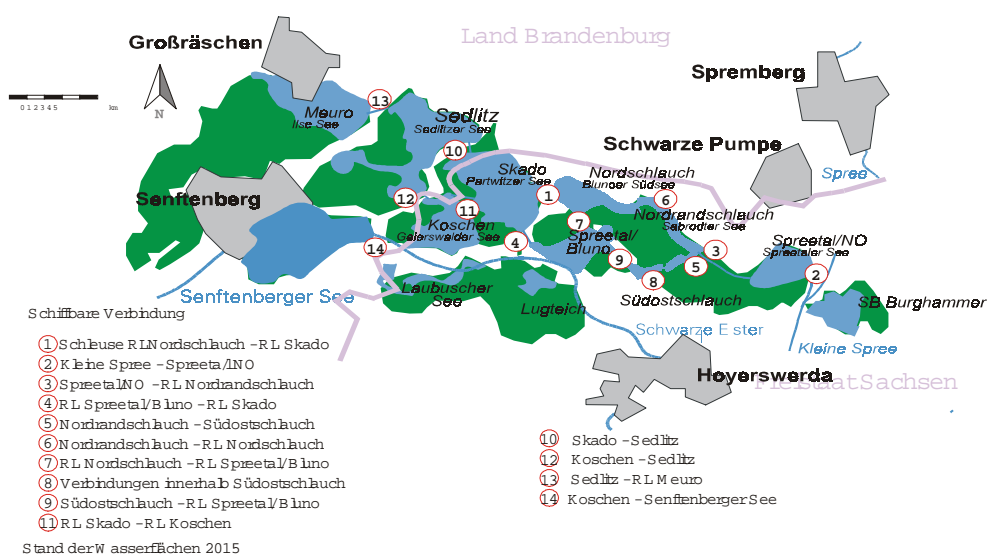


Abbildung 1: Schiffbare Verbindungen in der Lausitzer Seenkette

Besonders deutlich wird dieser Nutzungskonflikt an der Lausitzer Seenkette. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht sind nur wenige, kleine Überleitungsbauwerke notwendig, um ein Durchströmen der Seen nach Flutungsende zur Qualitätssteuerung zu gewährleisten.

Aus Sicht der Wirtschaftsministerien kann die Seenkette aber nur dann einen touristischen Anziehungspunkt bilden, wenn die Einzelseen zu einer Seenkette mit ca. 7000 ha befahrbarer Wasserfläche verbunden werden. Dazu sind 14 breite Kanäle, Bootstrecken und Schleusen notwendig, die die Gütesteuerung nicht vereinfachen. Neuplanungen in laufenden Genehmigungsverfahren sind die Folge.

Flutung und Einbindung der Bergbaufolgegewässer

Mit dem Ende der Arbeiten zur Sicherung und Gestaltung der Böschungen sind die Entwässerungsanlagen abgeschaltet worden. Damit beginnt eine neue Phase der Sanierung durch die Wiederherstellung des Wasserhaushaltes in der Region.

Das Konzept der LMBV (Luckner 1995) basiert auf der maximalen Nutzung von Oberflächenwasser der Vorfluter Spree, Schwarze Elster, Neiße und ihrer Nebenflüsse. Nach den Erfahrungen bei der Flutung des Senftenberger Sees in der Lausitz und des Cospudener Sees südlich von Leipzig ist allein durch die Zuführung von Oberflächenwasser unter günstigen Randbedingungen eine nutzungsgerechte Wasserbeschaffenheit zu erreichen.

Durch den schnellen Anstieg des Wasserspiegels im Tagebausee werden potentiell saure, ariditätsreiche Zuflüsse vermieden. Die in das Gebirge gerichtete Strömung wirkt stabilisierend auf die Böschungen und vermindert den zusätzlichen Eintrag durch die Erosion. Das Einleiten von Oberflächenwasser aus der fließenden Welle mit Nährstoffen wie Phosphor und Stickstoff initiiert den chemisch-biologischen Neutralisationsprozess im See. Somit kann eingeschätzt werden, dass jeder zugeführte Kubikmeter eine bis zu fünffache Wirkung entfaltet (Luckner 1995).

Zur schnellen Flutung mit Oberflächenwasser gibt es zur Zeit keine wirtschaftliche Alternative. Was zur Gütesteuerung mit Oberflächenwasser nicht erreicht werden kann, muss durch zusätzliche technische Maßnahmen ausgeglichen werden (BTU 2001).

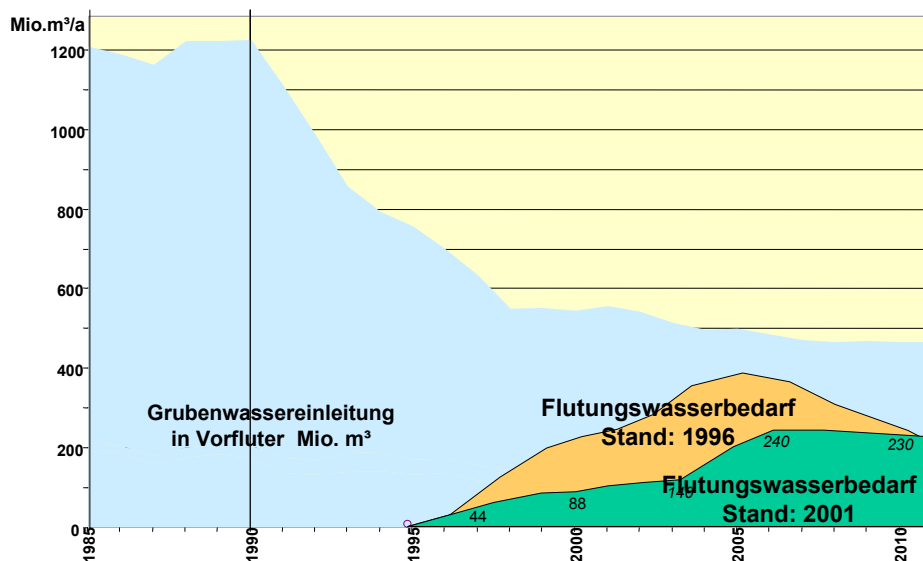
Für die Einbindung der Tagebauseen in das Gewässersystem der Lausitz haben die verantwortlichen Behörden des Landes Brandenburg und des Freistaates Sachsen mit der LMBV im Jahr 1997 orientierende Ausleitbedingungen vereinbart. Diese harmonisieren prinzipiell auch mit den Vorgaben aus dem Wasserhaushaltsgesetz, den damit verbundenen Verordnungen und der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Diese Ausleitparameter orientieren sich an der geogenen Hintergrundbelastung, den Besonderheiten der Bergbaufolgeseen sowie den Prognosen zur Entwicklung der Fließgewässer (BTU 2001). Die Orientierungswerte sollen es aber auch ermöglichen, die Gütesteuerung der Seen individuell an Bedingungen des betrachteten Sees auszurichten.

Tabelle 1: Ausleitparameter

Parameter	Vorgabe	Dimension
pH-Wert	6 - 9	-
Eisen, gesamt	$\leq 3,0$	mg/l
Eisen, gelöst	$\leq 1,0$	mg/l
Sulfat	≤ 800	mg/l
Ammonium - N	$\leq 1,5$	mg/l
Zink	$\leq 1,0$	mg/l
Kupfer, gelöst	$\leq 0,04$	mg/l

Das Wasserdargebot der Vorfluter ist aber ein limitierender Faktor. Die Grubenwassereinleitung ist seit 1990 auf weniger als die Hälfte gesunken. Schon vergebene Nutzungsrechte an die Kraftwerke, Wasserwerke, Land- und Fischwirtschaft schränken die Verfügbarkeit des verbliebenen Wassers ein. Die Niedrigwasseraufhöhung in den Sommermonaten wird in den wasserrechtlichen Erlaubnissen der Behörden an die LMBV durch Vorgaben zur Bereitstellung eines Mindestabflusses festgelegt. Zusätzlich haben vorauslaufende Maßnahmen der Sanierung zu Verzögerungen bei der Flutung geführt.

**Abbildung 2:** Grubenwassereinleitung und Flutungswasserbedarf

So konnten gegenüber dem ursprünglichen Flutungskonzept von 1997 bis heute insgesamt 500 Mio. m³ Oberflächenwasser nicht zur Flutung genutzt werden. Wir müssen davon ausgehen, dass uns bis 2007 weitere 400 Mio. m³ nicht zur Verfügung stehen und durch andere Maßnahmen ausgeglichen werden müssen.

Nachhaltige Gewährleistung der Güte

Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen ist durch wissenschaftliche Institutionen prognostiziert worden (BTU 2001). Limnologische Gutachten sind für alle Seen inzwischen erstellt worden. Eine Besonderheit dieser Gutachten ist jedoch, dass die Randbedingungen sich inzwischen stark verändert haben: die Datenbasis ist besser geworden, die zur Verfügung stehende Wassermenge ist geringer, die Kenntnisse über die Wirkungsmechanismen verbesserten sich dank der Forschungsarbeiten erheblich.

Auf der Basis der aktualisierten Prognose zum Wasserdargebot mit dem Flussgebietsmodell ARCGRM Spree-Schwarze Elster, Variante 26 ist ein präzisiertes Konditionierungskonzept erarbeitet worden. Dieses sieht die Nutzung aller technischen Verfahren zur Gütesteuerung vor. Unter Berücksichtigung der konkreten hydrologischen Situation am See sowie die für die Flutung zu nutzenden Wassermengen werden auch Kombinationen von Verfahren betrachtet. Grundsätzlich wird eine Behandlung des Wassers im Zu- oder Ablauf sowie eine Behandlung des See-Wasserkörpers unterschieden.

Tabelle 2: Verfahren zur Steuerung der Seewasserbeschaffenheit

- **Weiterbetrieb der Grubenwasserreinigungsanlagen**
- **Konditionierung am oder im Bergbausee mit säurebindenden Einsatzstoffen (Kalk, Dolomit, Asche ...)**
- **Chemotechnische Verfahren im Bergbausee (Elektrol ...)**
- **Biologische Verfahren im Bergbausee und zur Nachs (biogene Alkalinisierung, interne und externe Sulfatreduktion)**

Die Wirtschaftlichkeit und die Nachhaltigkeit der Wirkung entscheiden über den Einsatz des anzuwendenden Behandlungsverfahren.

Ein wichtiger Baustein ist dabei die Unterstützung durch Forschungsergebnisse, die anwendungsorientierte Verfahren unter Nutzung der chemisch-biologischen Wirkungsmechanismen liefern.

Literatur

- BTU, 2001. Zusammenfassung der Ergebnisse zur Gewässergüteentwicklung in der Lausitz (Grünewald, U., e.a.), Senftenberg/Cottbus, unveröffentlicht.
- Luckner, L, D. Eichhorn, G. Gockel & K.H. Seidel, 1995. Durchführbarkeitsstudie zur Rehabilitation des Wasserhaushaltes der Niederlausitz. LMBV-DGFZ-DGC, Senftenberg/Dresden.

Strategien und Technologien gegen die geogene Versauerung von Bergbaugewässern

Helmut Klapper

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung, 39114 Magdeburg, Brückstraße 3a

Key words: Passive Entsauerung, Ökotechnologie, Anaerobtechnologie, Enteisung

Dort, wo sulfidische Erze oder pyrithaltige Kohlen und Abraum beim bergmännischen Abbau mit Luftsauerstoff in Kontakt kommen, entsteht durch bakteriell beschleunigte Oxidation am Ende Schwefelsäure und Eisen-III-hydroxid. Die eigentlichen Versauerungsschritte sind die Oxidation des Disulfidschwefels und die Hydrolyse des Eisens. Letztere findet überwiegend erst im Bergbaurestsee statt, dessen Freiwasser damit noch niedrigere pH-Werte als etwa das Kippengrundwasser aufweist. Die geogen schwefelsauren Gewässer mit ihrem dunkelroten Wasser, mit pH-Werten zwischen 2 und 3,5, hohen Sulfat- und Metallkonzentrationen sowie fehlendem Hydrogencarbonat entsprechen weder der EU-Badewasserrichtlinie, noch sind sie für die Fischerei brauchbar. Eine chemische Neutralisierung - etwa durch Kalkung - ist wegen der hohen Basenbindungskapazität zu aufwendig. Bei dieser Problemlage sind **Entscheidungen** darüber gefordert, ob die schwefelsauren Seen als einzigartige, limnologisch interessante Objekte sauer belassen und ihre natürliche, vielleicht hundert oder mehr Jahre währende Sukzession zum neutralen Natursee wissenschaftlich begleitet, gegebenenfalls als „Säuerlinge“ balneologisch genutzt werden sollen oder ob durch Flusswasserfüllung eine beschleunigte Neutralisierung eingeleitet und, wenn notwendig, durch biologische Alkalisierungsvorgänge die Neutralisierung gestützt bzw. die Wiederversauerung verhindert werden soll. Bei der Entscheidung steht die Nutzbarkeit der Seen für Fischerei und Erholungswesen im Vordergrund. Damit sind soziale Fragen der Arbeitsmöglichkeiten in der Bergbaufolgelandschaft verbunden wie auch Fragen der Landschaftsästhetik. Die staatlich gestellte Forderung der nachhaltigen Einbindung der gefüllten Seen und ihrer Abläufe in den Landschaftswasserhaushalt setzt voraus, dass das abfließende Wasser neutral ist und auf keinen Fall die Pufferkapazität des aufnehmenden Flusses übersteigt (Luckner pers. Mitt.). Der wichtigste Weg hin zu neutralen Seen in der Lausitz geht über ihre Füllung mit Oberflächenwasser. Deren Carbonathärte soll das Basenbindungsvermögen abdecken und die Restseen vom sauren pH-Bereich des Eisenpuffers in den zirkumneutralen des Bicarbonatpuffers überführen.

Die **Bekämpfung der geogenen Versauerung** sollte möglichst schon bei der Erschließung des Tagebaues berücksichtigt werden, sich beim Abbau der Kohle bis zur Schließung und Rekultivierung kontinuierlich fortsetzen. Auf jeder Stufe des Betriebes gibt es Möglichkeiten, räumlich und zeitlich den Luftkontakt pyritischer Materialien zu begrenzen sowie durch Minimierung der Grundwasserbewegung auch den Säuretransport zu beschränken. Die bei sehr langen Seen auftretenden Stufen im Grundwassergefälle können bei geeigneter Unterteilung verringert und damit das Fließen gedrosselt werden. Die Vorentwässerung soll so spät wie möglich erfolgen. Ihre räumliche Eingrenzung, etwa durch Dichtungswände im Untergrund, wird z.Z. nur zum Schutz besonders sensibler Biotope oder zur Verhütung grenzüberschreitender Auswirkungen des Tagebaubetriebes angewendet (Georgi 1994).

Die Säurebildung während der Abbauphase kann dadurch begrenzt werden, dass die schwefelreichsten Abraummaterialien im Tagebautiefsten verstrützt werden. Hier kommen sie am schnellsten wieder unter (Grund-)Wasser und zwar unter künftiges Tiefengrundwasser, das am wenigsten mobil ist und in dem nach Aufbrauch des Gelöstsauerstoffes auch die Säurebildung aufhört. Im Rheinischen Revier werden dem pyrithaltigen Abraum seit 1998 vor dessen Verkipfung alkalische Zuschlagstoffe auf die Förderbänder zugegeben, um ein pH-neutrales Kippengrundwasser zu gewährleisten (Wisotzki 2000). Den Versauerungsprozess in den Kippen zu beenden, dient eine frühe Rekultivierung mit basischen Stoffen wie Kalk oder Asche und die Drosselung der Versickerung mit Hilfe der Evapotranspiration der Vegetationsdecke. Eine organismenreiche Bodengare mit kräftiger Mikrobenrespiration, wie sie sich z.B. in Mischwäldern entwickelt, kann zu anoxischen, säurebindenden Verhältnissen im Untergrund führen. Im Gegensatz dazu wird der Versauerungsprozess bei vorherrschenden Sukzessionsflächen mit Rohkippenböden noch um Jahrzehnte verlängert. Vielerorts wurden gerade diese unter Naturschutz gestellt, da sie seltene Floren- und Faunenelemente beherbergen. Auch andere dichte Abdeckungen wirken in gewünschtem Sinne der Säurebildung entgegen, etwa Fischteiche oder großflächige Feuchtgebiete. Vor allem diese nassen Abdeckungen waren bekanntlich typisch für die vorbergbauliche Lausitz (s. Abb. 1).

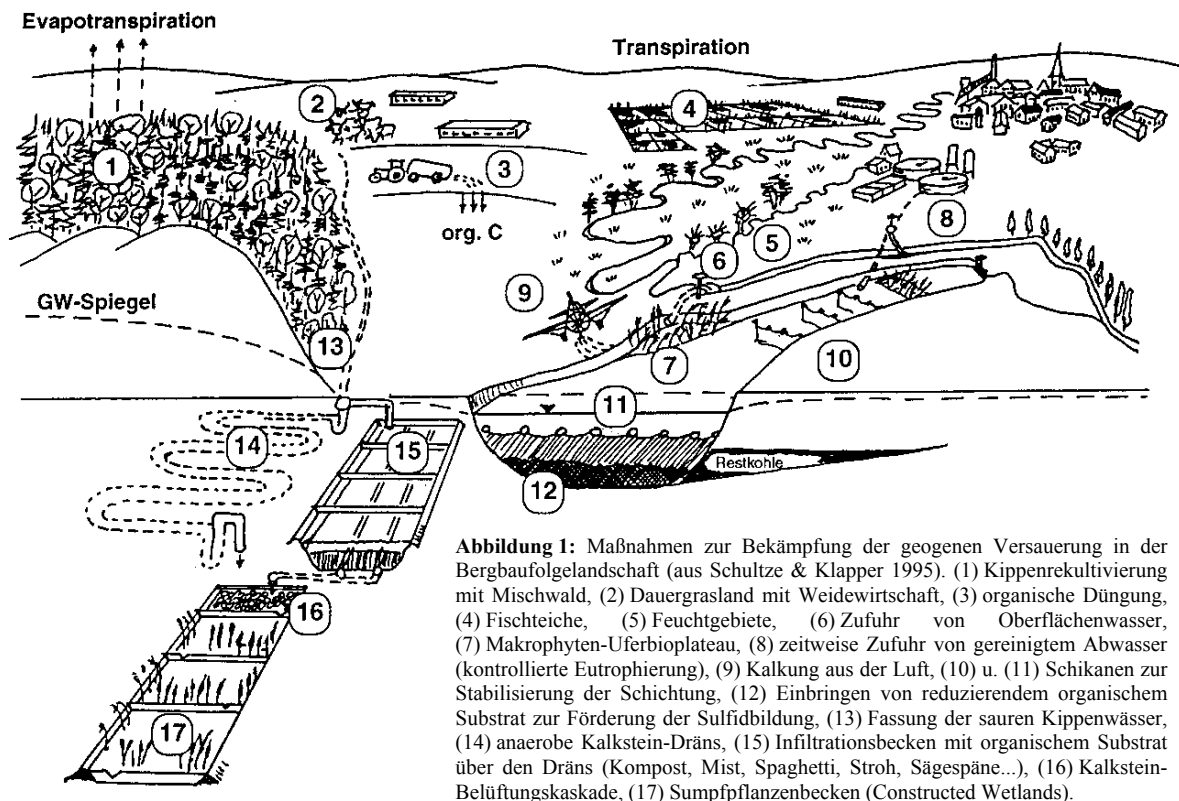


Abbildung 1: Maßnahmen zur Bekämpfung der geogenen Versauerung in der Bergbaufolgelandschaft (aus Schultze & Klapper 1995). (1) Kippenrekultivierung mit Mischwald, (2) Dauergrasland mit Weidewirtschaft, (3) organische Düngung, (4) Fischteiche, (5) Feuchtgebiete, (6) Zufuhr von Oberflächenwasser, (7) Makrophyten-Uferbioplateau, (8) zeitweise Zufuhr von gereinigtem Abwasser (kontrollierte Eutrophierung), (9) Kalkung aus der Luft, (10) u. (11) Schikanen zur Stabilisierung der Schichtung, (12) Einbringen von reduzierendem organischem Substrat zur Förderung der Sulfidbildung, (13) Fassung der sauren Kippenwässer, (14) anaerobe Kalkstein-Dräns, (15) Infiltrationsbecken mit organischem Substrat über den Dräns (Kompost, Mist, Spaghetti, Stroh, Sägespäne...), (16) Kalkstein-Belüftungskaskade, (17) Sumpfpflanzenbecken (Constructed Wetlands).

In einigen Fällen in den USA wurde der Versauerung dadurch entgegengewirkt, dass die für die Sulfidoxidation verantwortlichen Bakterien, wie *Thiobacillus ferrooxidans*, durch bakterizid wirkende Detergentien abgetötet wurden. Während die Thiobacilli abgetötet werden, wodurch die Säureproduktion um fast 90% zurückgeht, werden die Detergentien von heterotrophen Bakterien als Substrat verwertet. Dabei wird Sauerstoff verbraucht und damit ebenfalls der Entsäuerung das Milieu bereitet. Kleinmann et al. (1981) sowie Rastogi (1996) halten eine solche Säure-Vermeidungsstrategie zur Kippenrekultivierung, für wirtschaftlicher als eine Kalkung.

Die ökotechnologischen Vorbedingungen für eine **biologische Entsauerung im See** sind im Grundansatz denen konträr entgegengesetzt, mit denen die Eutrophierung bekämpft wird. Die bakterielle Reduktion des Sulfates zum Sulfid ist ein obligat anaerober Vorgang. Das dreiwertige Eisen muss durch eisenreduzierende Bakterien zu zweiwertigem reduziert werden. Das Eisenmonosulfid soll ausfallen und diagenetisch in Eisendisulfid umgewandelt werden. In natürlichen Seen finden sich solche Bedingungen in den obersten Sedimentschichten sowie in der Sediment-Wasser-Grenzschicht tieferer Seebereiche. Dimiktische Seen können während der Stagnationsperioden im Hypolimnion anoxisch werden, vorausgesetzt, sie sind produktiv genug, um beim Abbau des ausgesunkenen Planktons den Sauerstoffvorrat aufzuzehren. In meromiktischen Seen wird das nicht mitmischende Monimolimnion praktisch immer anoxisch, denn die Sauerstoffzehrung mehrerer Jahre akkumuliert sich. Anoxisch ist meist auch das Innere von größeren Schilf- und Seggenbülten.

Da die jungen Bergbaurestseen vielfach zu wenig Biomasse produzieren, ist durch Ökotechnologien das Fehlende zu ergänzen. Polymiktische Seen können durch technische Schikanen sowohl an der Oberfläche als auch in der größten Tiefe schichtungsstabil gemacht werden. Eine künstliche Anschubeutrophierung erfolgt bereits über die Füllung mit Flusswasser. Aber auch die gezielte Zugabe von Phosphor wurde z.B. in England großtechnisch erprobt. Insgesamt hatten 5,9 m³ der Phosphatlösung den gleichen Neutralisierungseffekt wie 34 Tonnen Calciumcarbonat (Davison et al. 1995, George & Davison 1997). So wie mit Hilfe eines im Hypolimnion einer Talsperre installierten Strohreaktors die Denitrifikation durchgeführt werden konnte, sollte auch eine Desulfurikation möglich sein (Fichtner 1983, Klapper 1992). Die grundsätzlichen Bedingungen der mikrobiellen Desulfurikation wurden inzwischen vom Flaschen- und Säulenversuch im Labor bis zu halbertechnischen Enclosure-Versuchen im Restsee 111 an die Praxis herangeführt. Als Substrat zur Erzeugung der anoxischen Reaktionsbedingungen sind z.Z. Stroh und Carbokalk im Einsatz (Frömmichen 2001). Der bei der Saftreinigung in der Zuckerindustrie anfallende Scheidekalk enthält Restalkalität, Nährstoffe und viele organische Nichtzuckerstoffe der Rübe. Die Liste anderer abbaubarer Substrate für den respiratorischen Sauerstoffaufbrauch als Voraussetzung für die Desulfurikation ist lang. Für den großtechnischen Einsatz interessieren vor allem preiswerte Abprodukte, wie gereinigtes Kommunalabwasser, Gülle, Mist, Kartoffelschalen, Fehlchargen aus der Nudelherstellung, Melasse oder Carbokalk aus der Zuckerfabrikation, Sägemehl und Holzspäne allein oder in Kombination mit organischen Säuren, Alkoholen usw. Die Kombination des Substrates mit Aufwuchsträgern (Stroh, Holzwolle...) für die Ausbildung der erforderlichen Biofilme hat sich grundsätzlich bewährt.

Durch die im Rahmen des BMBF-Projektes ‚Biogene Alkalinisierung‘ durchgeführten Forschungsarbeiten konnten wesentliche biogeochemische Prozesse und die adäquaten Milieubedingungen für die mikrobiellen Metabolismen der Ver- und Entsauerung aufgeklärt werden (siehe auch entsprechende Beiträge dieses Heftes). Besonderer Handlungsbedarf besteht bei der Überführung der vielen naturwissenschaftlichen Erkenntnisse in praktikable Ökotechnologien. Die im anoxischen Hypolimnion dimiktischer Seen erzielte Entsauerung durch mikrobielle Desulfurikation kann durchaus durch den Sauerstoffzutritt während der Zirkulationsperioden durch Wiederversauerung zumindest teilweise verloren gehen. Völlig offen ist, ob und auf welchem Wege die im Sediment erzielten Neutralisationserfolge in den Freiwasserraum überführt werden können, ohne das dort die Wiederversauerung das Erreichte zunichte macht (Wendt-Potthoff & Koschorreck 2002). Zur Schichtungsstabilisierung tragen zur Zeit mehrere Großenclosures im Restloch 111 als Nebeneffekt bei. Eine gezielte Nutzung

von schwimmendem Röhricht und untergetauchten Schikanen zur Verhinderung der windbedingten Konvektionsströme im See steht noch aus. Der polymiktische Schichtungstyp ist für die In-situ-Entsauerung denkbar ungeeignet, es sei denn, die Reaktionsorte werden vom Gesamtsee abgetrennt. Die hydraulische Beherrschung der Entsauerung ist eine der vordringlichsten Aufgaben, um aus dem Fundus vorliegender biogeochemischer Erkenntnisse eine funktionierende Technologie zu entwickeln.

Bezüglich der **Behandlung saurer Seeabläufe** kann auf einen relativ guten internationalen Kenntnisstand zurückgegriffen werden. Vor allem in den USA, in Kanada und Großbritannien wurden Ex-situ-Technologien zur Behandlung von stark sauren Minenwässern entwickelt und ihr Einsatz großtechnisch erprobt. Im Gebiet des Braunkohlenabbaues können derartige Ex-situ-Technologien z.B. für einige Verbindungsgräben in den Restseeketten oder für die Abläufe saurer Seen in die Vorflut eingesetzt werden. Die Alkalitätsproduktion bzw. Säurebindung wird am besten in ganz oder teilweise anaeroben Systemen realisiert, während die Ausfällung unerwünschter Schwermetalle vorzugsweise anschließend in aeroben Absetzteichen und Makrophytensystemen vorgenommen wird, nachdem der pH-Wert bis in den Neutralbereich angestiegen ist. Viele Vorschläge umfassen Kombinationen von anaeroben mit aeroben Stufen und dabei oft mit Kalksteinen als immanentem Bestandteil der verschiedenen Verfahrensschritte.

Zum Bau von anaeroben Kalksteindräns (Anoxic Limestone Drains, ALD) wird ein Graben ausgehoben, mit Plastikfolie ausgelegt und mit Kalksteinen gefüllt. Die Folie wird darüber zusammen gelegt und mit Erde abgedeckt. Zu- und Ablaufrohre müssen durch Trappe gegen das Eindringen von Luftsauerstoff geschützt werden. Die typische Verweilzeit des Wassers im ALD sollte mehr als 15 Stunden betragen. Die Standzeit des ALD wird mit 25 bis 30 Jahren angegeben (Watzlaf et al. 2000, Hedin et al. 1994). Großdimensionierte, mit Mist gefüllte Aufwuchsträger, die in gleicher Weise gegen Belüftung geschützt und abgedeckt sind, finden sich als ein Verfahrensschritt in der Wheal-Jane-Versuchsanlage zur biologischen Entsauerung des Ablaufes einer Zinnmine in Cornwall, UK. Die gebildeten Sulfide verbleiben im Reaktor, aber die Abläufe müssen in weiteren Stufen belüftet werden, bevor sie in den Fluss eingeleitet werden können (Lamb et al. 1998). In Kalifornien wurden tiefe, steile Gräben mit Strohballen gefüllt, um als anoxische Denitrifikationsanlagen zu dienen. Da das Stroh teilweise abgebaut wird, werden entsprechend dem Verbrauch oben weitere Ballen aufgelegt. Sobald die Denitrifikation abgeschlossen ist, kann das gleiche System für die Desulfurikation weiter genutzt werden (Brown 1971, Sword 1971, Jones 1974).

Die ursprünglich als SAPS, jetzt als RAPS (Reducing and Alkalinity Producing Systems) bezeichneten passiven Entsauerungssysteme sind Infiltrationsteiche, deren Bodendränung mit einer 0,6 bis 1,2 m dicken Kalksteinlage abgedeckt ist. Darüber folgt eine 0,15 bis 0,6 m starke Schicht von verbrauchtem Pilzkompost. Der organische Kompost erzeugt das Milieu für das Wachstum der Sulfatreduzierer. Der Gelöstsauerstoff wird aufgebraucht und dreiwertiges in zweiwertiges Eisen umgewandelt. Dann passiert das Wasser die Kalksteinschicht, die durch Calcitauflösung weitere Alkalinität zufügt. Diese Systeme erzeugen 30 bis 60 g*m⁻² Alkalinität (Kepler & McCleary 1994, Navroth et al. 1994, Younger 2000).

Anoxische Biofilmkammern sind kleine, tiefe Teiche, die mit sauerstoffzehrenden organischen Substraten und horizontalem Durchfluss, also ohne Infiltration arbeiten. Ein wesentlicher Bestandteil dieser Anlagen ist die Schwimmschlammdecke, die den Prozess vor dem Luftsauerstoff schützt. Silagefutter oder Heu haben sich als brauchbare Materialien für

die Erzeugung der Schwimmschicht erwiesen (Kalin pers. Mitt., Philips & Bender 1995, Gusek & Wildeman 1997). Prozessstörend wirken Durchflussspitzen nach Starkniederschlägen. Für diesen Fall sollten Bypässe vorgehalten werden. Niedrige Temperaturen im Winter verlangsamten die Desulfurikation, weshalb zusätzliche Volumina vorzuhalten sind.

Künstlich gebaute Feuchtgebiete und Oxidationsteiche dienen der aeroben Feinreinigung des zuvor anaerob neutralisierten Wassers. Die Anlagen werden möglichst naturnah gestaltet. Typischerweise beginnen sie mit einer Belüftungskaskade am Einlauf, gefolgt von einem 1,2 bis 2,4 m tiefen, pflanzenfreien Teich und einem etwa 0,15 m flachen Feuchtgebiet, das meist mit *Typha latifolia* bewachsen ist. Weitere Teiche umfassen teils eigene Anaerobteile, die dann mit organischem Material vom Typ Pilzkompost gefüllt sind. Metallhydroxide und Metallsulfide gehen ins Dauersediment der „Constructed Wetlands“ ein. Die Inkorporation von Stoffen in die Makrophyten ist auf die Wachstumsphase im Frühsommer beschränkt und betrug z.B. weniger als 1 % der in den Wetlands zurückgehaltenen Metalle (Hellier 1999).

Wiederbelüftungsgerinne mit Kalksteinbarrieren oder auch mit Grobkiesfüllung lassen sich neben dem Sauerstoffeintrag für eine autokatalytische Feinreinigung im Sinne einer Enteisung nutzen (Younger 2000).

Mit diesem Beitrag soll insbesondere auf die noch nicht voll ausgeschöpften internationalen Erfahrungen auf dem Gebiet der passiven mikrobiellen Entsäuerung hingewiesen und die Neugründung von Betrieben angeregt werden, die in kürzeren Zeiträumen sowohl Versuchs- als auch technische Anlagen zur ökotechnologischen Entsäuerung entwickeln, bauen und betreiben können.

Literatur

- Brown, R.L., 1971. Removal of nitrogen from the tile drainage – a summary report. Agric. Wastewater Studies Rep. No. 13030 ELY 7/11, DWR Bulletin: 104–109.
- Davison, W., D.G. George & N.J.A. Edwards, 1995. Controlled reversal of lake acidification by treatment with phosphate fertilizer. *Nature* 377: 504–507.
- Fichtner, N., 1983. Verfahren zur Nitrateliminierung im Gewässer. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 11: 339–345.
- Frömmichen, R., 2001. In-situ-Sanierungsstrategie zur Förderung der mikrobiellen Entsäuerung von geogen schwefelsauren Bergbaurestseen – Mesokosmosstudien. Dissertation. Technische Universität Dresden: 155 S.
- George, D.G. & W. Davison, 1998. Managing the pH of an acid lake by adding phosphate fertilizer. In W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (Eds), *Acidic Mining Lakes*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 365–384.
- Georgi, B., 1994. Braunkohlenabbau und Landschaftshaushalt - das Beispiel der Niederlausitz. *Geogr. Rundschau* 46 (6): 344–350.
- Gusek, J.J. & T.R. Wildeman, 1997. New developments in passive treatment of acid rock drainage. 4th Int. Conf. on Acid Mine Drainage, Vancouver, Short Course 6, Treatment of AMD, Course Materials.
- Hedin, R.S., R.W. Nairn & R.L.P. Kleinmann, 1994. Passive treatment of coal mine drainage. Bureau of Mines IC 9389: 35 pp.

- Hellier, W.W., 1999. Treatment of coal mine drainage with constructed wetlands. In J.M. Azcue (Ed.), *Environmental impacts of mining activities*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 103-121.
- Jones, J.R., 1974. Denitrification by anaerobic filters and ponds – phase II EPA Rep. No. 13030 ELY 06/7: 1–4.
- Kepler, D.A. & E.C. McCleary, 1994. Successive alkalinity producing systems (SAPS) for the treatment of acid mine drainage. 3rd Int. Conf. on the Abatement of Acid Drainage. Bureau of Mines, Special Publication SP 06 A-94: 195–204.
- Klapper, H., 1992. *Eutrophierung und Gewässerschutz*. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- Kleinmann, R.L.P., D.A. Crerar & R.R. Pacilli, 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering* 33: 300–304.
- Lamb, H.M., M. Dodds-Smith, & J. Gusek, 1998. Development of a long-term strategy for the treatment of acid mine drainage at Wheal Jane. In W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (Eds), *Acidic mining lakes*. Springer-Verlag, Berlin, etc.: 335-346.
- Nawrot, J.S., P.S. Conley & J.E. Sandusky, 1994. Concentrated alkaline recharge pools for acid seep abatement: principles, design, construction, and performance. 3rd Int Conf. on the Abatement of Acid Drainage. Vol. 1. Mine Drainage. Bureau of Mines, Special Publication SP 06 A-94: 382–391.
- Philips, P. & J. Bender, 1998. Bioremediation of metals in acid tailings by microbial mats. In W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (Eds), *Acidic mining lakes*. Springer-Verlag, Berlin, etc.: 347-363.
- Rastogi, V., 1996. Water quality management in mining using bactericides. Preprint from *Mining Engineering* 6 pp.
- Schultze, M. & H. Klapper, 1995. Prognose und Steuerung der Gewässergüte der mitteldeutschen Restseen. In *Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums 4. DGW – Forschungstage*, Coswig: 181-201.
- Sword, B.R., 1971. Denitrification by anaerobic filters and ponds. EPA Rep. No. 13030 ELY 04/71-8: 1–68.
- Watzlaf, G.R., K.T. Schroeder & C.L. Kairies, 2000. Long-term performance of anoxic limestone drains. *Mine Water and the Environment* 19: 98-110.
- Wendt-Potthoff, K. & M. Koschorreck, 2002. *Mikrobiologie schwefelsaurer Tagebaurestseen*. *Wasser und Boden* 54 (1+2): 6–10.
- Wisotzki, F., 2000. Technikumsversuche zur Bestimmung der zukünftigen Grundwasserqualität in Braunkohlenkippen mit und ohne Zusatz von alkalisch wirkenden Zuschlagstoffen. Workshop „Geochemische und mikrobiologische Vorgänge in Sedimenten und an der Sediment-Wasser-Grenzschicht in Restseen von Bergbaufolgelandschaften“ UFZ-Bericht Nr. 6/2000: 37–41.
- Younger, P.L., 2000. The adoption and adaptation of passive treatment technologies for mine waters in the United Kingdom. *Mine Water and the Environment* 19: 84–97.

Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen der Lausitz

Uwe Grünewald

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft,
PF 101344, 03013 Cottbus, e-mail: Uwe.Gruenewald@tu-cottbus.de

Key words: Wasser- und Stoffhaushalt, Prognosen, Sanierung, Handlungskonzepte

Abstract

Since July 1995 the interdisciplinary project "Water quality in post-mining lakes of Lusatia" is in progress. Most of the future lakes in the Lusatian mining district filled with rising groundwater are acidified. To minimize negative consequences for the several water users and semiterrestrial ecosystems reliable methods for the prediction of water quality of the post mining lakes and the connected groundwater systems are necessary. The greatest number of the new lakes in the region will need a permanent throughflow of surface water to compensate the acidic inputs from the surrounding tip systems. A long-term strategy for an integrated water resources management of groundwater and surface water regarding water quantity and quality is necessary.

Einführung

Die Brandenburgische Technische Universität (BTU) Cottbus ist seit Juli 1995 insbesondere mit ihren Lehrstühlen „Hydrologie und Wasserwirtschaft“ sowie „Gewässerschutz“ in enger Kooperation mit dem „Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann“ und der Abteilung Geotechnik der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft (LMBV) mit der Erfassung und Vorhersage der „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ befasst. Dieses Projekt „dient unmittelbar der Sicherung des Sanierungserfolges durch wissenschaftlich-technische Projektbegleitung“ (StuBA 1999) in den durch den Braunkohlenbergbau gestörten Landschaftsbereichen in Ost-Sachsen und Süd-Brandenburg und ist daher nicht Bestandteil der BMBF-Projektförderung 1994-2000 (BMBF, LMBV 2001).

Die sich in den „Hohlform-Hinterlassenschaften“ des Braunkohlebergbaues bildenden Tagebauseen sind in der Niederlausitz insbesondere durch großräumige und setzungsfließgefährdete Kippenkomplexe umlagert. Je nach Lage und geologischer und geochemischer Zusammensetzung der Kippenkomplexe, der Lage des zukünftigen Sees in der heutigen und zukünftigen Grundwasserlandschaft, der heutigen und zukünftigen Einbindung in die Oberflächengewässersysteme, der Einlagerung von Fremdstoffen, wie Asche oder Schlämmen, der Morphometrie der Hohlform usw. ergeben sich dabei mengen- und beschaffenheitsmäßig unterschiedliche Ausgangs- und Randbedingungen.

Demzufolge unterscheiden sich die Tagebauseen der Lausitz in der Entwicklung ihrer Wasserbeschaffenheit erheblich; letztlich wären aber beim alleinigen Aufgang der Seen mit dem wiederansteigenden Grundwasser stark saure Wässer mit sehr hohen Sulfatgehalten, hohen Gehalten an pedogenen Metallen sowie Schwermetallen dominant.

Übersicht über die Situation der Tagebauseen in den Sanierungsregionen Brandenburg und Ostsachsen Ende 2001

Die Flutung der Tagebauseen in der **Sanierungsregion Brandenburg** ist unterschiedlich weit fortgeschritten. In einem Teil der ehemaligen Tagebaue werden noch Wasserhaltungen betrieben, so dass sich bisher keine Wasserflächen ausbilden konnten (z.B. Ilsesee) bzw. der weitere Anstieg des Wasserspiegels kontrolliert erfolgt (z.B. Sedlitzer See). Mehrere kleine Tagebauseen im Bereich Plessa und Lauchhammer haben ihre Zielwasserstände weitgehend erreicht, während ein Großteil der im Projekt untersuchten Gewässer erst eine Teilfüllung aufweist. Deren Füllstände bewegen sich zwischen wenigen Prozent (Bergheider See) und etwa drei Viertel (Gräbendorfer See).

Die hydrochemische Entwicklung der Tagebauseen im Länderbereich Brandenburg (Grünewald, Benthaus, Stempel et al. 2002a) wird z.Z. vorrangig von den Stoffeinträgen mit dem zuströmenden Grundwasser und aus den Sedimenten der Böschungen bzw. durch technische Maßnahmen (Fremdwasserflutung, Einleitung von Asche oder Schlämmen) beeinflusst. Aktuell weisen die beprobten Gewässer überwiegend saure und stark saure Verhältnisse auf. Die höchsten Säuregrade, bestimmt als Basekapazität $K_{B4,3}$, wurden darunter im Tagebausee Koyne RL 113, in den Heideseen RL 129 und RL 131 Süd, im Teilbecken RL 15 des Schlabendorfer Sees sowie im Lichtenauer See ermittelt. Die diesbezüglich günstigeren Verhältnisse mit pH-Werten um oder über 5,0 des Gräbendorfer Sees, des Bischdorfer Sees bzw. des Bergheider Sees sind ein Resultat der Flutung dieser Gewässer aus dem Südumfluter der Spree bzw. der Schwarzen Elster. Unbeeinflusst aufsteigendes und zufließendes Grundwasser führt nur in wenigen Fällen zu neutralen pH-Verhältnissen in den Tagebauseen. Dies gilt z.B. für den Schönfelder See, den Greifenhainer See, den Klinger See. Im Förderraum Lauchhammer weisen mehrere kleine Tagebauseen ein neutrales oder alkalisches Wasser auf. Die Ursache dafür ist ausnahmslos in der Einleitung von Kraftwerksaschen oder kalkreichem Eisenhydroxidschlamm zu suchen.

Die Trophiesituation stellt sich insgesamt bisher sehr günstig dar. Selbst bei Flutung aus nährstoffreichen Fließgewässern werden maximal mesotrophe Verhältnisse erreicht. Eine Ausnahme bildet lediglich der Tagebausee Koyne „RL 113“, welcher infolge der Einbringung zellulosehaltiger Stoffe („ACIDOSAN“) hohe Phosphorkonzentrationen und dadurch eutrophe Gegebenheiten aufweist.

Alle im Projekt bearbeiteten Seen der **Sanierungsregion Ostsachsen** (Grünewald, Benthaus, Stempel et al. 2002b) sind derzeit noch teilgefüllt. Die höchsten Füllstände weisen das Speicherbecken Dreiweibern mit 86 %, der Koschener See mit 85 % und der Tagebausee Laubusch mit 82 % auf. In der Phase der Fremdwasserflutung befinden sich die Tagebauseen Bärwalde, Lohsa II, Dreiweibern, Burghammer und Spreetal-NO. Die Gewässer Laubusch und Kortitzmühle sind über den Schleichgraben bereits in die Vorflut eingebunden. Neun der 17 untersuchten Tagebauseen/Teilbereiche sind mit pH-Werten um oder unter 3 stark sauer. Das Mixolimnion des Lugteiches – Bereich Klärteich, der Tagebausee Spreetal-Nordschlauch und Spreetal-RL Nordschlauch, das Tagebaugewässer Skado, das Speicherbecken Lohsa II, der Tagebausee Bluno sowie das Tagebaugewässer Scheibe weisen darunter die höchsten Säurebelastungen auf. Durch das Eisenpuffersystem sind diese Gewässer stabilisiert und werden durch hohe Basekapazitäten $K_{B4,3}$ von zum Teil deutlich über 4,0 mmol/l charakterisiert. Sechs der im Länderbereich Ostsachsen beprobten Tagebauseen zeigen in Folge der Fremdwasserflutung (Dreiweibern, Burghammer), der Einleitung von

konditioniertem Grubenwasser (Kortitzmühle, Laubusch) bzw. des Eintrages basischer Stoffe (RL D/F Knappenrode, Hartnickloch) pH-Werte um oder über 5.

Die Trophiesituation stellt sich auch hier insgesamt bisher sehr günstig dar. Eine Ausnahme bildet lediglich der Lugteich – Bereich Klärteich, welcher durch die jahrelange Einleitung kommunaler Abwässer eine sehr hohe Nährstoffbelastung und dadurch polytrophe Gegebenheiten aufweist.

Entwicklungsmuster von Tagebauseen in der Sanierungsregion Brandenburg und Ostsachsen (1995-2001)

Der wichtigste beschaffenheitsmäßige Einfluss des Braunkohlebergbaus geht in den Einzugsgebieten der Spree und der Schwarzen Elster bekanntlich von der Versauerung als Folge der Oxidation der in den kohlebegleitenden Schichten vorhandenen Sulfidminerale aus (Details siehe z.B. Singer & Stumm 1970).

Solange genügend Sauerstoff, insbesondere in den riesigen Kippenmassiven, vorhanden ist, kann diese Eisendisulfidverwitterung saures und **oxisches (Kippen-)Grundwasser** zur Folge haben. Die entstehenden in die Tagebauseen exfiltrierenden Wässer zeichnen sich durch sehr hohe Sulfatgehalte (z.B. größer 2000 mg/l) und hohe Mineralisation (z.B. größer 3000 mg/l) sowie hohe Gehalte an pedogenen Metallen (z.B. Aluminium größer 30 mg/l) sowie Schwermetallen (z.B. Zink um 20 mg/l) aus.

In einem späteren Stadium der nachbergbaulichen Entwicklung, wenn z.B. infolge zunehmender Kippenmächtigkeit oder beim Wiederanstieg des Grundwassers kein Sauerstoff mehr in alle Bereiche der Kippenmassive eindringen kann, können sich diese hydrochemischen Verhältnisse verändern. Es entstehen **anoxische Kippengrundwasser**, welche überwiegend schwach saure pH-Werte aufweisen, die jedoch beim Übergang in die Tagebauseen in stark saure Verhältnisse umschlagen. Beispiele für die Typisierung des Grundwassers in der Sanierungsregion der Lausitz sind u.a. in Grünewald (2001) zu finden.

Für die meisten der stark versauerungsgefährdeten großen Tagebauseen in den Lausitzer Gewässereinzugsgebieten ist neben dem Füllungsprozess durch den Wiederanstieg des Grundwassers sowie aus den meist sehr kleinen Oberflächen-Eigeneinzugsgebieten eine **zusätzliche Flutung mit Oberflächenwasser** vor allem aus den Fließgewässern in den Einzugsgebieten der Spree und der Schwarzen Elster vorgesehen. Weitere nutzbare Ressourcen stellen gehobenes und gereinigtes **Grundwasser** aus den noch aktiven Wasserhaltungen dar, das sonst über die Fließgewässer abgeleitet wird. In einige Tagebauseen wird das in den Grubenwasserreinigungsanlagen (GWRA) anfallende alkalische Eisenhydroxidwasser (AEW) eingeleitet. Daneben wird – leider mit stark wechselnder Intensität und Konsequenz – die **Überleitung von Oberflächenwasser** aus Nachbareinzugsgebieten (anfangs aus der Elbe, später aus der Neiße) geprüft bzw. vorbereitet. Wasserbeschaffenheitsmäßig weisen die so skizzierten Flutungswässer wegen der genannten unterschiedlichen Herkunft sehr differenzierte Eigenschaften auf. Je nach den spezifischen Anfangsrand- und Umfeldbedingungen, den realisierten Flutungsmaßnahmen und den sonstigen Einflüssen lassen sich unterschiedliche Entwicklungsmuster der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen der Lausitz erkennen (Grünewald, Seidel et al. 1999), die sich auch in den Folgejahren bestätigten (Grünewald, Benthous et al. 2002).

Insbesondere die Entwicklung der relativ frühzeitig mit Oberflächenwasser aus den Südumflutern der Spree (Tagebausee Gräbendorf) und aus der Kleinen Spree (Speicherbecken Dreiweibern) gefluteten Tagebauseen weisen die Empfindlichkeit der neu entstehenden Gewässersysteme gegenüber Flutungsunterbrechungen aus. Die ständige Korrektur der Flutungswassermengen (nach unten) macht den iterativen Charakter der Flutungsprozesse deutlich. Beispiele für überwiegend „technogen bestimmte“ Flutungen sind der Tagebausee Spreetal-Nordost sowie der zukünftige Speichersee Burghammer. Insgesamt lässt sich feststellen, dass ohne Zweifel die „physikalisch-chemisch fundierte“ Flutung mit Oberflächenwasser die effektivste Methode der Problembewältigung ist, dass sich aber im Einzelfall Lösungskombinationen mit „überwiegend chemisch fundierten Ergänzungstechnologien“ sowie später mit „überwiegend biologisch fundierten Nachsorgeansätzen“ abzeichnen.

Ableitung von Risiken und Handlungserfordernissen

Hauptaufgabe des wissenschaftlich-technischen Projektes „Gewässergüte Tagebauseen der Lausitz“ war und ist nicht die retrospektive Analyse der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Gewässer in der Sanierungsregion, sondern die **Erstellung von Prognosen** über diese Beschaffenheitsentwicklungen. Ziel dieser Prognosen ist

- sowohl die jeweils erkennbaren Risiken bei der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen bzw. Tagebauseesystemen herauszuarbeiten als auch
- den eventuell zum Erreichen der jeweils angestrebten Gewässergüte erforderlichen Handlungsbedarf aufzuzeigen.

Auf jeden Fall zu verhindern ist das unkontrollierte Ausfließen stark sauren und schadstoffhaltigen Wassers aus den schrittweise in die Vorfluter, die Grundwasserlandschaft und Gewässerökosysteme eingebundenen Tagebauseen.

Inzwischen liegen im Rahmen des BTU-LMBV-Projektes „Gewässergüte Tagebauseen der Lausitz“ für alle gegenwärtig entstehenden 28 großen Tagebauseen in der Lausitz belastbare Prognosen der Beschaffenheitsentwicklung vor (s. Grünewald, Seidel et al. 1999; Grünewald, Benthous et al. 2002).

Diese und der bisherige Verlauf ihrer Entwicklung bestätigen, dass die **Flutung mit Oberflächenwasser das prioritäre Verfahren** ist, um in überschaubaren Zeiten den stark gestörten Wasser- und Stoffhaushalt der betroffenen Flusseinzugsgebiete in ein gewisses dynamisches Gleichgewicht zu bringen. Sie zeigen aber auch,

- wie empfindlich die ersten neuen Seen z.B. auf technologisch oder niedrigwasserbedingte **Flutungsunterbrechungen** reagieren,
- wo besondere **Risiken der Nichteinhaltung der Nutzungsziele** bestehen,
- dass nach wie vor ein großer **Handlungsbedarf** besteht, z.B. bei der Fremdwasserzuführung aus Nachbareinzugsgebieten (die seit längerem diskutierte Neißeüberleitung von 30 Mio. m³/a scheint – selbst in dieser geringen Menge – zeitgerecht nicht realisierbar), bei den **Prioritätensetzungen zu Gunsten der Sicherung von Wassergüteerfordernissen** aber auch bezüglich der **Überprüfung der Sanierungsziele** (nicht alle diese Ziele sind erreichbar),
- dass die **Hydrochemie dieser Seen** zunächst (kaum oder gar) **nicht durch hydrobiologische Prozesse beeinflusst** wird.

Im Jahr 2001 waren, nach Angaben der LMBV als Träger der bergbaulichen Sanierung, die Tagebauseen der Lausitz zu 30 % gefüllt (Kuyumcu 2001). Rein **wassermengenmäßig** geht sie davon aus, dass in etwas mehr als 15 Jahren die meisten der Seen, für die sie zuständig ist, gefüllt sind. Aus **wassergütwirtschaftlicher** Sicht zeichnet sich aber bereits heute ab, dass viele dieser Seen einen langen Prozess der **Nachsorge** benötigen, damit von ihnen keine Gefahr für die nachgelagerten Ökosysteme und Wassernutzer ausgeht. Zweifellos ergibt sich hier ein weites Betätigungsfeld für Limnologen, Technologen, Verfahrenstechniker usw. Letztlich sind aber bei den Entscheidungen über **Rang-** und **Reihenfolge** der **physikalisch, chemisch** oder **biologisch fundierten Maßnahmen** zur Erfüllung der Einleitungsbedingungen bzw. der ökologisch oder ökonomisch begründeten Zielsetzungen usw. **Nachhaltigkeitsüberlegungen** ebenso wie **Wirtschaftlichkeitsüberlegungen** unabdingbar.

Gerade die immer wieder notwendigen Nachhaltigkeits- und Wirtschaftlichkeitsüberlegungen sollten Anlass dafür sein, die sich inzwischen abzeichnende Problematik eines deutlich verringerten verfügbaren Wasserdargebotes für die Flutung mit Oberflächenwasser erneut nüchtern und sachlich integrativ zu bewerten. Möglicherweise stellen sich dann anfangs der Neunziger Jahre unter dem Primat der Wassermengenbewirtschaftung getroffene Grundsatzentscheidungen, z.B. zur Vernachlässigung der Flutungswasserressourcen direkt aus der Elbe, vollständig neu.

Literatur

- BMBF, LMBV, 2001. Wissenschaftliche Begleitung der ostdeutschen Braunkohlesanierung. Forschungsprojekte 1994-2000. Forschungszentrum Jülich GmbH, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Umweltbundesamt, Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwertungsgesellschaft mbH.
- Grünewald, U., 1998. Aktuelle Probleme des Wasserdargebotes bezüglich Menge und Beschaffenheit in der Niederlausitz. In R. Wagner (Hrsg.), Wasser-Kalender 1999. 33. Jahrgang 1999. Erich Schmidt Verlag, Berlin: 28-47.
- Grünewald, U., K.-H. Seidel, G. Gockel, D. Bonni, H. Petrick, F.-M. Winkler, W. Rolland, M. Hemm, A. Gröschke, U. Grünewald, B. Nixdorf, D. Leßmann, W. Uhlmann, U. Hanusch, F. Reichel, D. Schoenheinz 1999. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung - Ergebnisse 1997/98. Mittelgeber: Steuerungs- und Budgetausschuss für die Braunkohlesanierung/Bund-Länder-Arbeitsgruppe Wasserwirtschaftliche Planung. Senftenberg/Cottbus: 77 pp.
- Grünewald, U., 2001. Sanierung des regionalen Wasser- und Stoffhaushaltes. Erarbeitung von Prognosen zur Entwicklung der Wassermenge und -beschaffenheit, Ableitung von Risiken und Handlungsbedarf. In InfoForum Rekultivierung. Gestörte Kulturlandschaften. Handlungsbedarf in Berlin und Brandenburg. Dokumentation. 6. Geoagentur Berlin Brandenburg in Kooperation mit Forschungszentrum Bergbaufolgelandschaften der BTU Cottbus: 57-66.
- Grünewald, U., M. Kaltofen, S. Kaden & M. Schramm, 2001. Länderübergreifende Bewirtschaftung der Spree und der Schwarzen Elster. In KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 48 (2): 205-213.
- Grünewald, U., F.C. Benthous, P. Strempel, A. Gröschke, B. Nixdorf, D. Leßmann, P. Richter, M. Hemm, R. Ender, S. Petersohn, J. Koebeke, W. Uhlmann, U. Hanusch, D. Seiler, 2002. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz – Länderbereich Ostsachsen/Länderbereich Brandenburg. Senftenberg/Cottbus.

- Grünewald, U., F.C. Benthaus, P. Stempel, A. Gröschke, B. Nixdorf, D. Leßmann, P. Richter, M. Hemm, R. Ender, S. Petersohn, J. Koebeke, W. Uhlmann, U. Hanusch, D. Seiler, 2002 a: Ergebnisse der flutungsbegleitenden Untersuchungen in Tagebauseen der Lausitz – Brandenburg. Senftenberg/Cottbus.
- Grünewald, U., F.C. Benthaus, P. Stempel, A. Gröschke, B. Nixdorf, D. Leßmann, P. Richter, M. Hemm, R. Ender, S. Petersohn, J. Koebeke, W. Uhlmann, U. Hanusch, D. Seiler 2002 b: Ergebnisse der flutungsbegleitenden Untersuchungen in Tagebauseen der Lausitz – Ostsachsen. Senftenberg/Cottbus.
- Kuyumcu, M., 2001. Konzeption und Maßnahmen der LMBV zur Herstellung eines sich weitgehend selbst regulierenden Wasserhaushaltes. In BMU (HRSG.), EG-Wasser-rahmenrichtlinie und Bergbaufolgelandschaften. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Internationaler Workshop, 13.-15. März, Leipzig: 64-77.
- Singer, P.C. & W. Stumm, 1970. Acid mine drainage. The rate determining step. – Science 167: 1121-1123.
- StuBA, 1999. Steuerungs- und Budgetausschuss für die Braunkohlesanierung – Braunkohlesanierung in den neuen Bundesländern, Geschäftsstelle Berlin.

Experimentelle und modellgestützte Entwicklung von Verfahren der geochemischen Grundwasser- und Untergrundbehandlung zur Gefahrenabwehr im Nordraum des Senftenberger Sees

Ralph Schöpke & Roland Koch

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Wassertechnik, Karl-Marx-Straße 17, 03044 Cottbus, E-Mail: wassertechnik@wt.tu-cottbus.de

Key words: Sanierung, saures Grundwasser, Biotechnologie

Abstract

Die Wasserqualität des Senftenberger Sees wird in Zukunft durch einen potenziell sauren Grundwasserstrom aus dem Norden bedroht. Dieser soll durch eine anaerobe Behandlung (Untergrundreaktor zur Sulfatreduktion) behandelt werden. Das Verfahren, zur Herbeiführung großräumiger Reaktionen im Untergrund durch Injektion von organischen Substraten wird gegenwärtig an einer Versuchsanlage südlich des Senftenberger Sees entwickelt. Die Eignung industrieller Abwässer als ökonomisch vertretbare Substrate, sowie mögliche Risiken und Nebenwirkungen ihres Einsatzes werden im Labor untersucht.

Einleitung

Durch den Senftenberger See, dem ehemaligen Tagebau Niemtsch, wird ein Teilstrom der Schwarzen Elster geleitet. Die damit zugeführte Alkalinität reicht gegenwärtig noch aus um saure Grundwasserzuströme aus südlich gelegenen Altbergbaugebieten zu kompensieren.

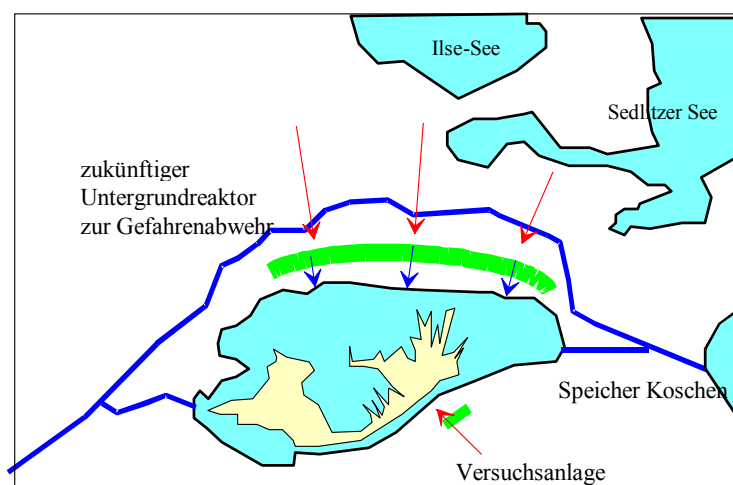


Abbildung 1: Senftenberger See mit sauren Grundwasserzuströmen und geplanten Untergrundreaktoren

Mit dem Erreichen der Endwasserstände in den nördlich gelegenen Tagebauseen (Ilse-See und Sedlitzer See), die über denen des Senftenberger Sees liegen werden, strömt in Zukunft potentiell saures Kippengrundwasser von Norden dem See zu. Die mit dem Zustrom von Kippengrundwasser (bis 50 mmol/L) verbundene Säurefracht lässt sich nicht mehr durch den Zufluss der Schwarzen Elster (um 0,5 mmol/L Pufferung) kompensieren, wie Untersuchungen des DGFZ mit der BTU Cottbus zeigten. Das gegenwärtige Verbundvorhaben (Laufzeit 01.09.2000–31.08.2003) beschäftigt sich mit der Gefahrenereinschätzung und Gefahrenabwehr:

Teilprojekt 1: Untersuchung und Bewertung der durch die Flutung der Restseen im Norden von Senftenberg bewirkten Gefährdung von Schutzgütern (GFI, Dresden)

Teilprojekt 2: Gefährdungsminderung durch Maßnahmen zur Untergrundbehandlung des nördlich den Senftenberger See zuströmenden Grundwassers (BTU, Cottbus)

Für die Behandlung des von Norden anströmenden potentiell sauren Kippengrundwasser wird ein sulfatreduzierender Untergrundreaktor konzipiert. Die Versuchsanlagen werden dabei mit Methanolsubstrat betrieben. Für die späteren Großreaktoren werden noch preiswerte, in entsprechenden Mengen verfügbare und umweltfreundliche Substrate ermittelt.

Wissenschaftliche Grundlagen

Beschreibung von Versauerung und Pufferung

Die Bemessung und Bewertung erfolgt auf dem Konzept des Neutralisationspotentials. Das Neutralisationspotential bilanziert die säurebildenden Wasserinhaltsstoffe bis zum Neutralpunkt sowie das Pufferungsvermögen des Wassers bis pH 7.

$$NP \approx K_{S4,3} - 3c_{Al^{3+}} - 2c_{Fe^{2+}} - 2c_{Mn^{2+}}$$

Die Reduktion der Aciditätsfunktion auf einen skalaren Wert ist für verfahrenstechnische Berechnungen notwendig.

- NP = potentielle Säurekonzentration

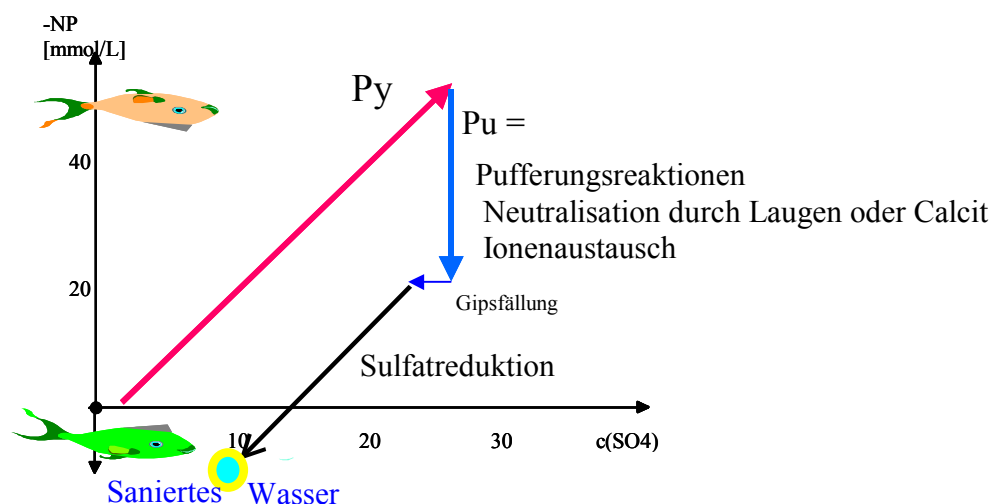
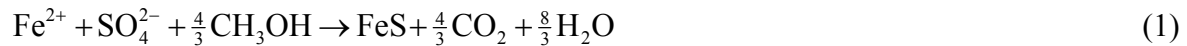


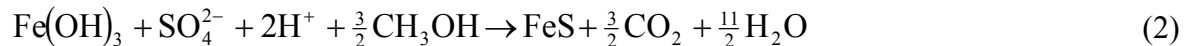
Abbildung 2: Wirkung der Pyritverwitterung (Py), diverser Pufferungsreaktionen (Pu) und der Sulfatreduktion auf die potentielle Säure- und Sulfatkonzentration eines Wassers.

Sulfatreduktion

Die Sulfatreduktion mit Methanolsubstrat läuft im Grundwasser nach Gleichung (1) ab.



Dabei wird der bei der Sulfatreduktion entstehende Schwefelwasserstoff mit gelöstem Eisen(II) in Form von Eisensulfid abgeschieden. Wenn nicht ausreichend gelöstes Eisen zur Verfügung steht, werden auch Eisenhydroxide nach Gleichung (2) gelöst oder es entsteht unerwünschter Schwefelwasserstoff.



Im potentiell sauren Kippengrundwasser ist meist genügend Eisen(II) gelöst. Die reduktive Behandlung von saurem Tagebauseewasser wird häufig durch das verfügbare Eisen limitiert.

Reststoffproblematik

Die einzusetzenden Medien müssen hinsichtlich nachteiliger Wirkungen auf die Schutzgüter Erholungssee, Trinkwasseraufbereitung im WW Buchwalde sowie Schwarze Elster geprüft werden. Neben der Reststoffproblematik ist grundsätzlich zuerst die Verwendbarkeit zur Sulfatreduktion nachzuweisen. Die erforderliche Dosis leitet sich aus dem Biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB) ab. Inwiefern die als Substrat in das Grund- und mittelbar in das Oberflächenwasser eingeleiteten Stoffe eine nachfolgende Trinkwasseraufbereitung beeinträchtigen können, ist unter Beachtung ihrer Selbstreinigungsressourcen nicht einfach zu klären. Sontheimer (1988) definierte die biologische Abbaufähigkeit und die Adsorbierbarkeit an Aktivkohle als Kriterien für die Unterteilung der organischen Wasserinhaltsstoffe nach ihrer Bedeutung für das Trinkwasser. Wasserwerksrelevante Stoffe (WWR), sind biologisch resistent und trinkwasserrelevante Stoffe (TWR) sind biologisch resistente Stoffe, die nicht aktivkohleadsorbierbar sind. Die gegenwärtig im Zusammenhang mit der Trinkwasserversorgung am häufigsten angewandte Methodik zur Klassifizierung der organischen Stoffe nach ihrer biologischen Abbaubarkeit ist der Einsatz von Testfiltern im Zusammenhang mit der Adsorptionsanalyse.

Stand der Arbeiten*Optimierung der Sulfatreduktion*

Versuche zur Sulfatreduktion wurden in Kooperation mit dem Projekt der GKSS in der Fluidzirkulationsanlage und mit der Versuchsfilteranlage im Technikum des LS Wassertechnik durchgeführt. Als Rohwasser diente Wasser aus dem Restloch 111, dem Methanol als Substrat zugegeben wurde und das aber ein sehr ungünstiges Eisen-Sulfat-Verhältnis hat. Dem System musste deshalb Eisenhydroxid zugegeben werden. Der pH-Wert stieg innerhalb von 500 h nach der Einarbeitung in den Bereich des Hydrogencarbonatpuffers an. Dabei erreichte die Sulfatkonzentration ein Minimum um 1600 bis 2200 Stunden. Nach dem Ende der Einarbeitungszeit betrugen die Reaktionsgeschwindigkeiten:

$$r_{\text{SO}_4} = 0,08 \text{ mmol}/(\text{L} \cdot \text{h})$$

$$r_{\text{NP}} = 0,06 \text{ mmol}/(\text{L} \cdot \text{h})$$

Die Wirkung lässt seitdem nach (pH , c_{SO_4}), wobei die Konzentrationen an Sulfid und Eisen(II) ansteigen. Für den Rückgang der Neutralisationsleistung könnte die Erschöpfung des vorher eingebrachten Eisenvorrates durch das eingesetzte saure Oberflächenwasser verantwortlich sein. Weitere Informationen für eine optimale Prozessführung zur Entsäuerung von Grundwasser werden aus dem Projekt der GKSS erwartet, die teilweise auch für diesen Prozess im Grundwasser übertragen werden können.

Sanierungsversuch

Die technische Erprobung mit einer Versuchsanlage im südlichen Grundwasseranstrom des Senftenberger Sees haben im März 2002 begonnen. Die Versuchsanlage wurde bereits vor der Frostperiode fertiggestellt und besteht aus zwei Brunnen zum Substrateintrag (einschließlich Dosiertechnologie für das Substrat Methanol) und einem Multilevelpegel zur Messung des Behandlungseffektes.

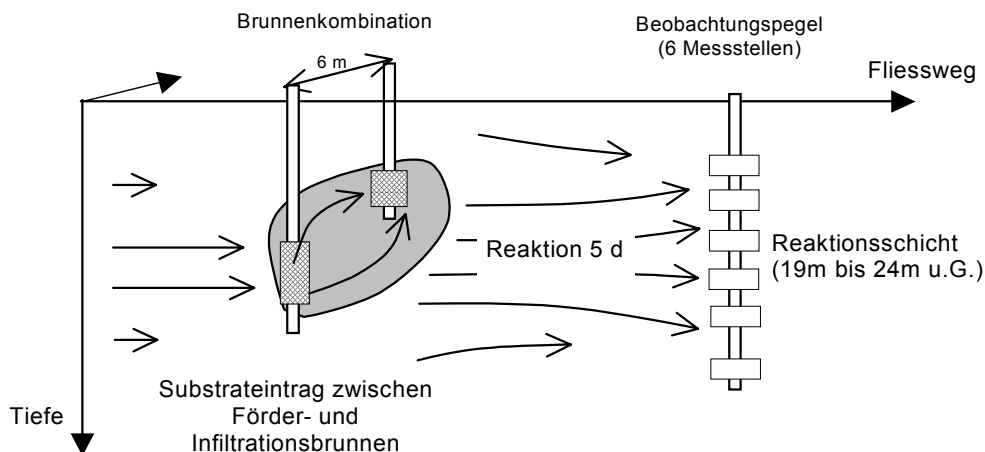


Abbildung 3: Schnitt durch den Untergrundreaktor der Sanierungsanlage.

Für die Behandlung des am stärksten versauerten Wassers, mit $\Delta\text{NP} \approx 7,5 \text{ mmol/L}$ werden nach Gleichung (1) etwa 165 mg/L Methanol benötigt, die in einen Grundwasserstrom von $4,5 \text{ m}^3/\text{h}$ zwischen Förder- und Infiltrationsbrunnen zudosiert werden. Die Sanierungsreaktionen laufen auf dem etwa 5-Tage dauernden Fließweg zum Beobachtungspegel ab. Die optimalen Bedingungen werden in den gegenwärtig laufenden Untersuchungen ermittelt.

Substratauswahl

Für den großtechnischen Einsatz müssen erhebliche Mengen leichtabbaubarer flüssiger Substrate zum Einbringen in den Grundwasserstrom zur Verfügung stehen. Deshalb wird nach geeigneten (Ab-) Produkten gesucht, die die entsprechende Wirkung zeigen und genehmigungsfähig sind. Der Einsatz von kommunalem Abwasser oder dem entsprechenden Kläranlagenablauf wird zunächst ausgeschlossen. Die Versickerung von gereinigtem kommunalem Abwasser zur Ergänzung der Grundwasserreserven ist in der Lausitz notwendig, ist aber derzeit nicht genehmigungsfähig. Auf Grund der hohen Belastung mit potenziellen Krankheitserregern und Xenobiotika stellt dieses aber einen notwendigen gesonderten Forschungskomplex dar. Gegenwärtig werden Ethanol, Abwässer aus der

Zellstoffproduktion, Abwasser einer Schwelgaswäsche und Abwasser aus einer Gemüseverarbeitung näher untersucht. Ein geeignetes Abprodukt, mit dem Methanol substituiert werden kann, ist bisher noch nicht ermittelt worden. Hierzu laufen weitere Laboruntersuchungen, z.B. mit Testfiltersystemen nach Sontheimer (1988).

Umsetzungsvision

Die Sanierung der bergbaugeschädigten Grundwasserbeschaffenheit in der Lausitz wird sich über Jahrzehnte erstrecken müssen, allein schon weil die beschaffenheitsbestimmenden Prozesse und die Grundwasserströmung in diesem Zeitrahmen ablaufen. Problematisch ist jedoch eine sichere Finanzierung über diese Zeiträume. Deshalb sollte nach fördermittel-unabhängigen Sanierungsstrategien gesucht werden. Die Untergrundbehandlung eines strömenden Kippengrundwasserkörpers ist über mehrere Jahrzehnte durchzuführen. Die dafür notwendigen Substratmengen sind enorm. Wenn der Substratbedarf durch geeignete industrielle Abwässer abgedeckt werden kann, entfällt deren Behandlung. Das dadurch eingesparte Geld könnte der Sanierung zur Verfügung gestellt werden. Damit ergeben sich für Industrieansiedlungen Standortvorteile, die fachlich und politisch in die richtigen Bahnen gelenkt werden müssen.

Literatur

- DGFZ/BTUC, 1999. Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffenheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tagebauen. BMBF-Forschungsbericht. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt Heft 6 ,2000 ISBN 3-934294-04-9 (Teil A, DGFZ), 3-934294-06-7(Teil B BTUC).
- Schöpke, R., 1999. Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse in Kippengrundwasserleitern. Dissertation BTU Cottbus. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt Heft 2, ISBN 3-934294-01-4
- Schöpke, R., V. Preuß & R. Koch, 2001. Anwendung sulfatreduzierender Prozesse zur Behandlung versauerter Kippengrundwässer des Lausitzer Bergbaureviers. Fachtagung Nachsorgender Grundwasserschutz -Prospektion und Grenzen'. Proceedings des DGFZ Heft 21. ISSN 1430-0176
- Schöpke, R., R. Koch, I. Ouerfelli, A. Striemann, V. Preuß & R. Regel, 2001a. Anwendung des Neutralisationspotenzials bei der Bilanzierung von Säure-Base-Reaktionen im Umfeld des Braunkohlebergbaues. Grundwasser (6) 1.
- Sontheimer, H., 1988. Das Testfilterkonzept, eine Methode zur Beurteilung von Wässern. In Wasserwerks- und trinkwasserrelevante Stoffe. Kolloquium des DVGW-Fachausschusses, 12.April 1988 (Karlsruhe). Wasser 60.

Beispiele für Neutralisierungsversuche am Steinberger See (Bayern) und Zieselsmaar (Nordrhein-Westfalen) - aus der UBA-Studie „Tagebauseen in Deutschland“

Mike Hemm, Anja Schlundt, Maria Kapfer & Brigitte Nixdorf

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation
Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: hemm@limno-tu-cottbus.de

Keywords: Braunkohlentagebauseen, Versauerung, Seenstatistik, Seemonographien

Abstract

The study presented comprises data of more than 500 mining lakes, of which 239 are situated in the main open cast mining districts in Germany and described in more detail. The mining lakes in Brandenburg, Saxony, Saxony-Anhalt and North Rhine-Westphalia are going to be among the largest lakes in Germany. Chemical as well as morphometrical properties vary substantially between lakes and overall acidification is the main problem concerning water quality. Different neutralisation measures in two mining lakes, the lake Steinberger See (Bavaria) and the lake Zieselsmaar (NRW), are presented and reasons for reacidification are discussed considering the continuous inflow of acidic groundwater.

Einleitung

Im Auftrag des Umweltbundesamtes wurden von September 1998 bis Dezember 2000 die wichtigsten bestehenden und zukünftigen Braunkohlentagebauseen in Deutschland nach Bergbaugebieten bzw. -revieren, ihrer Genese, der Morphometrie und Wasserbeschaffenheit erfasst und zum Teil dokumentiert (Nixdorf & Hemm 2001). Die Braunkohlentagebauseen in Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Nordrhein-Westfalen (NRW) werden nach Abschluss der Füllungsphase mit zu den größten Seen in Deutschland gehören. Sie weisen zum Teil sehr unterschiedliche chemische und morphometrische Eigenschaften auf. In allen Revieren ist die Versauerung das größte Gewässergüteproblem, wobei das Ausmaß im Lausitzer Revier am gravierendsten ist. Hier soll die Reaktion von zwei sauren Tagebauseen aus Bayern und NRW auf unterschiedliche Neutralisierungsversuche beschrieben werden.

Braunkohlentagebauseen in Deutschland

In der Bundesrepublik Deutschland wurde und wird Braunkohle in sechs Regionen gefördert (Abb. 1). Die zahlenmäßige Verteilung der Seen auf die einzelnen Bundesländer zeigt Abbildung 2.

- Rheinisches Revier in Nordrhein-Westfalen
- Lausitzer Revier in Ostsachsen und Brandenburg
- Mitteldeutsches Revier in Westsachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen
- Helmstedter Revier in Niedersachsen
- Wetterauer Revier in Hessen bei Kassel
- Oberpfälzer Revier in Nordbayern



Abbildung 1: Braunkohlenreviere in Deutschland (verändert nach Brecht 1992).

Die meisten Tagebauseen befinden sich im Land Brandenburg (Abb. 2). Hier ist auch der Anteil der sauren Seen am höchsten.

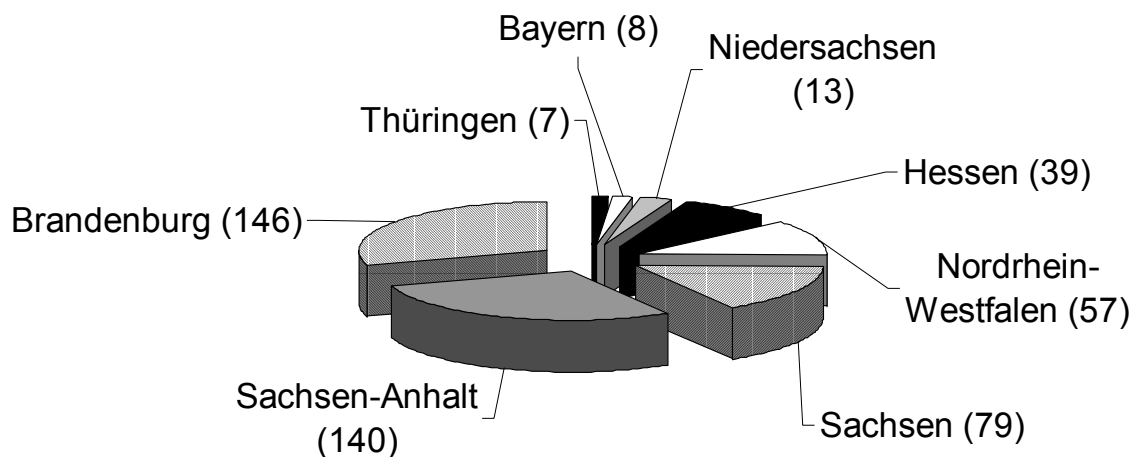


Abbildung 2: Anzahl der Braunkohlentagebauseen in den einzelnen Bundesländern Deutschlands (n = 489) (Hemm & Nixdorf 2001).

Steinberger See und Zieselsmaar – zwei saure Tagebauseen

Im folgenden werden aufgrund ihrer limnologischen Besonderheiten, insbesondere des niedrigen pH-Wertes, der Steinberger Sees und das Zieselsmaars vorgestellt.

Der **Steinberger See** entstand im Abbaugbiet Wackersdorf, das bis 1982 betrieben wurde. Er befindet sich ca. 30 km nördlich von Regensburg, westlich der Autobahn (A 93). Die Uferränder und die Wellenschlagzone wurden bereits während des noch laufenden Abbaubetriebes gestaltet, indem eine 12 m breite Uferzone angelegt wurde, auf der die Wellen auslaufen können und gebrochen werden. Die Flutung wurde 1981 begonnen. Mit Erreichen seines Endwasserstandes nimmt der Steinberger See eine Wasserfläche von 184 ha ein und ist damit der größte bayerische Braunkohlentagebausee.

Mit einer maximalen Tiefe von 47 m ist der Steinberger See während der Sommermonate thermisch stabil geschichtet. Das Epilimnion erstreckt sich in 7,5 bis 10 m Tiefe, das darunterliegende Metalimnion liegt in 10 bis 20 m Tiefe. Das Wasser des Steinberger Sees ist meist klar. Seit 1984 wurden Sichttiefen zwischen 1,4 und 8,8 m gemessen.

Tabelle 1: Morphometrische und limnologische Daten (Oberflächenwasserprobe vom 14.07.99) des Steinberger Sees (n. Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Endwasserstand	[mNN]	+358	pH - Wert		3,6
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	40	Gesamteisen	[mg/l]	0,3
Seefläche	[ha]	184	Sulfat	[mg/l]	657
maximale Tiefe	[m]	47	Leitfähigkeit	[µS/cm]	1150
mittlere Tiefe	[m]	21,7	TOC	[mg/l]	<0,5
maximale Länge	[m]	1930	Gesamtphosphor	[µg/l]	<5
maximale Breite	[m]	1370	Chlorophyll a	[µg/l]	3
Schichtungstyp		dimiktisch	Sichttiefe	[m]	7,8

Die pH-Werte des Steinberger Sees liegen zwischen pH 3,5 - 4. Im Jahr 1985 wurde mit dem Ziel, den stark sauren pH-Wert des Steinberger Sees zu erhöhen, Asche aus dem Kraftwerk Schwandorf eingespült. Die Asche stammte aus der Verbrennung von Braunkohle, der Kalksplit zur Entschwefelung der Rauchgase beigemischt worden war (Weilner 1989). Die Ascheeinspülung hatte keinen dauerhaften Erfolg. Der pH-Wert erhöhte sich zunächst drastisch auf 9,2 und am Gewässergrund sogar bis auf 10,4. Nach Beendigung der Aktion fiel der pH-Wert innerhalb eines Jahres wieder auf 6 ab, nach zwei Jahren auf 4,6 ab. 1999 wurde in der gesamten Wassersäule maximal pH 3,9 gemessen. Leichte Schwankungen ergeben sich durch den Zufluss aus dem Schreckerbach in den Steinberger See.

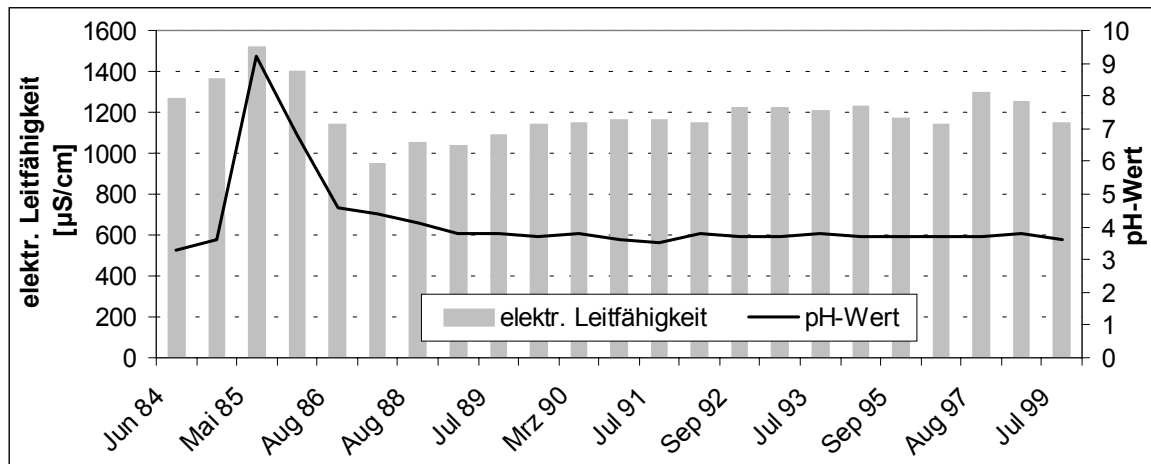


Abbildung 3: Entwicklung des pH-Wertes und der Leitfähigkeit im Steinberger See (n. Wasserwirtschaftsamt Amberg 1999)

Durch die vorübergehende Alkalinisierung sind jedoch die Konzentrationen der gelösten Metallionen durch Ausfällungsreaktionen nachhaltig reduziert worden: z.B. sanken die Konzentrationen von Eisen, Aluminium, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Zink z.T. unter die Nachweisgrenzen. Mit der sukzessiven Rückversauerung war allerdings im Laufe der Jahre ein leichter Wiederanstieg zu verzeichnen. Weitere Nebeneffekte der zeitweiligen pH-Erhöhung waren ein Anstieg der Leitfähigkeit auf bis zu 1700 µS/cm, sowie eine Verringerung der Sichttiefe. Außerdem war mit den anhaltend neutralen pH-Verhältnissen in der Zone unterhalb 40 m Tiefe eine Sauerstoffverarmung gekoppelt, die hier von 1986 bis 1994 zu anoxischen Verhältnissen führte. In den Sommermonaten wurden dagegen in ca. 10 m Tiefe häufig Sauerstoffmaxima von über 160 % Sättigung gemessen. In diesen Tiefen wurden Chlorophyll a-Konzentrationen zwischen 1 – 12 µg/l nachgewiesen, die in der Regel höher als an der Gewässeroberfläche (meist ca. 1 µg/l) waren.

Im Juli 1993 wurden die Dinophyceen *Peridinium* sp. und *Gymnodinium* spp., *Dactylococcopsis acicularis* und die zentrische Kieselalge *Cyclotella radiosa* nachgewiesen. Steinberg et al. (1998) fanden ebenfalls Dinophyceen und Chlorophyceen. Nach Angaben von Weilner (1989) konnte sich im Steinberger See ein Fischbestand etablieren, der sich aber vor allem im Bereich der Zuflussstelle des neutralen Schreckerbaches aufhält.

Das Zieselsmaar in **Nordrhein-Westfalen** befindet sich westlich der Autobahn (A 1) und nördlich der Ortschaft Kierdorf. Es entstand 1966 als eines von etwa 40 Gewässern im Bergbaurevier der Ville. In unmittelbarer Gewässernähe befinden sich Altablagerungen in Form von Braunkohlenaschen aus verschiedenen Kraftwerken. Die Flächen im Bereich des Sees sind seit 1984 als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen, wovon Bereiche seit einigen Jahren als FKK-Vereinsgelände genutzt werden. Andere Nutzungsformen sind nicht zu beobachten. Der Grundwasserstrom stellt gegenwärtig die Hauptzuflussform dar und wird durch kleinere periodische oberirdische Zuflüsse aus dem Umland ergänzt. Das Wasser fließt über einen Überlauf in einen Graben ab, der mit dem Kocherbach in Verbindung steht. Im Zieselsmaar erreicht die Verzahnung von Wasser und Land mit einer Uferentwicklung von 1,36 einen für die Ville-Seen durchschnittlichen Wert. Das Seebecken steigt zum Ufer relativ

steil an. Nur im Norden, dem Bereich der Liegewiesen, sind die Ufer etwas flacher. Die größte ermittelte Tiefe wird im südlichen Gewässerteil erreicht.

1980 lag der pH-Wert noch im neutralen Bereich und die Sulfatkonzentration unter 500 mg/l. Dann setzte mit Beendigung der Sümpfung ein Anstieg des Grundwasserspiegels ein (Christmann 1995). Dieser erreichte die eisensulfidreiche Abraumkippe der Berrenrather Börde. Eisensulfide (Pyrit, Markasit) wurden unter Luftzutritt oxidiert und Schwefelsäure freigesetzt, was zu einer Versauerung des Sees führte. In den letzten Jahren stagniert diese Entwicklung und seit 1996 kann ihre schwache Umkehrung beobachtet werden. Dieses ist auf regelmäßige Kalkungen, als Voraussetzung für die Nutzung als Badegewässer, zurückzuführen. Gegenwärtig ist die Sulfatkonzentration im Zieselsmaar im Vergleich zu den anderen Ville-Seen mit Abstand am Höchsten. Die normalerweise in Oberflächengewässern nachweisbaren 10 - 30 mg/l Sulfat werden hier um das Hundertfache überschritten. Durch die Verringerung des pH-Wertes wurden zunehmend größere Stoffmengen mobilisiert, so dass 1988/89 durchschnittlich 10 µg/l Chrom, 570 µg/l Nickel, 710 µg/l Mangan und 4,2 µg/l Arsen im Seewasser nachgewiesen wurden.

Tabelle 2: Morphometrische und limnologische Daten (Jahresmittelwert 1988/89) vom Zieselsmaar (Christmann 2000).

Morphometrische Parameter			Limnologische Parameter		
Seewasservolumen	[Mio. m ³]	0,28	pH - Wert		um 3
Seefläche	[ha]	5,8	Gesamteisen	[mg/l]	175
maximale Tiefe	[m]	10,1	Sulfat	[mg/l]	2057
Mittlere Tiefe	[m]	4,8	Leitfähigkeit	[µS/cm]	2856
maximale Länge	[m]	440	Gesamtphosphor	[µg/l]	10
maximale Breite	[m]	245	Sichttiefe	[m]	1,2
Uferentwicklung		1,36			
Tiefengradient		2,35	Schichtungstyp		meromiktisch

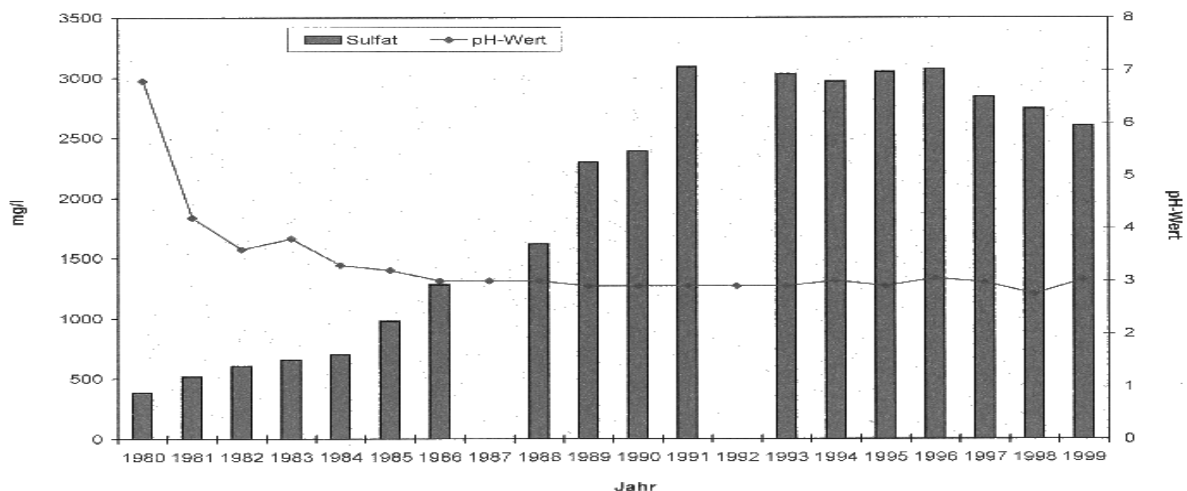


Abbildung 4: Entwicklung von pH-Wert und Sulfatkonzentration im Zieselsmaar (Christmann 2000).

Besondere chemische Verhältnisse im See sind für die Meromixie verantwortlich. Der Wasserkörper ist lediglich bis in 5 bzw. 6 m Tiefe durchmischt und in der oberen Schicht sind zeitweise schwache Sauerstoffübersättigungen festzustellen. In 4 m Tiefe fällt die Konzentration jedoch auf < 4 mg/l und ab 5 m Tiefe fehlt der Sauerstoff völlig.

Die planktische Besiedlung des Sees zeichnet sich durch eine deutliche Artenarmut aus. Beim Phytoplankton konnten 1989 nur 3 Taxa (Arten bzw. höhere systematische Taxa) nachgewiesen werden. Hierbei handelte es sich um *Euglena mutabilis*, einen Vertreter der Euglenophyceae, um Vertreter der μ -Algen, eine systematisch uneinheitliche Gruppe, und um eine Gattung der Chlorophyta (*Chlamydomonas*). Diese erreichten im Oktober mit mittlerer Häufigkeit das größte Aufkommen der nachgewiesenen Taxa. Von den Zooplanktern waren nur die Rotatoria mit einigen Individuen der Gattung *Cephalodella* vertreten. Eine schwache Besiedlung war außerdem durch Vertreter der Heteroptera mit Jungtieren der Corixidae und ausgewachsenen Exemplaren von *Sigara nigrolineata*, zu beobachten. Außerdem sind noch drei Arten der Coleoptera im See beheimatet. Amphibien und Fische konnten nicht nachgewiesen werden. Sie finden bei so niedrigen pH-Werten keine ausreichenden Lebensbedingungen vor. Von den Wasservögeln hielten sich lediglich einige Exemplare von *Anas platyrhynchos* (Stockente) längere Zeit auf dem See auf. Ein Flußuferläufer (*Tringa hypoleucos*) und vier Seeschwalben konnten als Durchzügler beobachtet werden. Die Gewässerversauerung beeinflusste nicht zuletzt die makrophytische Besiedlung des Zieselsmaars, die 1988 vorrangig durch Zuchtformen von *Nymphaea* repräsentiert wurden. Auf eine Adaptation von *Phragmites australis* weist die in den letzten Jahren wiedergewonnene Vitalität der Röhrichte hin. Im terrestrischen und semiterrestrischen Bereich insbesondere der Liegewiesen siedeln u.a. sieben *Juncus*-Arten sowie *Iris pseudacorus*, *Sagittaria sagittifolia*, *Lysimachia vulgaris*, *Epilobium hirsutum* und andere Gefäßpflanzen.

Literatur

- Brecht, 1992: Braunkohlereviere in Deutschland. Bergbau, Öl und Gas, Elektrizität, Chemie, Jahrbuch 99. Verlag Glückauf: 82-107.
- Christmann, K.-H., 1995: Die Seen im rekultivierten Tagebau „Ville“ (Nordrhein-Westfalen) – ein limnologischer Überblick. In W. Geller & G. Packroff (Hrsg.), Abgrabungsseen - Risiken und Chancen. Limnologie aktuell 7: 67-76.
- Christmann, K.-H., 2000: Die Seen im rekultivierten Tagebau „Ville“ (Nordrhein-Westfalen) – Zieselsmaar - aktuelle Datenreihe.
- Nixdorf, B. & M. Hemm, 2001: Tagebauseen in Deutschland - ein Überblick. UBA-Bericht 35/01: 1-519.
- Steinberg, C.E.W., H. Schäfer, W. Beisker, 1998: Do acid-tolerant cyanobacteria exist? Acta hydrochim. hydrobiol. 26: 13-19.
- Wasserwirtschaftsamt Amberg, 1999: Limnologische Messdaten 1982-1999. Bereitgestellt vom Wasserwirtschaftsamt Amberg.
- Weilner, C., 1989: Entstehung einer Seenlandschaft bei Wackersdorf. Zur Geschichte der Bayerischen Braunkohlenindustrie AG und ihre Auswirkung auf die Ökologie. Naturw. Zeitschrift f. Niederbayern. 31: 125-149.

Systematische Betrachtung der Prozesse im Sediment saurer Tagebauseen und Modellierung anhand von Beispielen

Wilfried Uhlmann & Heike Büttcher

Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Langobardenstraße 48, 01239 Dresden,
E-Mail: iw.b.uhlmann@t-online.de

Key words: Sulfatreduktion, seeinterne Neutralisierung, Sedimentbeschaffenheit, Hydrogeologie, Respirationsrate

Abstract

Within the scope of the internal neutralisation of acid mining lakes, processes in the sediment play a decisive role. Under anoxic conditions, sulphate can ideally be removed from the water body and can be deposited in the sediment in the form of reduced sulphur species. Thereby, the acidity of the lake water decreases. A great number of hydrochemical, hydrogeological, and biological factors is responsible for the formation of conditions favouring the precipitation of such reduced sulphur species in the sediment. This paper aims at a systematic consideration of these factors by proposing a classification scheme. Further on, a hydrogeochemical transport model is set up in order to illustrate the effects of single exemplary hydrogeologic boundary conditions. The results clearly demonstrate the importance of the hydrogeologic regime on solute transport and hydrogeochemical processes in the sediment. Further investigations should therefore more intensely focus on the hydrogeologic conditions shaping solute dynamics in the sediment.

Einleitung

Bei der Neutralisierung saurer Tagebauseen kommt den Prozessen im Seesediment, insbesondere der Sulfatreduktion, eine entscheidende Bedeutung zu. Eine irreversible Festlegung der Reaktionsprodukte der Sulfatreduktion in Form von Eisensulfiden kann zu einer Verringerung der Acidität im Tagebausee führen (z.B. Peine & Peiffer 1999). Im Hinblick auf die Neutralisierung des Gewässers ist dies ein erstrebenswerter Zustand. Zur Kennzeichnung der Prozesse in den Sedimenten werden hochauflösende hydrochemische Vertikalprofile erfasst. Die Interpretation der Profile ist jedoch meist nicht eindeutig möglich, denn die im Sediment ablaufenden Prozesse werden durch einen Komplex hydrogeologischer, hydrochemischer und biologischer Bedingungen beeinflusst. Die Sulfatreduktion und die Festlegung des Schwefels in Form von Eisensulfiden finden nur bei bestimmten Konstellationen statt.

Es soll hier ein Vorschlag zur Systematisierung der Seesedimente saurer Tagebauseen unterbreitet werden. Anhand von Modellbeispielen sollen die Auswirkungen unterschiedlicher hydrogeologischer Bedingungen auf die Ausbildung hydrochemischer Porenwasserprofile illustriert werden. Dies soll einen Beitrag dazu leisten, die Porenwasserprofile besser zu verstehen und zu interpretieren.

Ansätze zur Systematisierung der Seesedimente

Die Definition von Seesedimenten in Tagebauseen ist nicht trivial. In eiszeitlichen Seen werden Sedimente häufig als autochthone Bildungen verstanden, die mit der limnischen Genese des Sees unmittelbar im Zusammenhang stehen. Anhand der Substrate ist meist eine eindeutige Abgrenzung zum geologischen Untergrund möglich. Tagebauseen unterscheiden sich von eiszeitlichen Seen grundsätzlich, u.a. durch ihr wesentlich geringeres Alter und die völlig andersartigen chemischen und biologischen Prozesse.

Sedimentzusammensetzung

Die wichtigsten Kriterien für die Systematisierung der Sedimente in Tagebauseen sind die Herkunft und die Substratzusammensetzung (Tab. 1). Dabei hat die Zusammensetzung einen entscheidenden Einfluss auf die Prozesse in den Sedimenten. Bezüglich der Herkunft unterscheidet man autochthone (eigenbürtige) und allochthone (fremdbürtige) Sedimente. Letztere können in Tagebauseen Mächtigkeiten bis zu mehreren Zehner Metern erreichen. Nach dem Substrat der Ablagerungen ist eine Differenzierung in klastische Sedimente, Eisenablagerungen und organogene Sedimente möglich.

Zu den klastischen Sedimenten gehören ursprünglich gewachsenes Material und Kippenmaterial. Hier ist zu beachten, dass es auch Jahrzehnte nach der Flutung noch zu Erosions- und Umlagerungsprozessen kommen kann. Ein Beispiel für allochthone klastische Sedimente stellen Kraftwerksaschen dar. Ihr Potential für den saueren Restsee liegt meist in einer neutralisierenden Wirkung.

Eisenablagerungen entstehen autochthon durch Eisenmineralausfällungen aus dem sauren Seewasser. Dieser Prozess hält solange an, wie eisenhaltiges Grundwasser in den See einströmt. Eine allochthone Quelle für Eisenablagerungen ist durch eingespülte Eisenhydroxidschlämme aus der Grubenwasseraufbereitung gegeben. Unter reduktiven Bedingungen kommt es zur Rücklösung der Eisenverbindungen im Sediment, welche einen Rücktransport von gelöstem reduziertem Eisen in die Wassersäule zur Folge haben kann.

In den Sedimenten saurer Tagebauseen ist organisches Material in Form von Kohlepartikeln meist reichlich vorhanden. Hinzu kommt rezent im See gebildete Biomasse, die wegen der niedrigen Primärproduktion in den Tagebauseen jedoch überwiegend gering ist. Weiterhin spielt in einigen Seen allochthon verbrachtes organisches Material wie Klärschlämme etc. eine Rolle. Der respirative Abbau von organischem Material führt zu reduktiven Bedingungen im Sediment, ein anzustrebender Zustand im Hinblick auf die Sulfatreduktion und Festlegung von Eisensulfiden. Die Art des organischen Materials entscheidet maßgeblich darüber, ob respirativer Abbau überhaupt möglich ist.

Tabelle 1: Systematisierung der Sedimente von Tagebauseen nach Herkunft und stofflichen Eigenschaften

Stoffliche Differenzierung der Sedimente	Herkunft der Sedimente	
	Autochthone (eigenbürtige)	Allochthone (fremdbürtige)
klastische Sedimente	entweder ursprüngliches gewachsenes Material, Kippenmaterial oder durch Erosion im Restsee umgelagertes geologisches Material	in die Tagebaue verbrachte Materialien, wie z. B. Kraftwerksaschen
Eisenablagerungen	aus dem sauren Restseewasser ausgefällte Eisenverbindungen, meist ohne Carbonat	eingespülte Eisenhydroxid-schlämme der Grubenwasser-aufbereitung, häufig mit Carbonatanteilen
organogene Sedimente	neu gebildetes organisches Material, wegen der niedrigen Primärproduktion in den Tagebauseen meist jedoch sehr gering, Überschwemmte Makrophytengürtel und Baumreihen, eingewehtes Laub u.a.	in die Tagebaurestlöcher verbrachtes organisches Material, wie z. B. Kohletrübe, Klärschlämme, Industrie-rückstände u.a.

Transportprozesse

Die hydrogeologischen Verhältnisse an der Grenze See/Sediment/Grundwasser sind von entscheidender Bedeutung für die Ausbildung von Konzentrationsprofilen im Porenwasser der Sedimente. In Tabelle 2 wurde eine Systematisierung dieser Verhältnisse auf der Grundlage von drei Faktoren vorgenommen:

Eine erste Gliederungsebene ist durch die Interaktion des Grundwasserleiters mit dem Porenwasser gegeben und wird der Einfachheit halber durch das Verhältnis der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit zwischen Grundwasserleiter und Sediment ausgedrückt:

- Befindet sich unter dem Sediment eine Schicht mit deutlich niedrigerer hydraulischer Leitfähigkeit als das Sediment (z.B. eine Tonschicht), kann man näherungsweise von einer geschlossenen Randbedingung ausgehen. Der Wasser- und Stoffaustausch zwischen Porenwasser und Grundwasser sind in diesem Fall minimal. Hier dürfte es sich aber eher um die Ausnahme handeln.
- Ist die hydraulische Leitfähigkeit des Grundwasserleiters deutlich größer als die des Seesediments, findet praktisch keine Rückwirkung vom Porenwasser auf die chemische Beschaffenheit des Grundwassers statt. Die chemische Randbedingung des Grundwassers kann näherungsweise als konstant angenommen werden.
- Liegt die hydraulische Leitfähigkeit des Grundwasserleiters in einem ähnlichen Bereich wie die des Seesediments, so beeinflussen sich beide Systeme gegenseitig. Es handelt sich um eine offene Randbedingung, bei der der Übergang vom Sediment zum Grundwasserleiter unscharf ist. Der Tiefenbereich, ab dem man modelltechnisch von einer konstanten Grundwasserbeschaffenheit ausgehen kann, ist demnach nicht bekannt. Für die Modellierung ist dieser Fall problematisch, da die chemische Beschaffenheit des Wassers an der unteren Grenze des Modells nicht als konstant vorausgesetzt werden kann.

Die Transportprozesse lassen sich nach dem Verhältnis zwischen Advektion und Diffusion unterscheiden. Dies wird durch die Peclet-Zahl charakterisiert:

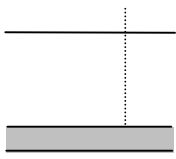
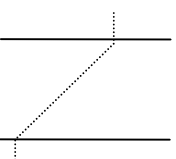
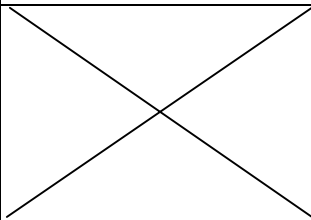
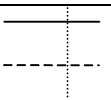
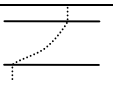
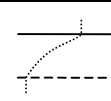
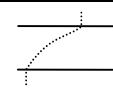
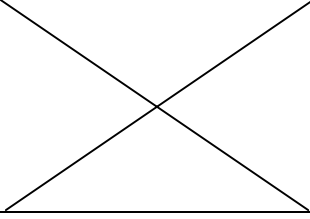
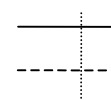
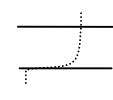
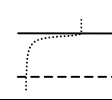
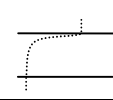
$$Pe = \frac{(v \cdot \Delta L)}{D} \quad (1)$$

mit Pe : Peclet-Zahl [-]
 v : Abstandsgeschwindigkeit [$L \cdot T^{-1}$]
 ΔL : Länge des modellierten Systems [L]
 D : Diffusionskoeffizient [$L^2 \cdot T^{-1}$]

Ein System mit einer kleinen Peclet-Zahl ist demnach diffusionsdominiert, während ein System mit einer großen Peclet-Zahl advektionsdominiert ist.

Für den Stofftransport an der Grenze See/Sediment/Grundwasserleiter ist auch die Richtung der Advektion entweder in den See (effluent) oder aus dem See in den Grundwasserleiter (influent) maßgebend.

Tabelle 2: Systematisierung nach Transportprozessen; dargestellt ist außerdem das Konzentrationsprofil eines konservativen Tracers im Fließgleichgewicht für die jeweiligen hydrogeologischen Bedingungen.

Transportprozesse	Interaktion mit dem Grundwasserleiter		
	$k_f (GW) \ll k_f (Sed.)$ geschlossene Randbedingung	$k_f (GW) \approx k_f (Sed.)$ offene Randbedingung	$k_f (GW) \gg k_f (Sed.)$ konstante Randbedingung
diffusiv ($Pe = 0$)		Es wird kein Fließgleichgewicht erreicht.	
advektiv und diffusiv ($Pe = 1$)		influent↓ 	influent↓ 
		effluent↑ 	effluent↑ 
advektionsdominiert ($Pe \gg 1$)		influent↓ 	influent↓ 
		effluent↑ 	effluent↑ 

Entsprechend der vorherrschenden Transportprozesse und der Interaktion des Porenwassers mit dem Grundwasser kommt es zur Ausbildung charakteristischer Konzentrationsprofile. Für konservative Tracer im Fließgleichgewicht ist dies in Tabelle 2 dargestellt. Zwei Fälle schließen sich aus. Bei geschlossener Randbedingung ist advektiver Stofftransport nicht möglich. Dies ist in der Tabelle durch die Kreuze symbolisiert. Ferner bereitet die offene

Randbedingung ($k_f(\text{GW}) \approx k_f(\text{Sed.})$) Probleme. Geht man idealerweise von einer konstanten Grundwasserrandbedingung in unendlicher Tiefe aus, so wird ein Fließgleichgewicht im Grunde nie erreicht. Für den advektiven Transport lassen sich allerdings, wie in Tabelle 2 dargestellt, Grenzzustände eines Fließgleichgewichts angeben. Unabhängig von der Tiefe der unteren Randbedingung wird das Sediment hier bei influenten Verhältnissen vom Seewasser und bei effluenten Verhältnissen vom Grundwasser dominiert. Für den rein diffusiven Stofftransport dagegen ist die Approximation eines Fließgleichgewichts ohne eine definierte Tiefe der unteren Randbedingung nicht möglich.

Für die Neutralisierung saurer Tagebauseen sind zwei Formen der hydrogeologischen Verhältnisse von Bedeutung. Zum einen ist dies der rein diffusive Stoffaustausch. Durch die Sulfatreduktion und Bildung von Eisen(II)sulfiden im Sediment kann es zu einem Nettostoffstrom von Sulfat in das Sediment kommen. Die Acidität im See wird dadurch verringert. Interessant ist zum zweiten der effluent advektive Stoffstrom vom Grundwasser in den See. Findet in diesem Fall eine Festlegung von Sulfat im Sediment in Form von Eisen(II)sulfiden statt, so verringern sich die Sulfatkonzentration und somit auch die Acidität des in den See einströmenden Wassers. Die durch Advektion getriebene influente Strömung in den Grundwasserleiter ist für die Neutralisationsprozesse im See weitgehend ohne Belang, da die Rückwirkung vom Sediment auf den See fehlt. Durch die Neutralisationsprozesse im Sediment wird dann bestenfalls das Grundwasser bevorteilt.

Wir erkennen bereits an dieser Stelle, dass zur Beschreibung der Wechselwirkungsprozesse zwischen dem Freiwasser und dem Sediment neben der Substratzusammensetzung detaillierte Kenntnisse zu den Strömungs- und Stoffaustauschprozessen erforderlich sind. Es ist davon auszugehen, dass weder die Sedimentzusammensetzung in den Tagebauseen, noch die Strömungs- und Austauschprozesse einheitlich sind.

Biologische Umsatzprozesse

Durch die vollständige Respiration wird organisches Material zu anorganischen Reaktionsprodukten oxidiert. Dieser Prozess ist für die Ausbildung eines reduktiven Milieus im Sediment verantwortlich. Als Oxidationsmittel kommen in sauren Tagebauseen prinzipiell Sauerstoff, Eisen(III) und Sulfat infrage. Die Energieausbeute der Respiration sinkt in der angegebenen Reihenfolge, weshalb sich räumlich und zeitlich meist typische Redoxsequenzen herausbilden. Eine entscheidende Größe ist die Respirationsrate, d.h. die umgesetzte Menge organisches Material pro Zeiteinheit sowie ihr Verhältnis zum diffusiven und advektiven Stoffstrom, der für die Nachlieferung von Oxidationsmitteln verantwortlich ist. Eine hohe Respirationsrate bei gleichzeitig geringer Nachlieferung der Oxidationsmittel führt zu stark reduzierenden Verhältnissen im Sediment mit Sulfatreduktion und ggf. sogar Methanbildung. Eine niedrige Respirationsrate bei gleichzeitig hoher Nachlieferung hingegen führt zu nur gering reduzierenden Verhältnissen. Die nachgelieferte Menge an Sauerstoff und Eisen(III) reicht in diesem Fall zur Oxidation des organischen Materials aus. Neben der Respirationsrate an sich muss auch ihre Tiefenverteilung im Sedimentprofil beachtet werden. Im Normalfall ist die Respiration auf die oberen Zentimeter des Sedimentprofils beschränkt. Durch Sedimentation begrabene organische Horizonte, in denen Respiration stattfindet, können allerdings zu Abweichungen von der „Norm“ führen.

Modellkonzept und Parametrisierung

Zur Veranschaulichung der Auswirkungen unterschiedlicher hydrogeologischer Randbedingungen auf die Prozesse im Sediment wurde der Stoffaustausch im Sediment exemplarisch unter drei verschiedenen Bedingungen modelliert. Die Modellierung erfolgte mit Hilfe des Programms PHREEQC (Parkhurst & Appelo 1999). Der Aufbau des Modells für die verschiedenen Randbedingungen ist schematisch in Abbildung 1 dargestellt. Im konkreten Fall setzt sich das Modell aus einem Seewasserpool, einem 30 cm langen Säulensystem, welches das Seesediment repräsentiert, und einem Grundwasserpool zusammen. Die Länge der einzelnen Boxen im Säulensystem wurde auf 2 cm festgesetzt. Seewasser und Grundwasserpool werden als zeitlich konstant angenommen. Für das Seewasser wird weiterhin ein CO_2 -Gleichgewicht mit der Atmosphäre sowie eine 10%ige Sauerstoffsättigung festgelegt. Für das Grundwasser wird nur das CO_2 -Gleichgewicht angenommen. Die chemische Beschaffenheit beider Wässer ist Tabelle 3 zu entnehmen. Die Seewasserdaten beruhen auf einer Stichtagsmessung vom 20.08.2000 im Hypolimnion des Tagebausees 111 (Plessa) (Herzprung pers. Mitteilung). Die Zusammensetzung des anaeroben Grundwassers für das Modell wurde aus den Seewasserdaten mit Hilfe einer

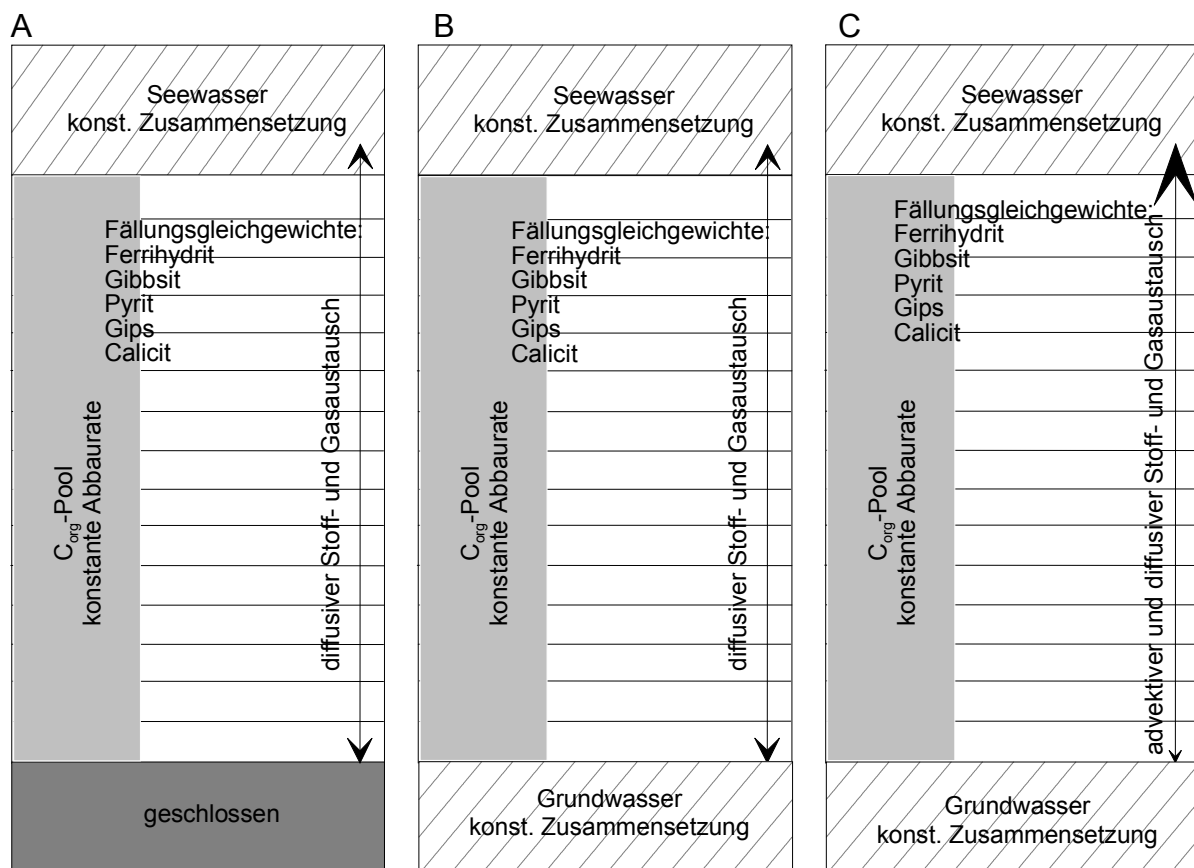


Abbildung 1: Modellaufbau zur Modellierung des Stofftransports im Sediment; A geschlossene untere Randbedingung, nur Diffusion; B konstante untere Randbedingung, nur Diffusion; C konstante untere Randbedingung; Advektion und Diffusion

künstlichen Redoxtitration in PHREEQC ermittelt. Dabei wurde ein Gleichgewicht des Wassers bezüglich Ferrihydrit zur reduktiven Rücklösung von Eisen(III) sowie ein

Gleichgewicht bezüglich Gibbsit zur Ausfällung von Aluminium bei steigendem pH angenommen. Die Anfangszusammensetzung des Porenwassers zu Beginn der Simulationen wurde der des Seewassers gleichgesetzt. Für den Sedimentbereich wird die Ausfällung von Ferrihydrit, Gibbsit, Pyrit, Gips und Calcit zugelassen. Tatsächlich spielt in den Modellierungen jedoch nur die Ausfällung von Gibbsit und Pyrit eine Rolle. Weiterhin wird die Verfügbarkeit von organischem Material über das gesamte Sedimentprofil angenommen. Seine Zusammensetzung ist durch die Redfield-Stöchiometrie gegeben ($C_{1,000}H_{2,028}O_{1,038}(NH_4)_{0,151}P_{0,009}$). Die Größe des Pools wird als nicht limitierend angenommen. Der Abbau erfolgt mit einer konstanten Rate von $5 \times 10^{-10} \text{ mol l}^{-1} \text{ s}^{-1}$.

Es wurden drei verschiedene hydrogeologische Verhältnisse modelliert (Abb. 1). Fall A stellt ein nach unten hin geschlossenes System dar. Der Stoffaustausch zwischen Freiwasser und Sediment erfolgt nur durch Diffusion. Der Diffusionskoeffizient wurde auf $1 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ gesetzt. Fall B repräsentiert ein offenes System mit konstanter Grundwasserbeschaffenheit. Auch hier erfolgt der Stoffaustausch nur durch Diffusion. Der Diffusionskoeffizient von Fall A wurde beibehalten. Das Modellsystem im Fall C ist zum Grundwasser ebenfalls offen. Hier wurde zusätzlich zur Diffusion auch die Advektion berücksichtigt. Es wurde der gleiche Diffusionskoeffizient wie in Fall A und B angenommen. Die Advektionsgeschwindigkeit

Tabelle 3: Wasserbeschaffenheit des Seewassers und des Grundwassers wie in der Modellierung angenommen (Daten Seewasser: Herzsprung, pers. Mitteilung).

Kennwert	Maßeinheit	Seewasser	Grundwasser
Temperatur	°C	9,0	9,0
pH		2,5	6,1
pe		19,3	2,6
Natrium	mg l ⁻¹	6,4	6,4
Kalium	mg l ⁻¹	2,4	2,4
Magnesium	mg l ⁻¹	26,7	26,7
Calcium	mg l ⁻¹	202	202
Aluminium	mg l ⁻¹	33,4	0
Eisen	mg l ⁻¹	136	432
Mangan	mg l ⁻¹	2,7	2,7
Zink	mg l ⁻¹	0,9	0,9
Sulfat	mg l ⁻¹	1250	1250
Phosphat-P	mg l ⁻¹	0,006	0,006
Nitrat-N	mg l ⁻¹	0,3	0
Ammonium-N	mg l ⁻¹	2,6	2,6
Sauerstoff	atm	0,021	0,000
		(10 % Sättigung)	
Kohlenstoffdioxid	atm	3×10^{-4}	3×10^{-4}

beträgt $7,7 \times 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ (ca. $7 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Das Verhältnis der Advektion zur Diffusion wird durch eine Peclet-Zahl von 23 beschrieben. Der Simulationszeitraum wurde einheitlich auf 3000 Tage festgelegt. In allen Fällen hatte sich bis dahin ein Fließgleichgewicht im Profil eingestellt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Simulationen für den Fall A, ein nach unten hin abgeschlossenes Modellsystem mit rein diffusivem Stofftransport, sind in Abbildung 2 dargestellt. Für die gewählte Parametrisierung der Respirationsrate und des Diffusionskoeffizienten ergibt sich eine charakteristische Abfolge der Redoxreaktionen mit der Tiefe. Sauerstoff ist nur in den obersten Zentimetern verfügbar, welches durch den stark abfallenden pe-Wert in diesem Bereich deutlich wird. Auch Eisen(III) ist bis zu einer Tiefe von 5 cm völlig reduziert. In dieser Tiefe setzt die Sulfatreduktion ein. Dies führt zu einer Verringerung der Acidität des Porenwassers und demzufolge zu einem auf pH 6 ansteigenden pH-Wert ab 10 cm Tiefe. Pyritbildung findet nahezu ausschließlich im Tiefenbereich zwischen 5 und 10 cm statt. Dies ist der Überlappungsbereich der Eisen(III)- und Sulfatreduktionszone. Nur hier liegen also Eisen(II) und Sulfid nebeneinander vor und können in Form von Eisensulfiden festgelegt werden. Der Sulfatgradient mit hohen Konzentrationen an der Oberfläche und auf etwa ein Zehntel reduzierten Konzentrationen am unteren Ende des Profils zeigt einen deutlichen Stoffstrom von Sulfat in das Sediment an. Die gewählten Modellbedingungen begünstigen demnach die Elimination von Sulfat aus dem See und damit die Verringerung der Acidität.

Die Modellrechnungen für den Fall B, in dem die untere Grenze geöffnet wurde und eine konstante Grundwasserbeschaffenheit angenommen wurde, sind in Abbildung 3 dargestellt. Im Vergleich zu Fall A ergibt sich ein etwas verändertes Bild. Zunächst jedoch ist auch in diesem Fall Sauerstoff nur in den obersten Zentimetern verfügbar und auch die Eisen(III)-Reduktion ist auf den Bereich bis 5 cm beschränkt. Im restlichen Teil des Profils findet

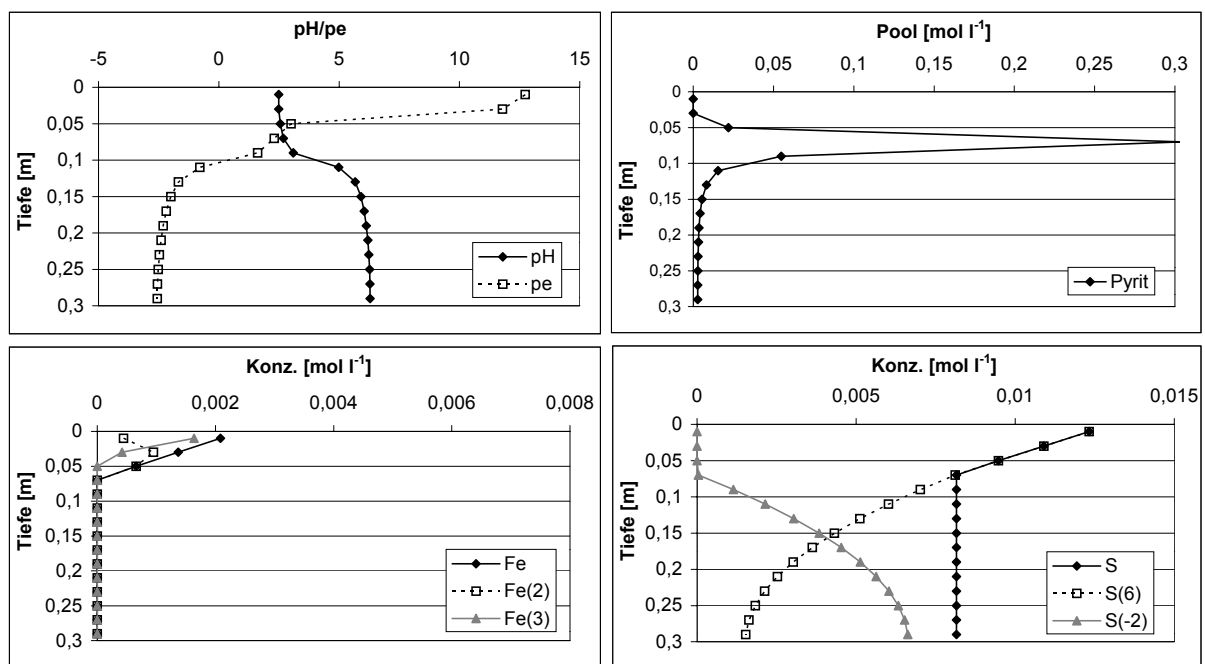


Abbildung 2: Ergebnisse der Simulationen für Fall A: geschlossene untere Randbedingung, nur Diffusion

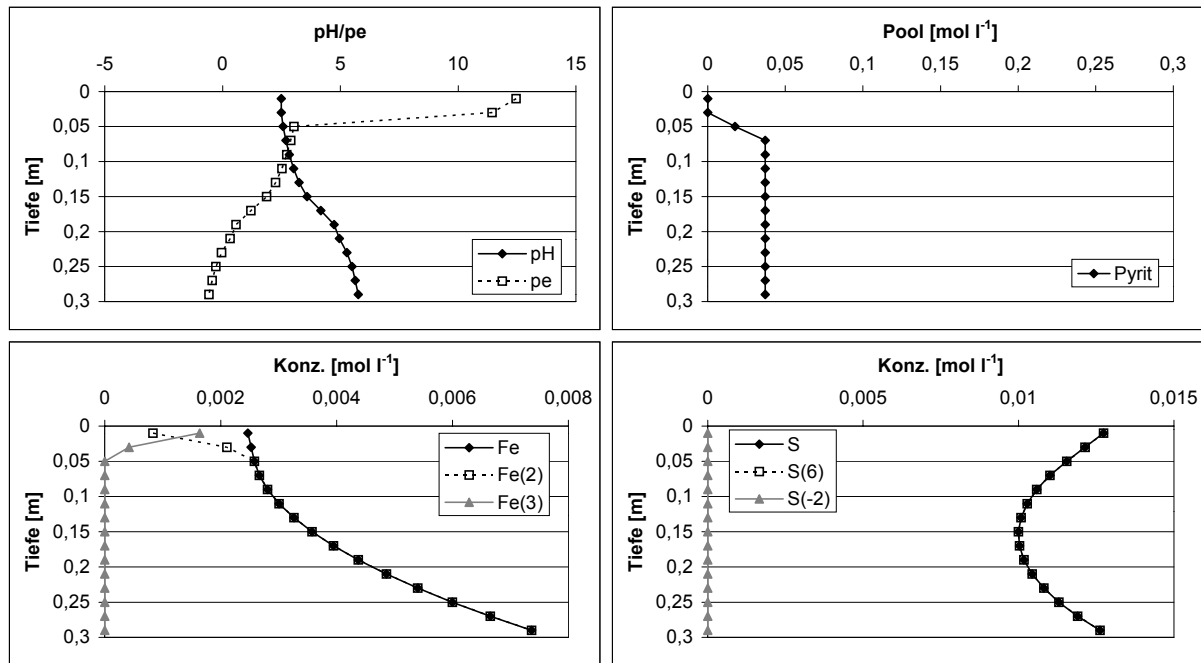


Abbildung 3: Ergebnisse der Simulationen für Fall B: konstante untere Randbedingung, nur Diffusion

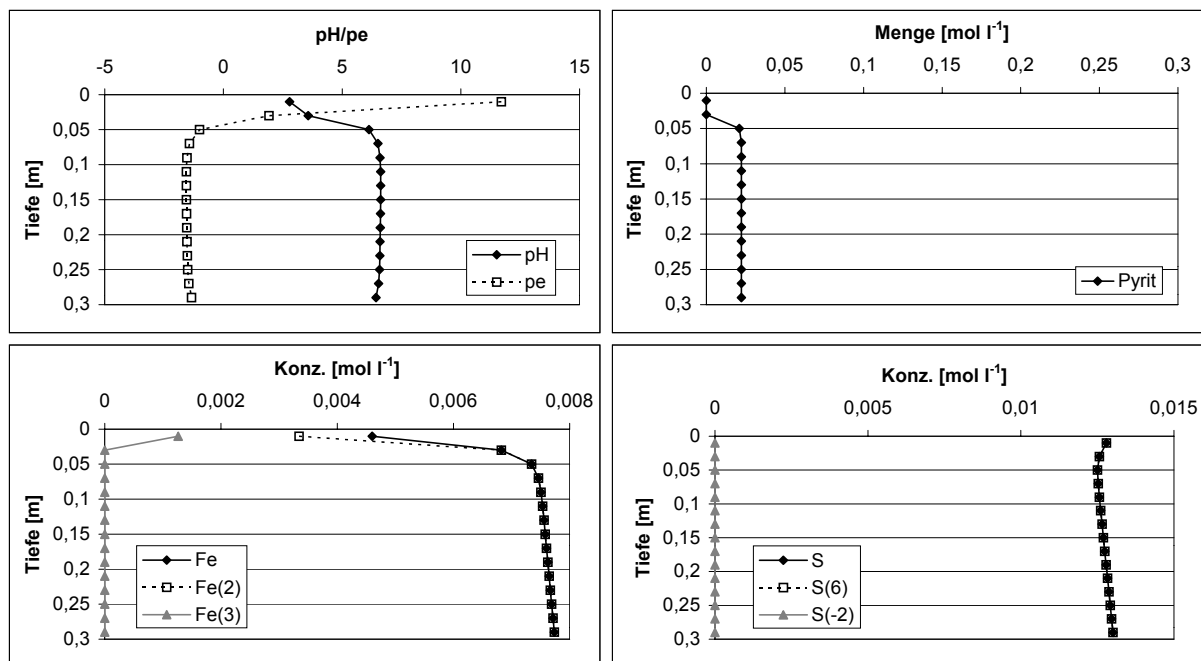


Abbildung 4: Ergebnisse der Simulationen für Fall C: konstante untere Randbedingung, Advektion und Diffusion

Sulfatreduktion statt. Wegen der hohen Fe(II)-Konzentrationen, die auf Diffusion aus dem Grundwasser zurückzuführen sind, ist Eisen(II) nun aber im Vergleich zu dem geschlossenen System in Fall A für die Ausfällung von Eisensulfiden nicht mehr limitierend. Im gesamten

unteren Teil des Profils kommt es also zur Pyritbildung. Durch die Öffnung der unteren Randbedingung bildet sich nun für Sulfat ein Profil mit einem durch die Sulfatreduktion hervorgerufenen Minimum in der Mitte aus. Aus dem See sowie aus dem Grundwasser findet ein Nettostrom von Sulfat in das Sediment statt.

Die Modellergebnisse für den Fall C, in dem auch Advektion von Grundwasser durch das Sediment berücksichtigt wurde, ähneln den Ergebnissen des Falls B ohne Advektion. Nur kommt es nun, wie dies in Tabelle 2 schon für einen idealen Tracer symbolisiert wurde, zur Verzerrung der Porenwasserprofile. Die chemische Beschaffenheit des Grundwassers dominiert das Profil. In Analogie zu Fall B findet auch hier im gesamten unteren Profilbereich Sulfatreduktion statt. Auf die Sulfatkonzentrationen hat dies für die gegebene Modellparametrisierung allerdings nur geringe Auswirkungen. Durch die ständige Nachlieferung frischen Grundwassers mit hohen Konzentrationen ist die Reduktion kaum wirksam und führt zu keiner wesentlichen Verringerung der Acidität des in den See einströmenden Grundwassers.

In den diskutierten Modellvarianten wird von einer festen räumlichen Konstellation ausgegangen. Insbesondere in den jungen Tagebauseen finden aber noch intensive Sedimentbildungsprozesse, z.B. durch Eisenausfällung aus dem sauren Wasser, statt. Die rezente Sedimentgenese führt zu einer weiteren Variation der Porenwasserprofile.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Die oben dargestellten Betrachtungen zur Systematisierung der in den Sedimenten saurer Tagebauseen stattfindenden Prozesse sowie die exemplarischen Modellrechnungen machen deutlich, dass das Prozessgeschehen im Sediment durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst wird. Diese Faktoren bestimmen, ob und mit welcher Rate Sulfatreduktion und die Festlegung in Form von Eisensulfiden im Sediment stattfinden kann. Um die Neutralisationsleistung der Sedimente für einen See abschätzen zu können, müssen umfassende und flächendeckende Informationen zu den Sedimenten zur Verfügung stehen. Die hydrogeologischen Verhältnisse im nahen Umfeld des Sees sollten gut bekannt sein. Die kleinräumigen hydraulischen Wechselwirkungen zwischen Grundwasser und See spielen dabei eine besondere Rolle. Diese müssen ggf. durch gesonderte Untersuchungen (Piezometer, Infiltrimeter) ermittelt werden. Weiterhin sollten Sediment- und Porenwasserprofile in einem Umfang vorliegen, die eine Einschätzung der räumlichen Heterogenität der Seesedimente gestatten.

Danksagung

Die Untersuchungen werden durch das BMBF und die LMBV im Projektverbund „Biogene Alkalinisierung“ (FKZ: BMBF-FKZ 0339746, LMBV- Best.-Nr. 45016514) gefördert. Für die Unterstützung sei herzlich gedankt. Ferner gilt unser Dank Herrn Dr. Herzsprung (UFZ Magdeburg) für die Überlassung der Daten zur Seewasserbeschaffenheit des Tagebausees 111 (Plessa).

Literatur

- Parkhurst, D.L. & C.A.J. Appelo, 1999. Users's Guide to PHREEQC (Version 2). Water-Resources Investigations Report 99-4259, Denver: 312 pp.
- Peine, A. & S. Peiffer, 1998. Neutralisierungsprozesse in Sedimenten saurer Restseen des Braunkohletagebaus. *Wasserkalender* 33: 48-72.

Eigenentwicklung von Fließgewässern in den ehemaligen Braunkohletagebauegebieten der Niederlausitz

Michael Mutz, Jeanette Schließ, Dieter Leßmann & Remo Ender

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation
Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: m.mutz@limno-tu-cottbus.de

Abstract

In the 740 km² of former opencast mines special environmental constraints affect the development and nature of streams. Due to the man-made relief and groundwater level, most streams are segments in lake-chains with moderate hydrological regime. Neutralised and acidic iron-rich mine water affect the bed sediments, cause special plant colonisation and disturb the decay of coarse organic matter. These factors have controlling influence over the channel pattern in the sand-bed streams. Various channel patterns can result from undirected development in non-cohesive virgin soils and varying valley morphology. Scenarios for the potential outcome of undirected stream development under the special environmental constraints are given.

Einleitung

Im Verlauf des letzten Jahrhunderts wurde in der Niederlausitz intensive Braunkohleförderung betrieben, seit 1920 in Großtagebauen durch den Einsatz von Förderbrücken. Um die bis zu 80 m unterhalb der Erdoberfläche vorkommende Kohle abzubauen wurde der Grundwasserspiegel bis unterhalb der Flöze abgesenkt und der darüber befindliche Abraum umgelagert. Bis 1992 ist insgesamt eine Fläche von 740 km² abgetragen und in der Folge des Bergbaus neu gestaltet worden. Das Abpumpen des Grundwassers verursachte eine zusammenhängende Grundwasserabsenkung von 1 bis 70 m unter dem Normalniveau, die sich über eine Fläche von 2100 km² erstreckte. Das Wasserdefizit beinhaltete 13×10^9 m³, davon 9×10^9 m³ für statisches Grundwasser und 4×10^9 m³ zur Auffüllung der Tagebau-Restlöcher, welche sich zu Tagebauseen entwickeln (Arnold und Kuhlmann 1993). Nach der deutschen Wiedervereinigung wurde der Braunkohletagebau beträchtlich reduziert, so dass es heute nur noch fünf aktive Tagebaue in der Niederlausitz gibt. Die Sanierung und Neugestaltung der Landschaft sind nun zu einem Hauptanliegen des Bergbaus geworden. Grundlegend für den Restaurierungsprozess ist die Wiederherstellung des natürlichen Wasserhaushalts, welcher durch aktive Flutung des Gebiets im Wesentlichen mit Wasser aus den Flüssen Spree und Schwarze Elster (Luckner et al. 1995) unterstützt wird. Voraussichtlich wird ein ausgeglichener Wasserhaushalt zwischen 2020 und 2030 erreicht werden. Die Bergbaufolgelandschaft und besonders die ehemaligen Tagebaugruben werden dann durch große Seen und zahlreiche flache Wasserkörper geprägt sein, die durch kleine Fließgewässer verbunden sind (Mutz 1998).

Eines der Ziele der gegenwärtigen Gestaltung der Landschaft ist die Wiederherstellung natürlicher und nachhaltiger Fließgewässer. Dazu müssen realistische Szenarien für deren potentielle Entwicklung aufgezeigt und realisierbare Leitbilder entwickelt werden. Solche Szenarien für die Bergbaufolgelandschaft zu erstellen ist schwierig, weil die Entwicklung der

Fließgewässer von zahlreichen Rahmenbedingungen gesteuert wird. Einige dieser Rahmenbedingungen ergeben sich aus den Anforderungen der Wasserwirtschaft, wie z. B. einer Kontrolle des Grundwasserspiegels in den ehemaligen Tagebauegebieten oder der Regulierung des Oberflächenwassers in der gesamten Region. Darüber hinaus ergeben sich aber auch weitere Rahmenbedingungen aus den extremen und unnatürlichen, aber unveränderlichen Umweltbedingungen in der künstlich geschaffenen Bergbaufolgelandschaft. Die künftigen Fließgewässer werden vielfach in den ungefähr 5000 ha als naturnahe Flächen ausgewiesenen Gebieten verlaufen, in welchen sich die Natur weitgehend ungesteuert entwickeln soll. Der Ablauf und das Resultat einer un gelenkten Fließgewässer-Entwicklung unter den speziellen Umweltbedingungen der Bergbaufolgelandschaft sind unsicher.

Die Ziele des Artikels sind erstens, die wichtigsten Wirkungsketten und Prozesse aufzuzeigen, welche die Gewässerbettentwicklung beeinflussen, und zweitens, wahrscheinliche Szenarien für das Resultat einer Gewässer-Eigenentwicklung nach dem aktuellen Kenntnisstand zu geben.

Rahmenbedingungen der Bachbettentwicklung

Der Charakter eines Fließgewässers wird durch geomorphologische, hydrologische und hydrochemische Faktoren sowie insbesondere in sandgeprägten Fließgewässern zusätzlich durch die Ufervegetation bestimmt. Innerhalb der ehemaligen Grenzen der Tagebaue, wo tertiärer Abraum an der Erdoberfläche deponiert wurde, unterscheiden sich diese Faktoren erheblich vom natürlichen vorbergbaulichen Zustand. Die Fließgewässerentwicklung erfolgt daher dort unter besonderen Rahmenbedingungen.

Wasserchemie und Bettsedimente

Innerhalb des ehemaligen Tagebauegebiets besteht der Untergrund aus nicht kohäsiven fein- bis mittelkörnigen Sanden mit einem Schwefelgehalt von 4 bis 5 % und geringem Säure-Neutralisierungsvermögen. In den Bergbauhalden bedingt die Oxidation von Pyrit und Markasit eine hohe Acidität und hohe Eisen- und Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser. In der Folge hat das in die Gewässer exfiltrierende Wasser sehr niedrige pH-Werte. Gemäß der Herkunft des Wassers können die Fließgewässer in der Bergbaufolgelandschaft in solche mit unbeeinflusstem neutralem Wasser, i.d.R. aus dem oberhalb gelegenen Einzugsgebiet stammend, solche mit neutralisiertem Grubenwasser und in Gewässer mit geogen saurem Wasser kategorisiert werden (Abb. 1). Da die hydrologischen Modelle, welche die künftigen Grundwasserstände vorhersagen, insbesondere bei oberflächennahem Grundwasserspiegel beachtliche Unsicherheiten haben, kann der relative Anteil der drei Wässer für einzelne Fließgewässer nur ungenau vorhergesagt werden. Die relative Häufigkeit der chemischen Fließgewässerkategorien in der Bergbaufolgelandschaft ist daher unbekannt. Aufgrund der großen Ausdehnung der Tagebauhalden kann allerdings davon ausgegangen werden, dass geogen saures Wasser häufig vorkommen wird.

Neutralisiertes sowie unbehandeltes Grubenwasser verursachen eine starke Eisenoxhydroxid-Deposition und extrem eisenhaltige Gewässerbettsedimente. Gemessene Depositionsraten in Fließgewässern mit saurem unbehandeltem Grubenwasser reichen von 0,9 bis 4,9 g·m⁻²·d⁻¹ (Siefert & Mutz 2001). Bis zu 35 % dieses Materials war elementares Eisen.

Tabelle 1: Chemische Parameter der drei wichtigsten Wässer in Fließgewässern der Bergbaufolgelandschaft. Die Daten sind Mittelwerte und die Spannbreite von Probestellen in den Tagebauegebieten Schlabendorf und Koyne/Plessa im Frühjahr und Sommer 1996. Unbeeinflusst = Wasser aus Einzugsgebieten oberhalb der Tagebaue; neutralisiert = Wasser aus Grubenwasser-Reinigungsanlagen; geogen sauer = durch ehemalige Halden filtrierte Wasser oder Abfluss aus nicht-neutralisierten Tagebauseen. LF = elektrische Leitfähigkeit; TDFe = Eisen gesamt gelöst; DIP = Orthophosphat; TP = Gesamtphosphor; n = Anzahl der Probenahmen. GW= Grundwasser

Kategorie	Unbeeinflusst	Neutralisiert	Geogen sauer
Wasserquelle	Natürliches Einzugsgebiet	Grubenwasser-Reinigungsanlage	Tagebausee oder exfiltrierendes GW
pH	6,5 (6,1 – 6,9)	6,8 (3,7 – 7,8)	3 (2,5 – 4,7)
LF [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]	318 (236 – 360)	713 (134 – 1289)	1264 (314 – 2750)
TDFe [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,6 (0,28 – 0,91)	2,4 (0,12 – 47,1)	25,1 (1,97 – 126)
SO₄ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	242 (67 – 535)	293 (67 – 583)	537 (78 – 1372)
HCO₃ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,79 (0,45 – 1,1)	1,79 (0,1 – 3,04)	0
NO₃-N [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	1,27 (0,17 – 3,26)	0,86 (0,03 – 2,98)	0,65 (0,05 – 1,91)
NH₄-N [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,08 (0,01 – 0,17)	0,17 (0,01 – 0,7)	1,99 (0,32 – 9,2)
DIP [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	12 (3 – 72)	7 (0,6 – 45)	2 (0,1 – 7)
TP [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	62 (19 – 121)	34 (3 – 138)	11 (4 – 30)
n	6	46	17

Hydrologie

Das Wasserdargebot aus den Tagebauegebieten ist ungewiss. So kann es episodisch zu starkem Oberflächenabfluss von unkultivierten Kippen kommen, da die Oberböden verhärtet und hydrophob sind (Rolland et al. eingereicht). Es ist unklar, ob dadurch künftig in Gebieten auch kleine periodische Fließgewässer mit flutartigem Regime und starker Sedimentfracht entstehen werden.

Die ansonsten hohe Durchlässigkeit der Sandböden und ein Grundwasserspiegel, der zumeist tief unter der Oberfläche liegt, resultieren in einer geringen Dichte perennierender Fließgewässer. Die auf den ehemaligen Kippen geplanten dauerhaft fließenden Gewässer verbinden die oberhalb des Tagebauegebiets gelegenen Einzugsgebiete mit den unterhalb gelegenen Wasserläufen und Flüssen. Der Verlauf dieser Gewässerstrecken wurde so angepasst, dass sie die tiefstgelegenen Bereiche der anthropogenen Landschaft verbinden. Lokale Tiefstellen werden sich zum Teil mit ansteigendem Grundwasser füllen und flache Seen oder ausgedehnte Feuchtgebiete bilden. Die geplanten Gewässerstrecken müssen die kleineren und größeren Tagebauseen sowie entstehende Feuchtgebiete mit der natürlichen Vorflut verbinden, um eine Kontrolle von See- und Grundwasserspiegel zu ermöglichen. Die so entstehenden Seenkette bestehen oft zu über 50% ihrer Gesamtlänge aus Standgewässern. Für die Fließstrecken dieser Seenkette nehmen wir ein ähnlich moderates Regime wie in Referenzgewässern der Region an.

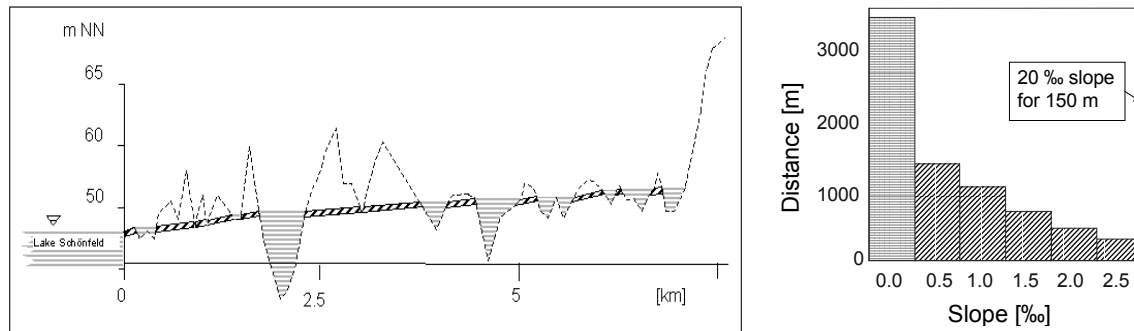


Abbildung 1a (links): Längsprofil der Kleptna (im Bereich des ehemaligen Tagebaus *Seese West*, Lausitz). Gepunktete Linie = Geländere Relief, horizontales Muster = Tagebauseen, diagonales Muster = Fließgewässerabschnitte, mNN = Meter über Meereshöhe (Quelle: LMBV, verändert).

Abbildung 1b (rechts): Verteilung des Wasserspiegelgefälles der Kleptna im Bereich des ehemaligen Tagebaus *Seese West*. Horizontales Muster = Fließstrecke durch die 13 Standgewässer, diagonales Muster = Gefälle von 11 verbindenden Fließgewässerabschnitten.

Tal- und Gerinnemorphologie

Das Bodenmaterial sind überwiegend nicht kohäsive Sande einheitlicher Korngröße. Die Topografie und damit auch die Talform und das Talgefälle wurden durch großtechnische Massenumlagerung geformt, wobei technische Aspekte wie der minimale Massentransport und die maximal mögliche Stabilität der geschütteten Sande im Vordergrund standen. Das Relief besteht überwiegend aus großen ebenen Flächen mit gleichförmiger relativ geringer Hangneigung. Es kann aber auch zu relativ starken Unregelmäßigkeiten im Relief kommen, wo solche gleichmäßigen Gebiete miteinander verbunden sind. Die im Zuge der Landschaftsneugestaltung entstandenen Talformen sind vorwiegend weit und flach. Wo große Grundwasserflurabstände erreicht werden, z.B. bei lokalen Geländeerhöhungen, die durchbrochen werden sollen, oder bei Fließstrecken vor großen Tagebauseen, entstehen jedoch enge, tiefe Täler, um den Grundwasserkontakt dieser Strecken zu sichern, ohne allzu große Massen zu verlagern. Daraus resultierend kann die Talform und das Talgefälle im Verlauf eines Fließgewässers beträchtlich variieren (Abb. 1b).

Ca. 15 % der Flächen sind als sogenannte Renaturierungsflächen ausgewiesen, in denen keine Bewirtschaftung der Landschaft vorgesehen ist. Hier könnten sich die Gewässer mit Ausnahme von Fixpunkten wie Wegquerungen weitgehend ungelenkt auf der Talsohle entwickeln. Allerdings werden die Gerinne oft im Zuge der Landschaftssanierung vorgeformt. Sinnvoll auf das Leitbild naturnaher Tieflandbäche ausgerichtete Richtlinien zur Gerinnegestaltung sind eine geringe Eintiefung und flache Ufer. Die bordvolle Abflusskapazität sollte zumindest in Renaturierungsflächen gering angesetzt werden, z.B. 2 mal der mittlere Abfluss. Dadurch würde ein häufiges Überfluten der Ufer und eine anfänglich dynamische morphologische Entwicklung einer nachhaltigen Gerinnemorphologie gefördert. Das dabei auftretende Geschiebe erscheint unkritisch, da die zahlreichen Standgewässer als natürliche Geschiebesenken fungieren. Bei einigen Fließstrecken, wie z. B. an der Grenze zwischen Abbauebene und oberhalb gelegener gewachsener Landschaft, ist das Geländegefälle für eine ungerichtete Entwicklung der Gewässer deutlich zu steil. Hier müssen

technische Lösungen, wie lange Gleiten aus Blöcken und Kies die Gewässer in der unnatürliche Topographie stabilisieren.

Vegetation und Abbau von organischem Material

Insbesondere bei den sandgeprägten Fließgewässern hat die Vegetation einen großen Einfluss auf die Gewässermorphologie (Hupp 1999, Mutz et al. 2001). In und an den Gewässern der Bergbaufolgelandschaft wird die Vegetation überwiegend durch die Chemie des Wassers und das geringe Wasserspeichervermögen der Uferböden bestimmt. Ersteres limitiert die Besiedlung mit aquatischen Makrophyten, letzteres bedingt eine an trockene Böden angepasste Ufervegetation.

In den sauren Gewässern (pH 2,5 – 3,6) ist der Pflanzenbewuchs stark eingeschränkt. Die Zwiebelbinse (*Juncus bulbosus*) ist die einzige submerse aquatische Pflanze, die bei Leitfähigkeitswerten über 1,5 mS wächst. Bei ausreichend Sonnenlicht kann sie 50 – 350 g Trockenmasse m⁻² a⁻² produzieren (Chabbi et al. 2001). Wenn die Nährstoffversorgung, insbesondere mit Phosphor, ausreichend ist, wächst ebenso Schilf (*Phragmites australis*), welches 200 – 1600 g Trockenmasse m⁻² a⁻² produzieren kann (Pietsch et al. 1998). Die Bestände beider Pflanzen neigen dazu, vom Gewässerrand in die Gewässer einzuwachsen. Dadurch werden häufig in den unbeschatteten Tagebau-Fließgewässern die ufernahen Teile des Gewässerquerschnittes blockiert und der Stromstrich zu einer schmalen Rinne in der Mitte des Gewässerquerschnitts gedrängt. Es kann aber auch zu einer vollständigen Verkrautung des gesamten Gewässerquerschnitts durch *Juncus bulbosus* kommen.

Die Ufervegetation zeigt einen scharfen Übergang landseitig der Uferlinie. Dies entspricht dem scharfen Gradienten der Bodenfeuchtigkeit, der durch die geringe Wasserspeicherkapazität des Sandbodens verursacht wird. Auf der Wasserseite der Uferlinie können *Juncus effesus* und *Juncus conglomeratus* Horste bilden. Landseits indiziert das Wachstum von *Molinia caerulea* ein Austrocknen des Oberbodens innerhalb weniger Dezimeter Entfernung von der Uferlinie. Grasvegetation, die für aride Habitate typisch ist, wie *Calamagrostis epigejos*, zeigt die Entkopplung von Land und Wasser innerhalb geringer Distanz zur Uferlinie. Dementsprechend werden Uferböschungen schon nach wenigen Jahren ungerichteter Entwicklung von Sandbirke (*Betula pendula*) und im geringeren Maße von Kiefer (*Pinus sylvestris*) besiedelt. Wo Bäume die Fließgewässer vollständig beschatten, wachsen keine aquatischen Makrophyten und auch auf dem Ufer nur eine spärliche Grasvegetation.

Die Makrophyten und Bäume tragen grobpartikuläres organisches Material (z.B. Falllaub) in die Fließgewässer ein. Versuche mit der "Litterbag"-Methode zeigten, dass der Abbau dieses Materials in den sauren Fließgewässern nur gering ist. Makroinvertebraten, die Blätter oder Makrophytenreste zerkleinern, fehlen vollständig (Mutz et al. 2000). Blätter hatten auch nach 11 Monaten Exposition keine sichtbaren Spuren einer Zerkleinerung oder Dekompostierung, und der Verlust der organischen Substanz durch Herauslösen aus der Blattmatrix betrug ca. 40% (Abb. 2). Abgestorbene Zwiebelbinsen werden ebenfalls kaum abgebaut und auf dem toten Pflanzenmaterial wurde starkes Wachstum von Zwiebelbinsen beobachtet (A. Chabbi unveröffentlicht). In Verbindung mit der starken Ockerdeposition entstehen so spezifische Fließgewässersedimente aus losem nicht-zersetztem Pflanzenmaterial und eisenreichen Ablagerungen.

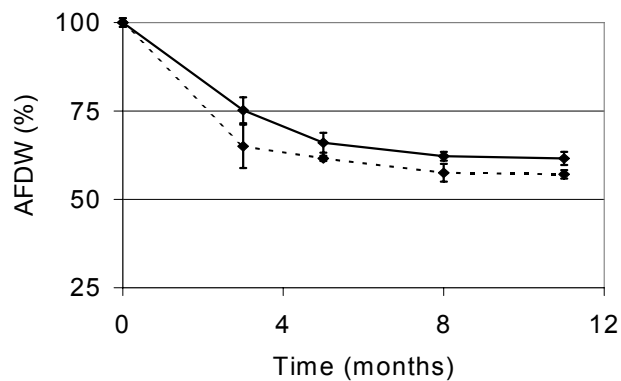


Abbildung 2: Masseverlust von Birkenlaub (*Betula pendula*) in Bergbaugewässern. AFDW = aschfreies Trockengewicht. Geschlossene Linie = Flossgraben, pH 2.8, unterbrochene Linie = Tagebausee RL 108, pH 2.8 – 3.1.

Dort, wo Blätter akkumulieren, kann es zu einer lokalen Aufhöhung der Sohle und einer partiellen Blockade des Abflussquerschnitts kommen. Dies wird durch Totholz, das in späten Stadien von den Ufergehölzen ins Gewässer gelangt, noch verstärkt werden. Die Entstehung breiter und flacher Gerinne mit großer struktureller Vielfalt scheint in beschatteten Fließgewässern aufgrund der dynamischen partiellen Blockaden des Gerinnes und der leicht erodierbaren Uferböschungen wahrscheinlich.

Szenarien

Die Gerinneformen, welche aus der un gelenkten Fließgewässerentwicklung unter den oben erläuterten Rahmenbedingungen resultieren, können grob abgeschätzt werden. Die Grundlagen hierfür sind die Kenntnisse der allgemeinen morphologischen Gegebenheiten sandgeprägter Fließgewässer (Rosgen 1994), der Morphologie örtlicher Referenzgewässer (Mutz et al. 2001) und Beobachtungen an Fließgewässern ehemaliger Tagebauebenen mit bereits ausgeglichenem Wasserhaushalt und bestehenden Gewässern. Diese Schätzungen sind allerdings noch immer mit Unsicherheiten behaftet, da viele Faktoren, wie örtliche Sedimentfracht oder das hydrologische Regime, derzeit unbekannt sind. Die folgenden generellen Szenarien kleiner Bergbau-Fließgewässer scheinen wahrscheinlich.

Saure Fließgewässer in Feuchtgebieten

In sehr breiten flachen Tälern mit schwachem Talgefälle ($\ll 1\text{‰}$) und grundwassernahem oder teilweise überschwemmtem Talgrund wird Schilfröhricht siedeln. Bäume können auf den nassen, zeitweilig mit saurem Wasser überschwemmten Talböden nicht wachsen. Gelegentlich können Moorbirken (*Betula pubescens*) an den Talrändern oder auf lokalen Erhöhungen des Talbodens aufkommen. Da der pflanzliche Detritus zumindest in den dauerhaft nassen Bereichen nicht vollständig abgebaut werden kann, wird sich am Talgrund ein mooriger, eisenreicher Boden entwickeln. Die Bäche werden sich in diesen Tälern zu verzweigten Gerinnen mit geringer Sohlentiefe und geringer Tiefenvarianz entwickeln. Die einzelnen Gerinnearme werden ein verhältnismäßig kleines Breiten-Tiefen-Verhältnis haben. Dort, wo die Gerinne sehr breit sind, und das Röhricht die Gewässersohle nicht vollständig beschatten kann, werden Zwiebelbinse (*Juncus bulbosus*) und Torfmoos (*Sphagnum*

squarrosum) wachsen und die eisenreichen Fließgewässersedimente mit partikulärem organischem Material anreichern. Diese Fließgewässer werden nur eine geringe morphologische Dynamik haben. Solche Gewässer werden sich auch im Rückstaubereich von Seezuflüssen entwickeln, falls das dortige Tal weit genug ist.

Saure Waldbäche

In breiten Tälern mit einem Gefälle unter 2‰ werden sich Bäche mit geringer bis mäßiger Laufkrümmung, Längsbänken und Riffle-Pool-Sequenzen entwickeln. Die Gewässersohle wird mäßig eingetieft sein. Die trockenen Ufer werden von Birke und Kiefer sowie in späteren Sukzessionsstadien (ungefähr nach 5 oder 10 Jahrzehnten) zunehmend von Eiche besiedelt sein. Da die Breite der zumeist kleinen Bäche gering ist, werden die Ufergehölze das Bachbett vollständig beschatten. Makrophyten wachsen nur, wo Sturzbäume oder stehendes Totholz temporäre Lücken in der Gehölzvegetation verursachen. Die Gewässerentwicklung wird maßgeblich von dem in das Gewässer eingetragenen Fall- und Sturzholz bestimmt. Da die Gewässer in der Regel sehr abflussschwach sind, wird das Fallholz relativ gleichmäßig auf der gesamten Gewässersohle verteilt. Nur selten werden sich Totholzdämme bilden, allerdings kann es beim Einstürzen von Stämmen und insbesondere Baumkronen zu einer nennenswerten Blockierung des Abflusses und deutlicher Ufererosion kommen. Das auf der Sohle liegende Holz verursacht Sekundärströmung, lokale Unterspülungen und insgesamt eine für Tieflandbäche große Strömungsdiversität. Dadurch werden zahlreiche morphologische Sekundärstrukturen wie Tiefstellen und Bänke auf der Gewässersohle ausgelöst. Die strömungsberuhigten Stellen werden von Eisenocker bedeckt sein, aber dort, wo die Schubspannung erhöht ist, bilden verockerte Sande die Sohle. An Holz assoziiert werden vorwiegend in Ufernähe dauerhafte verockerte Laubansammlungen auftreten. Dort, wo die Strömung durch Holz oder solche Laub-Holzansammlungen in Richtung Ufer gelenkt wird, wird die Uferböschung lokal erodieren. Die Breitenvarianz wird aufgrund dieser lokalen Ufererosion hoch sein. Das Breite-Tiefen-Verhältnis der Fließgewässer wird über 20 bis 30 betragen.

Die Lebensdauer und die Stabilität der Ufergehölze unter den sehr spezifischen Standortbedingungen der Bergbaufolgelandschaft - trockene arme Sandböden, Grundwasser mit hoher Acidität und hohen Sulfat- und Eisen-Gehalten - sind unbekannt. Ein potentieller starker und zeitlich konzentrierter Holzeintrag durch Kalamität oder ein massives Aufreißen der Uferböschung z. B. durch erhöhte Windwurfanfälligkeit der Gehölze, würde die morphologische Dynamik der Gerinne und deren Charakter wesentlich bestimmen.

In bestehenden Planungen wird das Fließgewässer-Gefälle in Tälern mit einem Gefälle deutlich über 1‰ auf ungefähr 1‰ reduziert, indem Gerinne mit starker Laufkrümmung vorgeformt werden (Büro für Bodenschutz und Planung 1996). Ob diese Krümmungen und damit auch das vorgegebene Gefälle auf Dauer stabil sein werden, ist ungewiss. Wenn die Vegetation die nicht kohäsiven, sandigen Uferbänke während der Initialstadien der Pflanzensukzession nicht stabilisieren kann, ist eine Veränderung der Gerinnemorphologie hin zu großem Breiten-Tiefen-Verhältnis (über 60) und eine stärkerer Sohleintiefung bei einem Gefälle deutlich über 2‰ möglich (Rosgen 1994).

Saure eingetiefte und unbeschattete Bäche

Gewässerstrecken, deren Tal oder Gewässerprofil eingetieft werden musste, um Grundwasserkontakt zu ermöglichen, sind vergleichbar mit stark eingetieften grabenartigen Tief-

landbächen. Das Potential der Gerinneentwicklung dieser durch Böschungsmahd gehölzfreien und unbeschatteten Gewässer ist aufgrund der Eintiefung begrenzt und wird weitgehend vom Wachstum der Makrophyten und Uferpflanzen bestimmt. Bei geringer Böschungsneigung werden horstbildende Pflanzen (*Juncus effesus*, *Juncus conglomeratus*) die Uferlinie kennzeichnen. Die Pflanzen stabilisieren lokal den Böschungsfuß durch Sedimentation und verstärkte Ockerdeposition rings um die Horste, während es zwischen den einzelnen Pflanzengruppen zu Erosion am Fuß der Uferböschung kommen kann, wodurch kleine Ausbuchtungen entstehen. Die zumeist trockenen Uferböschungen werden durch Gräser (*Molinia caerulea*) besiedelt. Dort, wo diese Vegetation dicht ist, schützt sie die Böschungen gegen durch Niederschläge und Oberflächenabfluss verursachte Erosion. Andernfalls wird moderate Ufererosion auftreten. Zu starker aber lokaler Ufererosion kommt es, wo Wildpfade die Gerinne queren. Im Gewässer können Röhricht (überwiegend *Phragmites australis*) und, bei einer Leitfähigkeit über 1,5 mS, Bestände der Zwiebelbinse zur Verkrautung führen. Das nicht zersetzte abgestorbene Pflanzenmaterial akkumuliert im Gewässer, wodurch eine moorartige, organische und eisenreiche Gewässersohle gebildet wird. Wenn das Wachstum von Uferbäumen nicht unterbunden wird, z. B. durch Pflege, werden sich diese Fließgewässer innerhalb weniger Jahrzehnte in Richtung des beschatteten Szenarios entwickeln.

Saure eingetiefte und beschattete Bäche

Da die Böschungen der künstlich eingetieften Fließgewässerabschnitte nahe beieinander liegen, wird die Deckung durch die aufkommenden Ufergehölze vollständig sein. Dementsprechend werden in diesen Gewässern keine aquatischen Makrophyten wachsen, mit Ausnahme von Stellen wo temporär Lücken in der Baumschicht auftreten z.B. durch Sturzbäume. Die Grasvegetation der beschatteten Uferböschungen wird ebenfalls spärlich sein. Die Sohlsubstrate werden aus verockertem Sand und dauerhaft vorhandenem Falllaub bestehen, das von Eisenoocker überdeckt wird. Wo die Schubspannung gering ist, können sich tiefgründige Ockerdepositionen bilden. Fallholz wird die strukturelle Vielfalt der Gerinnesohle durch Tiefstellen und Längsbänke erhöhen. Sturzbäume und längeres Fallholz werden bei den steilen und eng stehenden Uferböschungen zumeist deutlich über dem Wasserspiegel lokalisiert sein. Gelegentlich werden dennoch durch einstürzendes frisches oder auch schon weitgehend abgebautes Stammholz Teile des Abflussquerschnittes blockiert. Dies wird lokal starke Ufererosion auslösen mit Uferunterspülungen oder Uferabbrüchen. Durch die relativ steile Böschung wird es aber zu keinen nennenswerten Veränderungen des Breite-Tiefen-Verhältnisses kommen. Es ist unbekannt, ob bei ungesteuerter Gehölz-entwicklung mit vermutlich hohem Totholzanteil und Sturzbäumen die vorgeformten Böschungen auf lange Sicht stabil sein werden. Innerhalb weniger Baumgenerationen könnten eine geringe Aufweitung des Bachbettes sowie eine Aufhöhung der Gewässersohle erfolgen.

Schlussfolgerungen

In der Bergbaufolgelandschaft der Niederlausitz bedingen anhaltende besondere Umweltbedingungen Fließgewässer mit großer Eigenart, die von natürlichen Gewässern erheblich abweichen. Die Ökologie und die morphologische Eigenentwicklung der Gewässer wird wesentlich durch das saure eisenreiche Wasser und die nicht kohäsiven Sande der Ufer geprägt. Die daraus resultierenden Wirkungsketten und morphologischen Gewässertypen können grob vorhergesagt werden. Diese Prognosen sind jedoch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet.

Es muss davon ausgegangen werden, dass die im Rahmen der Sanierung der Landschaft bestehenden Planungen, die auf dem Wissen über natürliche Fließgewässer basieren, nur zum Teil zu realisieren sind. Für ein besseres Verständnis und eine sichere Prognose der Gewässereigenentwicklung müsste ein gezieltes Monitoring der ersten in der Bergbaufolgelandschaft entstehenden Gewässerstrecken die Grundlagen liefern. Dabei sollte neben den Initialprozessen der Sedimentbewegung und Gewässerbettentwicklung in der ersten Phase auch die für die Gewässerform entscheidende Entwicklung der Vegetation insbesondere der Ufergehölze mit beobachtet werden.

Literatur

- Arnold, I. & K. Kuhlmann, 1993. Über einige Zusammenhänge zwischen Braunkohleförderung und Wasserbilanz in der Niederlausitz. *Natur und Landschaft in der Niederlausitz* 14: 3-16.
- Büro für Bodenschutz und Planung, 1996. Pflege- und Entwicklungsplan Seeser Bergbaufolgelandschaft. Auftraggeber (unveröffentlicht).
- Chabbi, A., 2002. Der Beitrag von *Juncus bulbosus* für die Stabilisierung von Sedimentbereichen am Beispiel des Redoxpotentials und der Sulfidumsetzung im Wurzelraum. In BMBF Forschungsverbund ‚Biogene Alkalinisierung‘ (FKZ 0339746), Zwischenbericht 2001. BTU Cottbus: 87-99 (unveröffentlicht).
- Chabbi, A., M.E. Hines & C. Rumpel, 2001. The role of organic carbon excretion by bulbous rush roots and its turnover and utilization by bacteria under iron plaques in extremely acidic sediments. *Environment and Experimental Botany* 87(3): 237-246.
- Hupp, C.R., 1999. Relation among riparian vegetation, channel incision processes and forms, and large woody debris. In S.E. Darby & A. Simon (Eds), *Incised river channels*. Wiley & Sons, Chichester: 219-245.
- Luckner, L., D. Eichhorn, G. Gockel & K.-H. Seidel, 1995. Durchführbarkeitsstudie zur Rehabilitation des Wasserhaushalts der Niederlausitz auf der Grundlage vorhandener Lösungsansätze. Publikationsreihe Blickpunkte, Lausitzer Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Brieske.
- Mutz, M., M.H.E. Pusch & J. Siefert, 2000. Ausgewählte Aspekte der Morphologie und Ökologie von Fließgewässern der Bergbaufolgelandschaft. In G. Wiegand, U. Bröring, J. Mrzljak & F. Schulz (Hrsg.), *Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften*. Physika-Verlag, Heidelberg: 299-313.
- Mutz, M., J. Schließ, J. und Orendt, C. 2001. ‘Morphologische Referenzzustände für Bäche im Land Brandenburg’. Landesumweltamt Brandenburg (LUA), Potsdam. Studien und Tagungsberichte 33: 1-73.
- Mutz, M. 1998. Stream system restoration in a strip mining region, eastern Germany: dimension, problems and first steps. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 159-166.
- Rolland, W., D. Biemelt, A. Schapp, M. Antl & U. Grünwald, submitted. Hydrophobic and crusted mine soils - effects on infiltration, overland flow, and erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*.
- Rosgen, D.L., 1994. A classification of natural rivers. *Catena* 22: 169-199.
- Siefert, J. & M. Mutz, 2001. Processing of leaf litter in acid waters of the post-mining landscape in Lusatia, Germany. *Ecological Engineering* 17: 297-306.

Pietsch, W., A. Chabbi & H. Uchtmann, 1998. Besiedlung und Entwicklung des Land-Wasser-Übergangsbereiches. In LENAB, Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft: Erarbeitung von Leitbildern und Handlungskonzepten für die verantwortliche und nachhaltige Entwicklung naturnaher Bereiche. LENAB-Abschlussbericht (BMBF-FKZ 0339648), BTU Cottbus, Cottbus, 47 pp.

Möglichkeiten zur Behandlung saurer Grubenwässer mit 'Constructed Wetlands' – Übersicht zu den wichtigsten Verfahren auf der Grundlage einer umfangreichen Literaturrecherche

Anett Schötz¹ & Werner Pietsch²

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus (BTUC), Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung, Postfach 101344, 03013 Cottbus, E-Mail: schoetz@tu-cottbus.de

² Büro für Umwelt und Naturschutz, Wasserwirtschaft und Landschaftsgestaltung, Am Tälchen 16, 01159 Dresden, E-Mail: kpietsch@slub-dresden.de

Key words: Acid Mine Drainage (AMD), Constructed Wetlands, Passive Treatment

Abstract

A variety of passive treatment systems have been developed which take advantage of naturally occurring biological, geochemical, and physical processes to improve contaminated mine waters. These passive systems are engineered to raise the alkalinity and pH while facilitating the precipitation of metals. Compared to conventional chemical treatment, passive methods may have larger land requirements, but utilize less costly reagents and require less investment, operational attention and maintenance. Hence, at their present stage of development passive treatment represents an alternative to conventional chemical treatment of acid mine drainage. During the last twenty years more than 500 passive systems have been constructed in the United States. The primary passive technologies include, but are not limited to: (aerobic and anaerobic) constructed wetlands, anoxic limestone drains (ALD), vertical flow systems such as successive alkalinity producing systems (SAPS), and open limestone channels (OLC). Water quality, flow rate, local topography and site characteristics determine if a passive treatment should be used at a specific site.

Einleitung

Saure Grubenwässer („acid mine drainage“, AMD) von Braunkohletagebaurestlöchern entstehen verstärkt im Zuge des Grundwasserwiederanstieges durch die oxidative Verwitterung von im Abraum befindlichem Pyrit und Markasit. Diese Wässer zeichnen sich durch ihre hohe Acidität mit niedrigen pH-Werten < 4, sowie durch hohe Sulfat- und Metallkonzentrationen, vor allem Eisen, Aluminium und Mangan, aus.

Aufgrund der großräumigen Dimension der durch „acid mine drainage“ bedingten Gewässerprobleme in der Lausitz besteht Forschungsbedarf zu ökotechnologischen Maßnahmen. Innerhalb des Forschungsverbundes „Biogene Alkalinisierung“ beschäftigt sich das Teilprojekt (TP) 7 „Constructed Wetlands“ mit der Fragestellung, inwieweit durchströmte Feuchtgebiete zur Entsäuerung von Oberflächenwässern, insbesondere angesichts der zukünftig zahlreich entstehenden Tagebaurestseen beitragen können. Als Vorbereitung wurde eine umfangreiche Literaturrecherche zu den wichtigsten AMD-Behandlungsverfahren durchgeführt.

Ergebnisse der Literaturrecherche

Passive Systeme zur Behandlung von sauren Grubenwässern

Neben der konventionellen chemischen Behandlung wurden in den letzten 20 Jahren vor allem in den USA passive Behandlungsverfahren entwickelt. Nach Kleinmann & Hedin (1993) existieren allein in den USA weit mehr als 500 solcher passiven Behandlungssysteme unterschiedlichster Technologien und Kombinationen. Einige Anlagen sind gebaut worden, um als Vorbehandlungsstufe den nachträglichen Bedarf an Chemikalien (wie $\text{Ca}(\text{OH})_2$, CaCO_3 , CaO , NaOH , Na_2CO_3) zu senken, andere wiederum ersetzen die konventionelle chemische Behandlung gänzlich. Die bis heute entwickelten Haupttechnologien sind aerobe und anaerobe Behandlungsbecken (aerobic and anaerobic constructed wetlands), anoxische Kalksteindrainagen (ALDs), sukzessiv alkalinitätproduzierende Systeme (SAPSS) und offene Kalksteinkanäle (OLCs) (Ziemkiewicz et al. 2001) (s. auch Abb. 1).

Auf dem gegenwärtigen Entwicklungsstand gelten die passiven Verfahren zur Behandlung saurer Grubenwässer allgemein als kostengünstige Alternativen gegenüber den konventionellen chemischen Behandlungsmethoden (Skousen & Ziemkiewicz 1995). Dies trifft insbesondere im Hinblick auf die zu erwartenden Langzeitkosten zu. Die passiven Systeme haben jedoch nur eine begrenzte Lebensdauer; danach müssen sie wieder erneuert werden. Darüber hinaus benötigen die passiven Systeme im Vergleich zur chemischen Behandlung längere Verweilzeiten und haben einen größeren Platzbedarf. Aber dennoch eignen sie sich zur Erhöhung des pH-Wertes und zur Elimination von Metallen (vor allem von Eisen, Mangan und Aluminium). Die weitere Forschung zielt auf die Klärung der in passiven Systemen ablaufenden chemischen und biologischen Prozesse ab, um ihre Dynamik und Komplexität zu verstehen (Watzlaf & Hyman 1995). Wissenslücken gibt es ebenfalls bezüglich der Langzeitstabilität der Ablagerungsprodukte nach Stilllegung derartiger Systeme, da die meisten Anlagen noch in Betrieb sind.

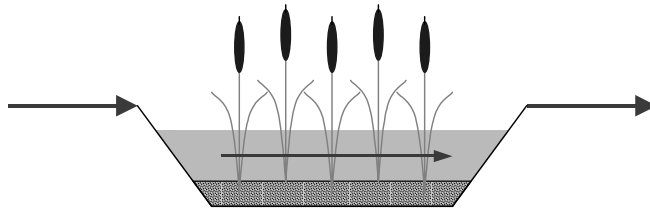
Natürliche Prozesse mit Bedeutung bei der passiven Behandlung

Passive Behandlungsverfahren nutzen gemeinhin in der Natur vorkommende physikalische, bio- und geochemische Prozesse, um der Problematik saurer Grubenwässer (Acidität, Metallbelastung) entgegen zu wirken. Aerobe Teichbecken fördern die Oxidation und Hydrolyse von Metallen an der Wasseroberfläche, während in anaeroben Teichbecken die Stoffwechselprodukte von sulfatreduzierenden Bakterien (meist in Verbindung mit Kalkstein) die Hauptreagenzien zur Erhöhung des pH-Wertes und zur Ausfällung von Metallen als Sulfide, Hydroxide und/oder Carbonate darstellen. Sauerstofffreie Kalksteindrainagen (ALDs) sind abiotische Systeme bestehend aus erdüberdeckten, mit Kalkstein gefüllten Gräben, die passiv Alkalinität durch das Entstehen von Bicarbonaten erzeugen, während das anoxische Wasser durch das Kalksteinbett fließt. Vertikal durchströmte Systeme (wie SAPSS) kombinieren die Funktionsweisen von aeroben und anaeroben Teichbecken sowie die von ALDs. Offene Kalksteinkanäle (OLCs) gehören zu den alkalinitätproduzierenden Verfahren, welche auch auf der Löslichkeit von Kalkstein unter Bildung von Bicarbonaten beruhen (Skousen et al. 1998).

Kriterien für die Auswahl der Behandlungstechnologie

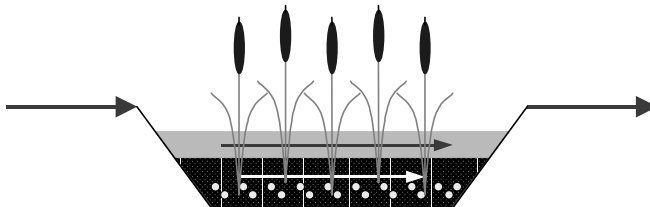
Während die Durchflussrate vor allem Einfluss auf die Dimensionierung der entsprechenden Anlage hat, ist bei der Auswahl des Behandlungstyps die Qualität des zu behandelnden Rohwassers von besonderer Bedeutung. Der Gehalt an gelöstem Sauerstoff (DO) im Wasser, die

Aerobes Teichbecken



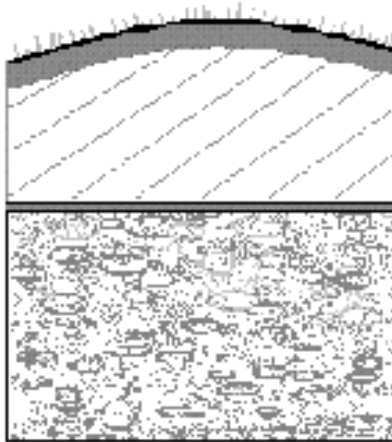
- horizontal durchströmter Wasserkörper
- flache Becken mit 15 bis 45 cm Wassertiefe
- Bepflanzung mit Makrophyten

Anaerobes Teichbecken



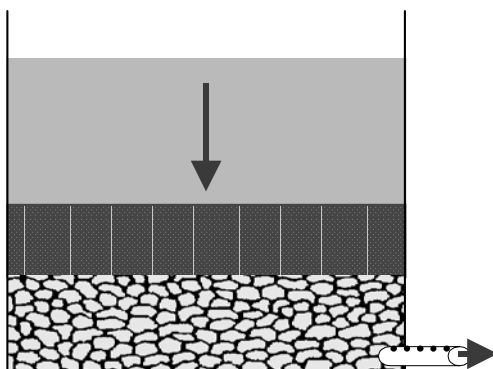
- horizontal durchströmte (Wasserkörper und Substrat)
- flache Becken (Wassertiefe < 10 cm)
- organisches Substrat und ggf. Kalkstein-Zugaben (Substrathöhe: 30 bis 60 cm)
- Bepflanzung mit Makrophyten

Anoxische Kalksteindrainage (ALD)



- Erd-Abdeckung von ca. 1 m Mächtigkeit (meist Ton)
- Folie und/oder Geotextilien als Schutzhülle vor Kontakt mit Luftsauerstoff
- horizontaler Durchfluss durch Kalkstein-Bett

Sukzessiv alkalinitätproduzierendes System (SAPS)



- vertikaler Wasserfluss durch das System
- ca. 1 bis 2,5 m gestaute Wassersäule über organische Substratschicht (Schichthöhe: 45 bis 60 cm)
- 0,5 bis 1 m mächtiges Kalkstein-Bett
- Drainagesystem und Nachbehandlung des Ablaufs

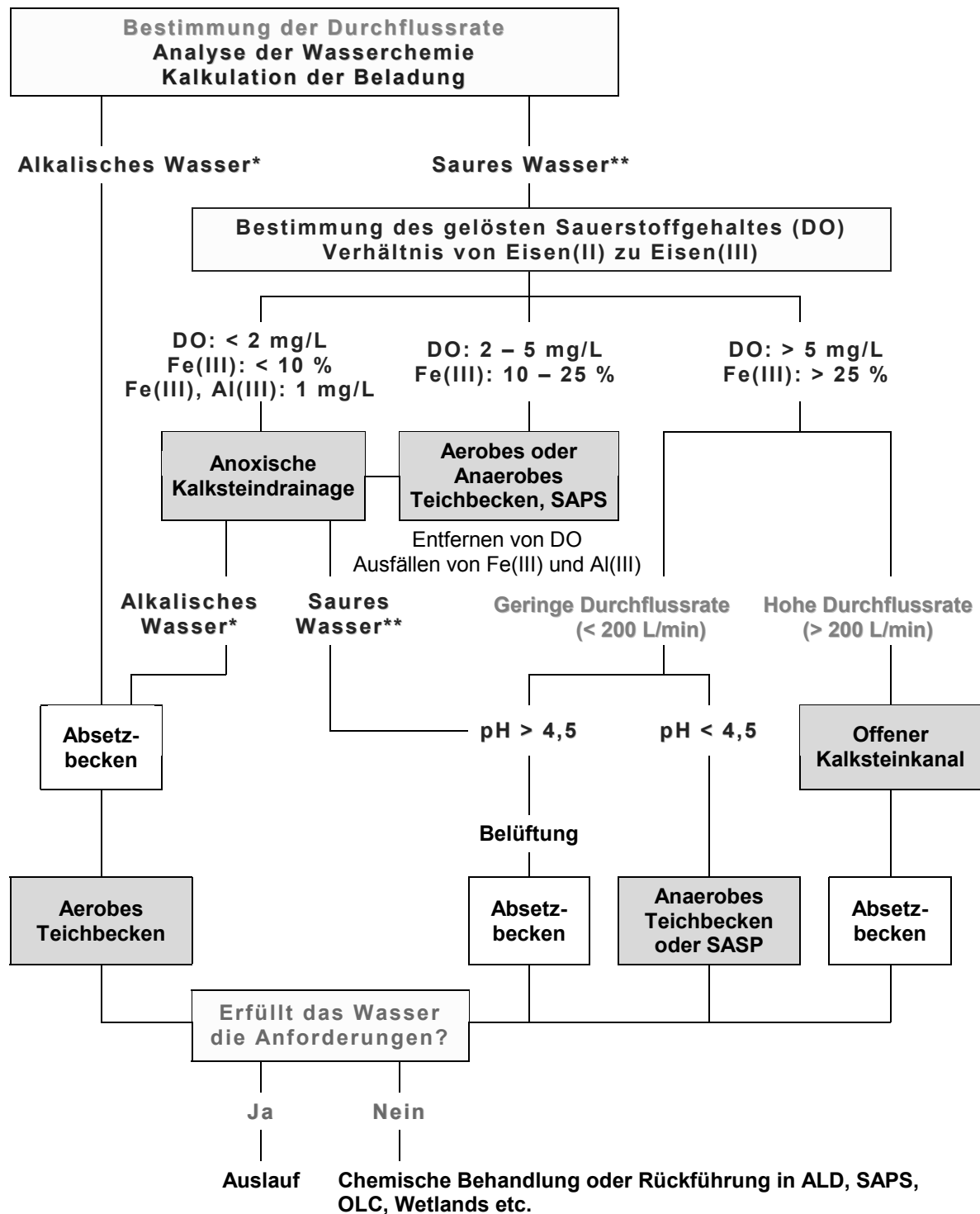
Offener Kalksteinkanal (OLC)



- meist flache, schmale und lange Gräben mit Luftkontakt
- mit Kalkstein gefüllt
- starkes Gefälle > 20 %

Abbildung 1: Übersicht zu den wichtigsten Verfahren für eine Behandlung von sauren Grubenwässern.

Spezifizierung der gelösten Eisenkonzentration (d.h. Verhältnis von Fe^{2+} zu Fe^{3+}) und die Aluminiumkonzentration (Al^{3+}) sowie die Bestimmung des pH und des Säure- bzw. Basenüberschusses stellen wichtige Parameter dar (vgl. Abb. 2).



* Netto-Alkalinität: Alkalinität > Acidität

** Netto-Acidität: Acidität > Alkalinität

Abbildung 2: Fließschema zur Auswahl des AMD-Behandlungsverfahrens (nach Skousen 1997, verändert).

Aerobe Teichbecken können Wässer mit Basenüberschuss behandeln. ALD-Systeme eignen sich für Wässer mit Säureüberschuss und geringen Gehalten an Al^{3+} , Fe^{3+} und DO, während SAPSs, anaerobe Teichbecken und OLCs auch für saure Wässer mit höheren Konzentrationen an Al^{3+} , Fe^{3+} und DO eingesetzt werden können. Jede einzelne Behandlungsmethode erfordert meist eine bestimmte Beschaffenheit des Grubenwassers. Daher werden häufig mehr als ein Behandlungstyp oder ein integriertes System aus verschiedenen Technologien verwendet, um das spezifische Problem der Wasserverschmutzung zu lösen (Kleinmann et al. 1998).

Schließlich haben auch die lokalen Gegebenheiten eines Standortes Einfluss auf die Wahl des geeigneten passiven Behandlungssystems. Eine ausreichend große Fläche muss zur Verfügung stehen, um die für den Einsatz und die Leistungsfähigkeit des betreffenden Verfahrens notwendigen Verweilzeiten gewährleisten zu können. Desweiteren werden auch Anforderungen an die Geländetopographie gestellt. Insbesondere muss das hydrologische Gefälle für den gravimetrischen Wasserfluss durch das System hinreichend groß sein (U.S. Environmental Protection Agency 2000).

Rolle der Pflanzen bei der Behandlung von sauren Grubenwässern

Während am Anfang der Entwicklung von ‚constructed wetlands‘ Arten von *Sphagnum* vorherrschend waren, werden heute die Teichbecken vor allem mit *Typha*-Arten, jedoch auch mit *Phragmites australis* und Arten von *Juncus*, *Scirpus*, *Eleocharis* und *Carex* bepflanzt. Die Auswahl der jeweiligen Pflanzenarten richtet sich meist nach vorherrschenden Vegetationstypen naturnaher Feuchtbiotope in der Umgebung des Untersuchungsgebietes (Demchik & Garbutt 1999).

Die verschiedenen Pflanzenarten der Feuchtgebiete unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Fähigkeit zur Metallakkumulation bzw. ihrer Toleranz gegenüber hohen Metallkonzentrationen. Die Metallaufnahme betrug für *Typha latifolia* weniger als 1 % der aus dem System entfernten Metallionen (Fernandes & Henriques 1990). Neben der Metallakkumulation haben die Pflanzen in ‚constructed wetlands‘ weitere, wohl auch bedeutendere Funktionen: Steuerung von Durchfluss und Verweilzeit des Wassers, Substratstabilisierung, Adsorption und Filterung partikulärer Bestandteile aus dem Wasser, Stimulation von mikrobiellen Prozessen (O_2 -Versorgung über ihre Wurzeln, Aufwuchsfläche für Mikroorganismen, C-Quelle für sulfatreduzierende Organismen) sowie Ästhetik und Lebensraum für Tiere (vgl. Hellier 1999).

Schlussfolgerungen und Ausblick

Die in den USA praktizierte Technologie zur passiven AMD-Behandlung kann auf die Behandlung der ähnlich beschaffenen Tagebauwässer des Lausitzer Braunkohlerevieres übertragen werden, was mit der Realisierung einer ersten größeren Pilotanlage geprüft werden soll. Grundlage hierfür sind die Ergebnisse der laufenden Freilandkleinversuche. Speziell für die Lausitz werden passive Behandlungssysteme überall dort an Bedeutung gewinnen, wo der Bergbau bereits eingestellt worden ist und saures, eisenhaltiges Wasser unkontrolliert in die Vorflut gelangt. Die Auswahl des jeweils einzusetzenden Behandlungsverfahrens wird entscheidend von der Qualität und Menge der zu behandelnden Rohwässer sowie von der lokalen Topographie und den standörtlichen Besonderheiten bestimmt.

Danksagung

Diese Literaturstudie wurde im Teilprojekt 7 „Constructed Wetlands“ des BMBF-Forschungsverbundes „Biogene Alkalinisierung“ (FKZ 0339746) durchgeführt. Ferner danken die Autoren der LMBV mbH für die finanzielle Unterstützung bei den Untersuchungen.

Literatur

- Demchik, M. & K. Garbutt, 1999. Growth of Woolgrass in acid mine drainage. *J. Environ. Qual.* 28: 243-249.
- Fernandes, J.C. & F.F. Henriques, 1990. Metal levels in soil and cattails (*Typha latifolia* L.) plants in a pyrite mine, Lousal Portugal. *Int. J. of Env. Studies* 36: 205-210.
- Hellier, W.W. 1999. Treatment of coal mine drainage with constructed wetlands. In: J.M. Azcue (ed.), *Environmental impacts of mining activities: Emphasis on mitigation and remedial measures*. Springer, Berlin: 103-121.
- Kleinmann, R.L.P. & R.S. Hedin, 1993. Treat mine water using passive methods. *Pollution Engineering*, August: 20-22.
- Kleinmann, R., R. Hedin & R. Nairn, 1998. Treatment of mine drainage by anoxic limestone drains and constructed wetlands. In: W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (eds.), *Acidic mining lakes: Acid mine drainage, limnology, and reclamation*. Springer, Berlin: 303-319.
- Skousen, J.G., 1997. Overview of passive systems for treating acid mine drainage. *Green Lands* 27(4): 34-43.
- Skousen, J.G. & P.F. Ziemkiewicz, 1995. Acid mine drainage control and treatment. West Virginia University, Morgantown, WV: 254 p.
- Skousen, J., A. Rose, G. Geidel, J. Foreman, R. Evans & W. Hellier, 1998. A handbook for technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. Acid Drainage Technology Initiative (ADTI), Morgantown: National Mine Land Reclamation Center at West Virginia University.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2000. Best management practice (BMP) manual: Passive treatment technologies. U.S. EPA 821-R-00-007.
- Watzlaf, G.R. & D.M. Hyman, 1995. Limitations of passive systems for the treatment of mine drainage. In: *Proceedings, Seventeenth Annual Conference of the National Association of Abandoned Mine Lands*, October 1995, French Lick, IN.
- Ziemkiewicz, P.F., J. Skousen & J. Simmons, 2001. Cost benefit analysis of passive treatment systems. In: *Proceedings, West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium*, Morgantown, WV.

Zusammensetzung der organischen Substanz im Sediment des mit *Juncus bulbosus* bewachsenen Litoral eines Tagebausees im Lausitzer Braunkohlerevier

Cornelia Rumpel¹ & Abad Chabbi²

¹ CNRS, Laboratoire de Biogéochimie des Milieux Continentaux, Université Pierre et Marie Curie, 4, place Jussieu, F-75252 Paris, Frankreich

² Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Bodenschutz und Rekultivierung, Postfach 10 13 44, D-03013 Cottbus, Deutschland, E-Mail: chabbi@tu-cottbus.de

Key words: *Juncus bulbosus*, *organische Substanz*, *Biomasse*, *Umsetzung*

Abstract

In the Lusatian lignite mining district (East Germany), extremely acid lakes with high concentrations of dissolved Fe, Al and Mn developed during groundwater rising after exploitation of lignite in open-cast mines. Despite of the hostile conditions, the lignite and pyrite containing sediments in the littoral area of some lakes are colonized by a pioneer plant (*Juncus bulbosus* L.). The reasons for the colonization of some lakes exhibiting moderate pH values whereas others remain extremely acid and unvegetated are unknown. Alkalinity gain may be achieved by decomposition of organic matter. Therefore, the objective of this study was to characterize the impact of the pioneer plant on the organic matter composition of the sediment and to elucidate the sources of alkalinity present. For this purpose, a sediment core was sectioned into 5 cm intervals and fractionated according to particle size. Bulk soil and particle size fractions were analyzed for elemental composition, magnetic susceptibility and chemical structure of the organic matter by ¹³C CPMAS NMR spectroscopy.

The pH values decreased with increasing depth and were related to the magnetic susceptibility. Based on this correlation and the comparison of the biomass values with other mining lakes where no magnetic susceptibility was detected, it is suggested that airborne fly ash was deposited on the lake sediments and led to amelioration of the conditions for plant growth by increasing the pH values and the contribution of silt sized particles. Carbon and nitrogen content were found to decrease with increasing depth whereas the C:N ratio was increasing, suggesting (i) the presence of decomposing plant residues in the upper 0-5 cm of the sediment and (ii) the dominance of lignite in the layers below this depth. Similar conclusions were obtained from the structural analyses. We concluded that fly ash is an important source of alkalinity that enhanced plant growth. It probably stimulated decomposition of the plant litter and induced changes in the physical and chemical composition of the sediment fractions.

Einleitung

Nach der Kohlegewinnung werden im Lausitzer Braunkohlerevier pyritthaltige Abraummassen verkippt, die außerdem bis zu 50 g kg⁻¹ Kohle-C enthalten können (Hüttl & Weber 2001). Bei der Rekultivierung bilden sich im Zuge des Grundwasseranstiegs durch die

Pyritoxidation extrem saure Tagebauseen mit hohen Fe, Mn und Al-Gehalten (Kalin & Geller 1998). Die Pionierpflanze *Juncus bulbosus* ist dennoch in der Lage die sauren Sedimente einiger Seen zu besiedeln und durch physiologische Anpassung unter den extremen Bedingungen zu überleben (Chabbi 1999). Es ist nicht klar, warum ein starker *Juncus*-Bewuchs an manchen Seen festgestellt wird, während andere vegetationslos bleiben. An den bewachsenen Seen wiederum könnte der Biomasseumsatz abgestorbener *Juncus*-Pflanzen zur Bildung von Alkalinität und damit zur Verbesserung der pflanzenfeindlichen Bedingungen beitragen. In dieser Studie wurde die Zusammensetzung der organischen Substanz im Sediment des Litoralbereich am stark bewachsenen Restsee 109 untersucht mit dem Ziel den Umsatz der organischen Substanz zu verfolgen.

Methoden

Probenahme

Die Proben wurden am 16. September 2000 mit einem Sedimentstecher (8,5 cm Ø, 30 cm Länge) im Litoralbereich des Sees 109 genommen und ins Labor transportiert. Hier wurden die Proben in 5 cm Abschnitte geschnitten, gefriergetrocknet und ihr pH-Wert sowie die magnetische Suszeptibilität gemessen. Die Abschnitte 0-5 und 5-10 cm wurden zur Charakterisierung der organischen Substanz nach Korngrößen fraktioniert.

Die Korngrößenfraktionierung

Eine Korngrößenfraktionierung wurde nach vollständiger Dispergierung der Aggregate mittels Ultraschallenergie durchgeführt (Christensen 1992). Der Energieinput wurde zuvor nach der von Schmidt et al. (1999) beschriebenen Methode kalibriert. Es waren 650 J/ml zur vollständigen Dispergierung notwendig. Anschließend wurden die Sandfraktionen (2000-630 µm, 630-200 µm und 200-63 µm) durch Siebung und die Schluff- und Tonfraktionen (63-20 µm, 20-6,3 µm, 6,3-2 µm und < 2 µm) durch Sedimentation abgetrennt.

Chemische Parameter

Die Messung der pH-Werte erfolgte mit einer pH-Elektrode in einer 1 : 2,5 (Gewicht/Vol.) Sedimentsuspension. Die Bestimmung der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte erfolgte mit einem Leco CHN 1000 Analysator. Die magnetische Suszeptibilität wurde mit einem Forgenta ferromagnetischen Analysator FMA 5000 gemessen. Die Kalibration zur Konvertierung der Werte in die SI-Einheit $10^{-8} \times \text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ erfolgte mit einem Kappa-Bridge KY-2.

Rasterelektronenmikroskopie

Ausgewählte Korngrößenfraktionen wurden unter einem Zeiss Rasterelektronenmikroskop (DMS 962) bei 20 kV betrachtet. Der Arbeitsabstand betrug 25 mm. Die Proben wurden mit Kohle besputtert.

¹³C-CPMAS-NMR-Spektroskopie

Die chemische Zusammensetzung der Gesamtprobe und Korngrößenfraktionen wurde mit Festkörper-¹³C-Spektroskopie (¹³C-CPMAS-NMR-Spektroskopie) untersucht. Mit dieser Methode kann die Beteiligung chemischer Stoffgruppen an der organischen Substanz

quantifiziert werden. Die ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektren wurden mit einem DXL Bruker 200 NMR-Spektrometer aufgenommen. Die Rotation um den magischen Winkel erfolgte mit 6,8 kHz. Da die Sedimentproben alle sehr viel paramagnetisches Eisen enthalten, wurde vor der Analyse eine Behandlung mit 10 %iger Flußsäure durchgeführt, um die Minerale zu entfernen (Schmidt et al. 1997). Die NMR-spektroskopische Untersuchung der Sedimentproben sollte Auskunft über die an der organischen Substanz beteiligten chemischen Strukturen geben, woraus man schließen kann, ob diese schwer oder leicht umsetzbar sind. Die Zuordnung der Signale der Spektren zu den chemischen Stoffgruppen ist in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Zuordnung der Kohlenstoffspezies zu den Signalen der ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektren (Referenzsubstanz Tetramethylsilan = 0 ppm) nach Knicker et al. (1993).

Chemische Verschiebung	Chemische Strukturen	Pflanzliche Stoffgruppen
220-160 ppm	Carboxyl/Carbonyl-C	Organische Säuren, Protein
160-110 ppm	Aryl-C	Lignin, 'black carbon'
110-45 ppm	O-Alkyl C	Polysaccharide
45-0 ppm	Alkyl-C	Lipide, Cutin, Suberin

Ergebnisse und Diskussion

Chemische Parameter

Der pH-Wert lag in den ersten fünf Zentimetern des Sediments bei 5,3 und war damit gegenüber den tieferen Sedimentbereichen (pH 4,5-2,8) deutlich erhöht (Tab. 2). Der pH-Wert korreliert mit der magnetischen Suszeptibilität ($p = 0,98^*$), die ein Indikator für einen Ascheeintrag ist (Querol et al. 1993). Die Deposition von alkalischen Stoffen aus Emissionen der Braunkohlekraftwerke und Brikettfabriken ist in der Lausitz vor der Wende großflächig aufgetreten und hat auf terrestrischen Standorten einen Einfluß auf die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (z.B. Rumpel et al. 1998a). Im Verlauf unserer Untersuchung zeigte sich, dass auch das Sediment des sauren Tageausees 109 durch diese Einträge beeinflusst wurde. Der hierdurch bewirkte pH-Anstieg in den oberen Sedimentbereichen könnte einen positiven Einfluss auf das Pflanzenwachstum haben, zumal die am RL 109 gefundene Biomasse durchaus Mengen annimmt, wie man sie auch unter natürlichen Bedingungen findet. Durch Ascheeintrag kommt es außer der Deposition von mineralischen Aschepartikeln auch zur Akkumulation von kohlenstoffhaltigen Partikeln (Rumpel et al. 1998b, Schmidt et al. 2000). Dieser sogenannte 'black carbon' gilt als besonders schwer umsetzbar (Schmidt & Noak 2000).

Die Kohlenstoffgehalte schwankten im Sediment (0-30 cm) von 63-140 g kg^{-1} ohne erkennbares Tiefenprofil (Tab. 2). Die Stickstoffgehalte hingegen waren in den obersten 0-5 cm deutlich erhöht, was sich in einer Abnahme des C/N-Verhältnisses in diesem Bereich niederschlug. In den unteren Sedimentbereichen wurden C/N-Verhältnisse zwischen 40 und 50 gemessen. Dies weist auf die Präsenz von Kohlenstoff aus Kohle hin (Rumpel et al.

1998b). Das C/N-Verhältnis von 26 in den obersten 0-5 cm zeigt hingegen den Input von umgesetzter pflanzlicher Streu an.

Tabelle 2: Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte von pflanzlicher Biomasse sowie chemische Parameter des Sedimentes in unterschiedlichen Tiefen des Tageausees 109

	pH	Magnetische Suszeptibilität	Kohlenstoff	Stickstoff	C/N
	H_2O	$10^{-8} m^3 kg^{-1}$	$g kg^{-1}$	$g kg^{-1}$	
<i>Juncus bulbosus</i>	-	-	413	12,1	34
Tiefe (cm)					
0-5	5,3	44	140	5,3	26
5-10	4,5	29	96	2,0	48
10-15	3,5	13	73	1,8	40
15-20	3,3	9	63	1,5	42
20-25	3,2	7	110	1,9	59
25-30	2,8	3	113	2,1	52

Korngrößenfraktionierung

In der Schicht von 0-5 cm dominierten Partikel der Schluff- und Tonfraktionen (92%, Tab. 3). In der darunterliegenden Schicht (5-10 cm) wiesen Teilchen der Sandfraktion eine höhere Beteiligung auf (62 %). Die magnetische Suszeptibilität lag in der obersten Sedimentschicht zwischen 17 und $51 \times 10^{-8} m^3 kg^{-1}$. Die höchsten Werte wurden in den Schlufffraktionen ($63- < 2\mu m$) gemessen. Die Werte der magnetischen Suszeptibilität korrelierten mit den Massendifferenzen, die in den Partikelgrößenfraktionen der Sedimentbereiche 0-5 und 5-10 cm bestimmt wurden ($r^2 = 0.85^{***}$).

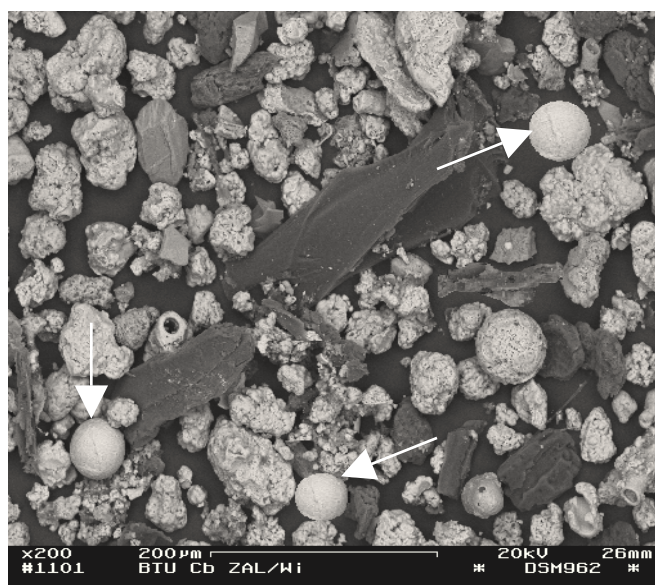


Abbildung 1: Elektronenmikroskopische Aufnahme der Grobschlufffraktion aus der Tiefe von 0-5 cm.

Dies weist auf Veränderungen der Partikelgrößenverteilung durch luftbürtige Einträge hin und zeigt, dass die luftbürtigen Kontaminationen in der Region von großer Bedeutung waren. Anorganische Aschepartikel (Spherule), die durch die Verbrennung von Pyrit im Hochofen entstehen und als Indikator für Aschekontaminationen in Sedimenten verwendet wurden, (Rose 1996) konnten mit elektronenmikroskopischen Untersuchungen in der Grobschlufffraktion (63-20 µm) nachgewiesen werden (Abb. 1).

Die größten Kohlenstoffanteile wurden in den feinen Korngrößenfraktionen beider Sedimentschichten gefunden (Tab. 3). Gleiches galt auch für die Stickstoffverteilung. Die resultierenden C/N-Verhältnisse nahmen in beiden Sedimentschichten von der Sand zur Tonfraktion ab, hatten aber in der Sedimentschicht von 5-10 cm ein deutlich höheres Niveau. Ähnliche Muster der C- und N-Verteilung wurden auch für Böden beschrieben und mit der Präsenz von wenig umgesetzter Pflanzenstreu in den Sandfraktionen und Akkumulation umgesetzter organischer Substanz in den feinen Korngrößenfraktionen erklärt (Ladd et al. 1977, Bonde et al. 1992). Die organische Substanz in der Tonfraktion der Sedimentschicht von 0-5 cm sollte also durch größere Anteile umgesetzter Biomasse gekennzeichnet sein. Die größeren C-Anteile der Schlufffraktion könnte mit dem Eintrag von luftbürtigem ‚black carbon‘ in diesen Fraktionen erklärt werden (Rumpel et al. 1998b, Schmidt et al. 2000).

¹³C-CPMAS-NMR-Spektroskopie

Die chemische Zusammensetzung von Gesamtprobe und Korngrößenfraktionen des Sedimentes in 0-5 und 5-10 cm wurde mit ¹³C-CPMAS-NMR-Spektroskopie untersucht. Mit dieser Methode kann die Beteiligung chemischer Stoffgruppen an der organischen Substanz quantifiziert werden. Die NMR-spektroskopische Untersuchung der Sedimentproben sollte Auskunft über die beteiligten chemischen Strukturen geben, woraus man schließen kann, ob diese schwer oder leicht umsetzbar sind.

Die pflanzliche Biomasse von *Juncus bulbosus* ist durch eine hohe Beteiligung von O-Alkyl-C (45-110 ppm) gekennzeichnet, der vor allem Polysacchariden zugeordnet wird, wie sie in pflanzlicher Cellulose vorkommen (Abb. 2).

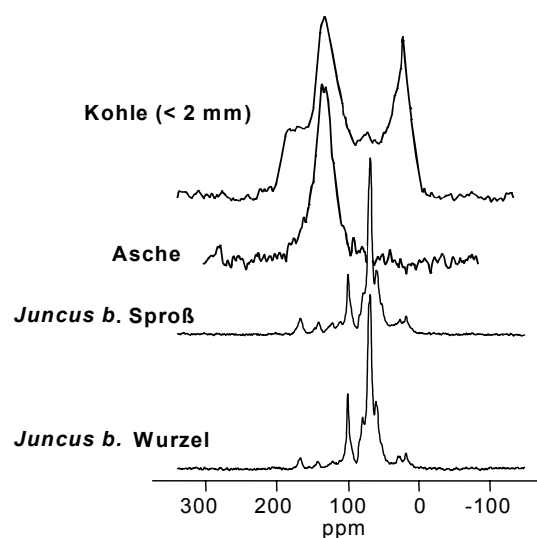


Abbildung 2: ¹³C-CPMAS-NMR-Spektren der im Sediment vorkommenden Kohlenstoffverbindungen

Das Kohlespektrum zeigt hingegen zwei charakteristische Signale im Aryl- und Alkyl-Bereich chemischer Verschiebung (Meiler & Meusinger 1990). Die durch luftbürtige Kontamination eingetragene Asche besteht aus hocharomatischen Kohlenstoffstrukturen, die ein Signal bei 130 ppm aufweisen. Mit der ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektroskopie lassen sich also die im Sediment vorhandenen Typen der organischen Substanz gut unterscheiden.

Tabelle 3: Chemische und physikalische Kennwerte der Partikelgrößenfraktionen der Sedimentproben in 0-5 und 5-10 cm.

	Masse	Magnetische Suszeptibilität	Kohlenstoff		Stickstoff		C/N
	(%)	($10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$)	(g kg^{-1})	(% C _{ges})	(g kg^{-1})	(% N _{ges})	
0-5 cm Tiefe							
> 630 μm	0,2	17	247	0,4	11,5	0,6	21
630-200 μm	0,8	21	62	0,4	1,8	0,3	35
200-63 μm	6,8	27	192	10	3,3	5	58
63-20 μm	14,3	44	109	12	2	6	54
20-6,3 μm	29,5	43	133	30	3,1	20	43
6,3-2 μm	15,4	51	153	18	5,6	19	27
< 2 μm	31	48	127	30	7,3	49	17
DOC μm	-	-	-	1	-	-	-
Wieder- findung	98			102		100	
5-10 cm Tiefe							
> 630 μm	11	6	8	1	0,1	1	78
630-200 μm	27	4	13	3,5	0,1	2	125
200-63 μm	25	-	67	17	0,5	7	134
63-20 μm	6	10	167	9,8	2,1	7	80
20-6,3 μm	8	9	258	22	3,9	19	66
6,3-2 μm	8	8	275	22	5,2	24	53
< 2 μm	11	9	217	25	6,2	41	35
DOC μm	-	-	-	1	-	-	-
Wieder- findung	97			101		100	

- nicht bestimmt

Die Gesamtproben des Sedimentes zeichneten sich in beiden Tiefen durch eine hohe Beteiligung aromatischer und aliphatischer Kohlenstoffspezies (110-160 ppm und 0-45 ppm) aus, die für Kohle charakteristisch sind (Abb. 3). Wenig Signalintensität ist im Bereich von 45-110 ppm chemischer Verschiebung, der von O-Alkyl-C hervorgerufen wird, zu erkennen. Dies bedeutet, dass leicht zersetzbare Pflanzenstreu nur einen geringen Anteil an der gesamten organischen Substanz des Sedimentes hat. Amid-C und/oder Carboxylgruppen, die auf oxidierte Strukturen in der organischen Substanz hinweisen und im Bereich von 160-220 ppm zu finden sind, weisen gleichfalls nur eine geringe Signalintensität auf.

Es bleibt also festzustellen, dass der Input sowie die Umsetzung pflanzlicher Biomasse von *Juncus bulbosus* auch nach 90 Jahren nur einen geringen Einfluß auf die Zusammensetzung der organischen Substanz in den oberen Sedimentbereichen hat. Eine Erklärung hierfür ist zum einen ein im Verhältnis zu den vorhandenen kohlebürtigen Kohlenstoffquellen geringer Biomasseinput. Jedoch könnte auch ein hoher Biomasseumsatz eine Erklärung für die geringe Beteiligung von O-Alkyl-C sein. Signale, die für abgebaute organische Substanz charakteristisch sind, zeigten sich in den ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektren der Tonfraktion. Hier war eine höhere Beteiligung von O-Alkyl, Alkyl- und Carboxyl-C zu verzeichnen. Diese Signale sind charakteristisch für die umgesetzte organische Substanz in der Tonfraktion (Baldock et al. 1992).

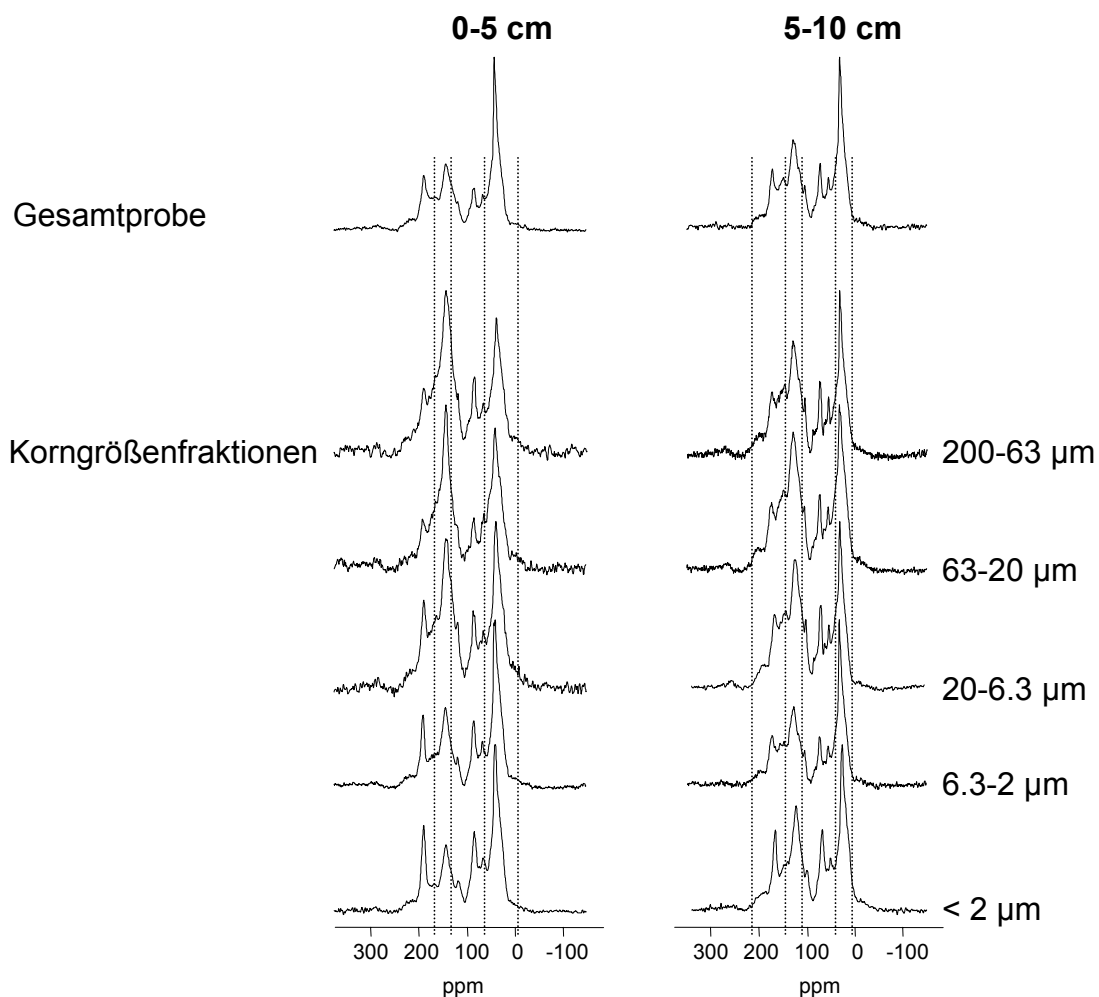


Abbildung 3: ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektren von Gesamtprobe und Korngrößenfraktionen aus 0-5 und 5-10 cm des Sedimentes am sauren Tagebaurestloch 109

Die ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektren der 200-6,3 μm Fraktionen waren durch eine hohe Beteiligung von aromatischem Kohlenstoff mit einem Peak bei 130 ppm gekennzeichnet (Abb. 3). Dieses Signal ist charakteristisch für Kohlenstoffpartikel, die durch Verbrennung entstanden sind. Dies weist auf einen hohen Anteil an aschebürtigem Kohlenstoff in diesen Fraktionen hin.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Der durch *Juncus bulbosus* stark besiedelte Restsee 109 ist durch Eintrag alkalischer Aschen beeinflusst. Dieser führte zu einem pH-Wert-Anstieg und damit zu günstigeren Ausgangsbedingungen für die Pflanze. Durch die Asche kam es außerdem zum Eintrag hocharomatischer kohlenstoffhaltiger Aschepartikel. Die dominierende Kohlenstoffquelle im Sediment ist die Kohle des durch die Braunkohleindustrie abgelagerten Abraummaterials. Im obersten Sedimentbereich ist es außerdem zur Akkumulation von Biomasse von *Juncus bulbosus* gekommen. Es ergaben sich deutliche Hinweise, dass diese Pflanzensubstanz einem Abbau unterlag. Die nächsten Arbeitsschwerpunkte liegen auf der Manipulation des Redoxpotentials und deren Einfluß auf die Umsetzung der organischen Substanz im Mikrokosmenversuch unter Laborbedingungen. Es soll zudem untersucht werden, ob auch die Kohle im Sediment unter anaeroben Bedingung abgebaut wird.

Danksagung

Wir bedanken uns beim BMBF für die finanzielle Unterstützung. Das NMR-Spektrometer wurde vom Lehrstuhl für Bodenkunde (TU München) zur Verfügung gestellt.

Literatur

- Baldock J.A., J.M. Oades, A.G. Waters, A. Peng, M. Vassallo & M.A. Wilson, 1992. Aspects of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. *Biogeochemistry* 16: 1-42.
- Bonde, T.A., B.T. Christensen & C.C. Cerri, 1992. Dynamics of soil organic matter as reflected by natural ^{13}C Abundance in particle size fractions of forested and cultivated Oxisols. *Soil Biology and Biochemistry* 24: 275-277.
- Chabbi, A. 1999. *Juncus bulbosus* as pioneer species in acidic lignite mining lakes: interactions, mechanism and survival strategies. *The New Phytologist* 144 (1): 133-142.
- Christensen B.T., 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. In B.A Stewart (Ed.), *Advances in Soil Science* 20: 2-76.
- Hüttel, R.F. & E. Weber, 2001. Forest ecosystem development in post-mining landscapes: a case study of the Lusatian lignite district. *Naturwissenschaften* 88: 322-329.
- Kalin, M. & W. Geller, 1998. Limnological fundamentals of acid mining lakes. In W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (Eds), *Acidic Mining Lakes*. Springer Verlag, Berlin: 423-425.
- Knicker, H., R. Fründ & H.-K. Lüdemann, 1993. The chemical nature of nitrogen in native soil organic matter. *Naturwissenschaften* 80: 219-221.
- Ladd, J.M., J.W. Parsons & M. Amato, 1977. Studies of nitrogen immobilization and mineralization in calcareous soils. II. Mineralization of immobilized nitrogen from soil fractions of different particle size and density. *Soil Biology and Biochemistry* 9: 319-325.
- Meiler, W. & R. Meusinger, 1991. NMR of coals and coal products. *Annual reports on NMR spectroscopy* 23: 376-410.
- Querol, X., J.M. Pares, F. Plana, & J.L. Fernandezturriel, 1993. Fly ash content and distribution in lake sediments around a large power station: interferences from magnetic susceptibility analysis. *Environment Geochemistry and Health* 15: 9-18.

- Rose, N.L. 1996. Inorganic fly-ash spheres as pollution tracers. *Environmental Pollution* 91: 245-252.
- Rumpel, C., I. Kögel-Knabner, H. Knicker, J.O. Skjemstad & R.F.Hüttl, 1998a. Types and chemical composition of organic matter in reforested lignite-rich mine soils. *Geoderma* 86: 123-142.
- Rumpel, C, H. Knicker, I. Kögel-Knabner & R.F. Hüttl, 1998b. Airborne contamination of immature soil (Lusatian mining district) by lignite-derived materials: its detection and contribution to the soil organic matter budget. *Water, Air and Soil Pollution* 105: 481-492.
- Schmidt, M.W.I., H. Knicker, P.G. Hatcher & I. Kögel-Knabner 1997. Improvement of ¹³C and ¹⁵N CPMAS NMR spectra of bulk soils, particle size fractions and organic material by treatment with hydrofluoric acid (10%). *European Journal of Soil Science* 48: 319-328.
- Schmidt, M.W.I., C. Rumpel & I. Kögel-Knabner, 1999. Particle size fractionation of soils comprising coal particles. *European Journal of Soil Science* 50: 115-122.
- Schmidt, M.W.I., H. Knicker, P.G. Hatcher & I. Kögel-Knabner, 2000. Airborne contamination of forest soils by carbonaceous particles from industrial coal processing. *Journal of Environmental Quality* 29: 768-777.
- Schmidt, M.W.I. & A. Noak, 2000. Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications and current challenges. *Global Biogeochemical Cycles*

Deposition und Transformation des Eisenminerals Schwertmannit unterdrückt die interne Neutralisation in Restseen des Braunkohletagebaus

Christian Blodau¹ & Stefan Peiffer²

¹ Limnologische Forschungsstation, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth,
E-Mail: christian.blodau@uni-bayreuth.de

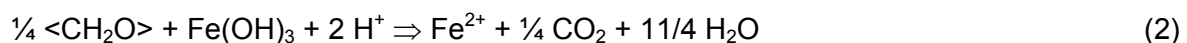
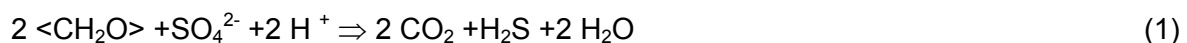
² Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen

Abstract

Interne Neutralisationsprozesse in Restseen des Braunkohletagebaus resultieren aus der Sulfat- und Eisenreduktion und der Fällung der Reaktionsprodukte als Eisensulfide. Schwertmannit stellt in vielen Restseen des Braunkohletagebaus das dominierende Eisen(III)mineral dar. Die thermodynamische Instabilität des Schwertmannit unter den in den Sedimenten vorherrschenden geochemischen Bedingungen reduziert die energetische Wettbewerbsfähigkeit der Sulfatreduktion. Dieser Effekt wird durch die Transformation des Schwertmannit, die Protonen an das Porenwasser abgibt, verstärkt. In der Anwesenheit hoher Schwertmannitkonzentrationen werden Sulfatreduktion und Eisensulfidbildung daher unterdrückt. Eine Erhöhung der mikrobiellen Aktivität in den Sedimenten durch Kohlenstoffzugabe führt unter diesen Bedingungen vermutlich zu erhöhten Eisenreduktions-, nicht jedoch Eisensulfidbildungsraten.

Einleitung

Restseen des Braunkohletagebaus stellen in vielen Regionen Mittel und Osteuropas einen wesentlichen Landschaftsbestandteil dar. Die Geochemie und die Ökologie von Braunkohletagebauseen sind geprägt durch den Eintrag von Produkten der Pyritoxidation in den umliegenden Abraumkippen. Restseen des Braunkohletagebaus sind daher meist stark sauer und reich an gelöstem Sulfat, Eisen und Aluminium. In den Sedimenten kommt es zur Festlegung von Acidität durch Sulfat- und Eisenoxidreduktion und die Bildung reduzierter Eisenschwefelverbindungen nach Gleichung (1) bis (3) und damit zur Umkehrung des Versauerungsprozesses. Träger der Neutralisation sind dabei vor allem die profundalen Sedimente, da es in den litoralen Sedimenten zu einer verstärkten Rückoxidation gebildeter reduzierter Schwefelverbindungen kommt (Blodau et al. 1998).



Analoge Neutralisationsprozesse wurden in Gewässern nachgewiesen, die von atmosphärischer Deposition (Schindler et al. 1986) betroffen sind oder die einer experimentellen Versauerung (Giblin et al. 1990, Kelly et al. 1995, Sherman et al. 1994) unterzogen wurden. In Restseen des Braunkohletagebaus sind interne Neutralisationsprozesse in den vergangenen Jahren vielfach dokumentiert worden. Im Hinblick auf die

Langzeitentwicklung von Bergbaufolgelandschaften ist die Anregung interner Neutralisationsprozesse daher von großem Interesse (Klapper et al. 1998).

Steuerung interner Neutralisationsprozesse

Es wurde ursprünglich vermutet, dass die interne Neutralisationsrate durch die Zufuhr organischer Substanz kontrolliert wird (Peine & Peiffer 1996, Wendt-Potthoff & Neu 1998). Diese Vermutung beruhte auf der Beobachtung, dass die Primärproduktion in sauren Restseen meist begrenzt ist (Gyure et al. 1989, Nixdorf & Kapfer 1998). Eine Anregung der seeinternen Neutralisation ließe sich in solch einem Szenario über die Zufuhr organischer Substanz in das Seewasser erreichen (George & Davison 1998) und ist experimentell durch Zufuhr leicht zersetzbarer organischer Substanz dokumentiert worden (Frömmichen 2001).

Eine ausschließliche Steuerung der Neutralisationsrate durch das C-Angebot steht jedoch im Widerspruch mit der Beobachtung, dass interne Neutralisationsraten in Restseen über mehrere Größenordnungen variieren, obwohl sich die Gewässer hinsichtlich ihrer Wasserqualität oder der Deposition labiler organischer Substanz nicht grundsätzlich unterscheiden (Blodau et al. 2000, Peine & Peiffer 1998). Jüngste Untersuchungen legen nahe, dass sich Unterschiede in der Neutralisationsrate aus einer Kombination mehrerer Faktoren ergeben, deren Zusammenwirken die Bildung und Festlegung von Eisensulfiden kontrolliert (Blodau & Peiffer 2002). Die Zufuhr labiler organischer Substanz, z.B. aus der Primärproduktion in einem See, ist hierbei eine nötige, aber nicht hinreichende Voraussetzung um eine hohe interne Neutralisationsrate zu gewährleisten. Unsere Untersuchungen legen nahe, dass die Koexistenz von Sulfat- und Eisenreduktion und die Abwesenheit der Oxidation gebildeten Sulfids zwingend notwendig sind, um hohe Neutralisationsraten zu gewährleisten. Eine solche Koexistenz liegt jedoch nur in einem Teil der untersuchten sauren Restseen vor (Blodau & Peiffer 2002).

Mikrobielle Untersuchungen haben gezeigt, dass Eisenreduktionsraten in Sedimenten und der Wettbewerb zwischen sulfatreduzierenden und eisenreduzierenden Mikroorganismen von der Natur der vorliegenden Eisenoxide abhängen (Lovley & Phillips 1988, Küsel 2002). In diesen Untersuchungen dominierte die Eisenreduktion, wenn amorphe oder schwach kristalline Eisenoxide vorlagen. Solche Eisenoxide treten in hoher Konzentration in Restseen des Braunkohletagebaus auf. Von besonderer Bedeutung ist dabei das Eisen-oxi-hydroxosulfat-Mineral Schwertmannit ($\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_x(\text{SO})_y$, $8-x=2y$, $1,0 < x < 1,75$), dass in einer Vielzahl von Restseen nachgewiesen worden ist (Brandt 2001).

Auch thermodynamische Überlegungen legen nahe, dass es in Abhängigkeit von den Konzentrationsbedingungen des gelösten Eisens, des pH-Wertes und der Natur der Eisenoxide in den Sedimenten saurer Restseen zu sehr unterschiedlichen Bedingungen für die Eisen- und Sulfatreduktion kommen kann, mit entsprechenden Folgen für mikrobielle Umsatzraten (Blodau et al. 1998, Blodau & Peiffer 2002). Die Verteilung des Elektronenflusses in Eisen- und Sulfatreduktion, die Rückoxidation von gebildetem H_2S und die Neutralisationsrate werden innerhalb dieses thermodynamischen Ansatzes durch die freie Enthalpien der Umsetzungen kontrolliert. Hierzu wurde in Blodau & Peiffer (2002) folgende Gleichung hergeleitet, welche die energetische Wettbewerbsfähigkeit der Eisen- und Sulfatreduktion und die thermodynamische Möglichkeit der Sulfidoxidation unter Vereinfachungen beschreibt:

$$\Delta G_{\text{Fe}} - \Delta G_{\text{SO}_4} = \Delta G_{\text{S}} = \Delta G^{\circ}_{\text{S}} + RT \cdot 2.3 \left(\frac{1}{8} \log K_{\text{H}_2\text{S}} - \frac{1}{8} \log K_{\text{FeS}} + 2 \text{ pH} + \frac{9}{8} \log [\text{Fe}^{2+}] + \frac{1}{8} \log [\text{SO}_4^{2-}] \right) \quad (4)$$

ΔG_{Fe} : molare freie Enthalpie der Eisenreduktion [J]; ΔG_{SO_4} : molare freie Enthalpie der Sulfatreduktion [J]; ΔG_{S} : molare freie Enthalpie der Sulfidoxidation [J]; $\Delta G^{\circ}_{\text{S}}$: molare freie Standardenthalpie [J]; R: Gaskonstante [$\text{J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$]; T: absolute Temperatur [K];

In Gleichung (4) geht die Annahme ein, dass der Elektronentransfer in Sulfat- und Eisenreduktion über einen identischen Elektronendonator erfolgt und dass sich ein Lösungsgleichgewicht zwischen gelöstem zweiwertigen Eisen und Sulfid und einer Eisensulfidfestphase einstellt. Die erste Annahme ist dabei möglicherweise in Sedimenten saurer Restseen, im Gegensatz zu anderen Sedimenten, nicht gegeben (Küsel 2002). Gleichung (4) sagt dennoch aus, dass die Umsetzungen im Sediment im wesentlichen von der Eisenmineralphase ($\Delta G^{\circ}_{\text{S}}$), dem pH und der Fe^{2+} Aktivität kontrolliert werden, da diese Variablen numerisch großen Einfluss auf die freie Enthalpie der Umsetzungen ausüben (Blodau & Peiffer 2002). Die größte Bedeutung für die freie Enthalpiedifferenz zwischen Sulfat- und Eisenreduktion hat dabei die Natur der vorliegenden Eisenoxide. Basierend auf vorhandenen thermodynamischen Daten (Bigham et al. 1996, Stumm & Morgan 1996) kann die Anwesenheit von Schwertmannit ($\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_x(\text{SO})_y$, $8-x = 2y$, $1,0 < x < 1,75$) die freie Enthalpie der Eisenreduktion gegenüber der Sulfatreduktion um bis zu 30 KJ eq^{-1} erhöhen, was einer pH-Wert Absenkung von 3 Einheiten entspricht.

Die kombinierte Wirkung von Änderungen der Eisenmineralphase, des pH-Wertes und der Konzentrationen gelösten zweiwertigen Eisens auf die Thermodynamik der Umsetzungen und die Verteilung von Sulfat- und Eisenreduktion kann anhand der pelagialen Sedimente der Seen 77 und 116 illustriert werden. Die Seen 77 und 116 liegen im Lausitzer Revier, sind relativ flach (8 bzw. 11 m) und wurden ab 1965 bzw. 1968 geflutet. Die pH-Werte in beiden Seen lagen im Untersuchungszeitraum 1995-1997 bei 3 und das Oberflächenwasser war geprägt durch hohe Konzentrationen an Sulfat ($1,5\text{-}12 \text{ mmol L}^{-1}$) und gelöstem Eisen ($0,3\text{-}2,0 \text{ mmol L}^{-1}$). Die Sedimente enthielten hohe Konzentrationen an gelöstem zweiwertigen Eisen (Abb. 1) und HCl-löslichen festen Eisenoxiden ($0,1\text{-}7,0 \text{ mmol Fe g}^{-1}$).

Im See 77 dominierte in den oberen 4 Zentimetern unterhalb der Sediment-Wassergrenze das schwach kristalline Eisenmineral Schwertmannit, wohingegen darunter Goethit das dominierende Eisenmineral darstellte (Peine et al. 2000). Im See 116 ist die mineralogische Zusammensetzung nicht genau bekannt, jedoch dominierten stärker kristalline Eisenoxide (Blodau et al. 1998). Das Porenwasser der Sedimente zeichnete sich im See 77 durch pH-Werte um 3 in den oberen Zentimetern aus und stieg darunter auf ca. 6 an (Abb. 1). Dieser Anstieg erfolgte im See 116 innerhalb eines Zentimeters unterhalb der Sediment-Wassergrenze. Diese vertikalen geochemischen Gradienten hatten einen großen Einfluss auf die freie Enthalpiedifferenz zwischen Eisen- und Sulfatreduktion. Unmittelbar unterhalb der Sediment-Wassergrenze lag der energetische Vorteil der Eisenreduktion im Sediment des See 77 bei ca. 50 KJ eq^{-1} (Abb. 1). Dieser Vorteil war durch die Anwesenheit von Schwertmannit

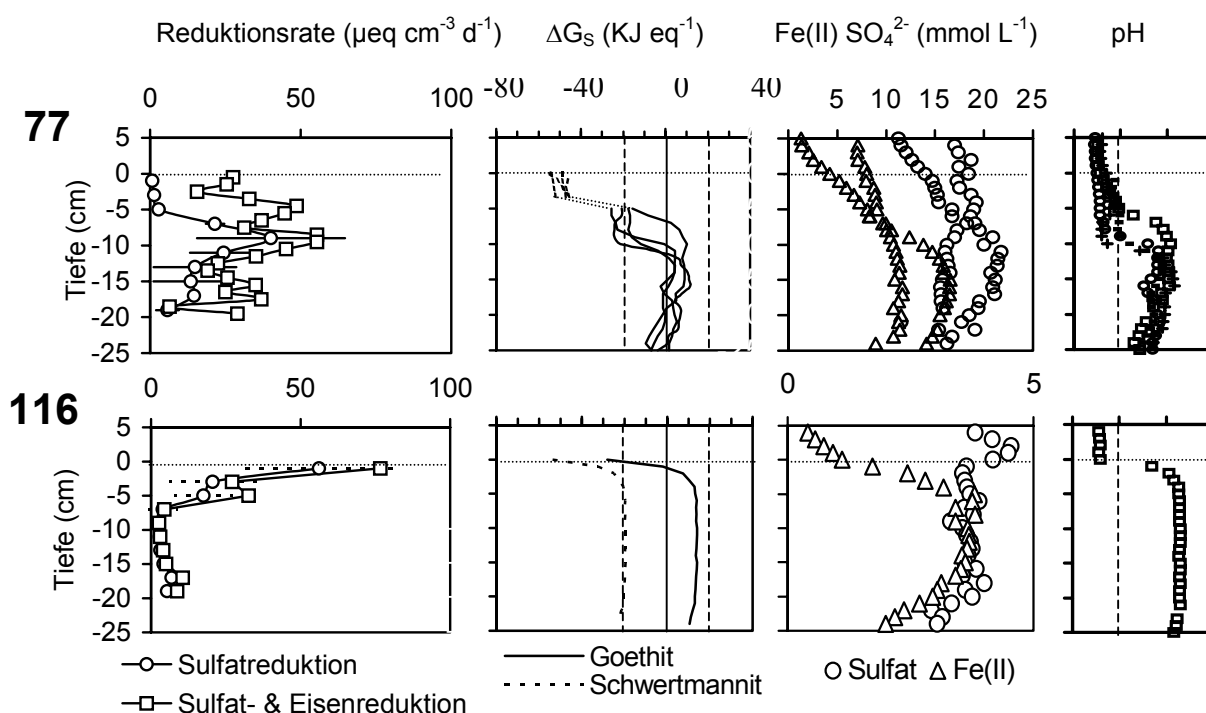
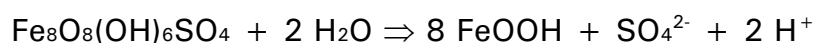


Abbildung 1: Sulfat- und Eisenreduktionsraten, Differenz in freien Enthalpien (ΔG_s) zwischen Sulfat- und Eisenreduktion, gelöstes zweiwertiges Eisen und pH-Werte in den Sedimenten der Seen 77 und 116. Negative ΔG_s -Werte implizieren einen thermodynamischen Vorteil der Eisen- gegenüber der Sulfatreduktion.

und die niedrigen pH-Werte bedingt (Gleichung 4). Unterhalb dieser Zone lag, wie auch wahrscheinlich im Sediment des Sees 116, ein simultanes Lösungs- und thermodynamisches Gleichgewicht von Sulfat- und Eisenreduktion vor. Diese thermodynamischen Verhältnisse stimmen weitgehend mit der Verteilung der Sulfat- und Eisenreduktion in den Sedimenten überein. In den Zonen eines thermodynamischen Gleichgewichtes, im Sediment des Sees 116 und in den tieferen Bereichen des Sediments des See 77, koexistierten Sulfat- und Eisenreduktion, wohingegen bei thermodynamischer Begünstigung der Eisenreduktion Sulfat nicht nennenswert reduziert wurde (Abb. 1). Der niedrige pH-Wert unterhalb der Sediment-Wassergrenze im See 77 wurde aufrechterhalten trotz aktiver Eisenreduktion (Abb. 1), die Protonen verbraucht (Gleichung 2). Diese Senke für Protonen wurde offensichtlich durch eine Protonenquelle ausgeglichen, die in der Transformation von Schwertmannit in Goethit in dieser Zone zu finden ist (Peine et al. 2000). Die Transformation von Schwertmannit zu Goethit setzt nach Gleichung (5) Protonen frei:



(5)

Die thermodynamische Instabilität des Schwertmannit unter den in den Sedimenten vorherrschenden geochemischen Bedingungen reduziert die energetische Wettbewerbs-

fähigkeit der Sulfatreduktion. Dieser Effekt wird durch die Transformation des Schwertmannit, die sich in den Sedimenten auf der Skala von einigen Jahren erstreckt (Regenspurg & Peiffer in Vorb.) und die Protonen an das Porenwasser abgibt, verstärkt. Niedrige pH-Werte unterbinden vermutlich auch aus physiologischen Gründen eine aktive Sulfatreduktion (Küsel 2002). Die geschilderten thermodynamischen Effekte und die empirischen Daten aus den Sedimenten legen daher nahe, dass die Anwesenheit von Schwertmannit im Sediment die Bildung von Eisensulfiden unterdrückt. Dies steht auch im Einklang mit vergleichsweise hohen Neutralisationsraten in Seen, die sich wie See 116 durch geringe Deposition reaktiven Eisens auszeichnen (Blodau & Peiffer 2002).

Mögliche Konsequenzen für Sanierungsmaßnahmen

Die Unterdrückung der Eisensulfidbildung durch Schwertmannit hat Folgen für Maßnahmen zur Erhöhung der internen Neutralisationsleistung saurer Restseen. In Seen, die sich durch das Vorkommen reaktiver, schwach kristalliner Eisenoxide wie Schwertmannit auszeichnen, ist damit zu rechnen, dass moderate Kohlenstoffzugaben an der Sedimentoberfläche zu einer Erhöhung der Eisenreduktionsraten führen, nicht jedoch zu einem verstärkten Alkalinitätsgewinn durch die Akkumulation von Eisensulfiden. Um eine erhöhte Neutralisationsrate zu erzielen, müsste daher in solchen Gewässern zunächst der Eiseneintrag und damit die Deposition von Schwertmannit verringert werden. Dies könnte durch die Einrichtung von „Eisenfallen“ vor Zutritt von Oberflächenwasser in ein Gewässer erreicht werden. Im Falle von Restseeketten könnte ein solcher Effekt z.B. durch einen Aufstau und damit eine Verlängerung von Retentionszeiten in Seen oberhalb eines betrachteten Gewässers erreicht werden. Eine moderate Zugabe einer Kohlenstoffquelle in ein Gewässer scheint aufgrund der geschilderten Zusammenhänge im Hinblick auf eine Erhöhung von Neutralisationsraten nur Erfolg versprechend, wenn die Kohlenstoffquelle langsam genug abgebaut wird, um nach einigen Jahren der Frühdiagenese die Zone der Sulfatreduktion tiefer im Sediment zu erreichen. In diesem Szenario würde Sulfat dann verstärkt reduziert und Eisensulfide gebildet werden.

Literatur

- Bigham, J.M., U. Schwertmann, S.J. Traina, R.L. Winland & M. Wolf, 1996. Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters. *Geochim. Cosmochim. Acta* 60: 2111-2121.
- Blodau, C. & S. Peiffer, 2002. Thermodynamics and organic matter: Constraints on the internal neutralization of highly acidic waters. *Applied Geochemistry*, in press
- Blodau C., A. Peine, S. Hoffmann & S. Peiffer, 2000. Organic matter diagenesis in acidic mine lakes. *Hydrochim. Hydrobiol. Acta* 28: 123-135.
- Blodau C., S. Hoffmann, A. Peine & S. Peiffer, 1998. Iron and sulfate reduction in the sediments of acid mine lake 116 (Brandenburg, Germany): Rates and geochemical evaluation. *Water Air Soil Pollut.* 108: 249-270.
- Brandt, A., 2001. Vorkommen, Bedeutung und Bildung von Schwertmannit in Restseen des Braunkohletagebaus. Diplomarbeit, Universität Bayreuth: 91 S.

- Frömmichen, R., 2001. In situ Sanierungsstrategie zur Förderung der mikrobiellen Entsäuerung von geogen schwefelsauren Bergbaurestseen – Mesokosmosstudien. UFZ-Bericht 12/2001.
- Davison, W., C.S. Reynolds, E. Tipping & R.F. Needham, 1989. Reclamation of acid waters using sewage sludge. *Environ. Pollut.* 57: 251-274.
- Giblin, A. E., G.E. Likens, D. White & R.W. Howarth, 1990. Sulfur storage and alkalinity generation in New England lake sediments. *Limnol. Oceanogr.* 35: 852-869.
- Gyure, R.A., A. Konopka, A. Brooks & W. Doemel, 1987. Algal and bacterial activities in acidic (pH 3) strip mine lakes. *Appl. Environ. Microbiol.* 53: 2069-2076.
- Kelly, C.A., J.A. Amaral, M.A. Turner, J.W.M. Rudd, D.W. Schindler & M.P. Stainton, 1995. Disruption of sulfur cycling and acid neutralization in lakes at low pH. *Biogeochemistry* 28: 115-130.
- Klapper, H., K. Friese, B. Scharf, M. Schimmele & M. Schultze, 1998. Ways of controlling acid by ecotechnology. In W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (Eds), *Acidic Mining Lakes*. Springer Verlag, Berlin.
- Küsel, K., 2002. Microbial cycling of iron and sulfur in acidic coal mining lake sediments. *Water Air Soil Pollut.*, in press.
- Lovley, D.R. & E.J.P. Phillips, 1988. Organic matter mineralization with reduction of ferric iron in anaerobic sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 56: 1472-1480.
- Nixdorf, B. & M. Kapfer, 1998. Stimulation of phototrophic pelagic and benthic metabolism close to sediments in acidic mine lakes. *Water Air Soil Pollut.* 108: 317-330.
- Peine, A. & S. Peiffer, 1996. Neutralisation processes in acidic mine lake sediments. *Archiv Hydrobiol. Spec. Issues Adv. Limnol.* 48: 261-267.
- Peine, A., K. Küsel & S. Peiffer, 2000. Iron and sulfur cycling in iron-rich sediments of an acidic mine lake. *Limnol. Oceanogr.* 45: 1077-1087.
- Schindler, D.W., M.A. Turner, M.P. Stainton & G.A. Linsey, 1986. Natural sources of acid neutralizing capacity in low alkalinity lakes of the Precambrian shield. *Science* 232: 844-847.
- Sherman, L.A., L.A. Baker, E.P. Weir & P.L. Brezonik, 1994. Sedimentary pore water dynamics of Little Rock Lake, Wisconsin: Geochemical processes and seasonal and spatial variability. *Limnol. Oceanogr.* 39: 1155-1171.
- Stumm, W. & J.J. Morgan, 1996. *Aquatic Chemistry*. John Wiley and Sons, New York.
- Wendt-Potthoff, K. & T.R. Neu, 1998. Microbial Processes for potential in situ remediation of acidic lakes. In W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (Eds), *Acidic Mining Lakes*. Springer Verlag, Berlin.

Mikrobielle Sulfatreduktion in abwärts-durchströmten Festbettreaktoren

Volker Preuß, Ralph Schöpke & Roland Koch

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Wassertechnik, Karl-Marx-Straße 17, 03044 Cottbus, E-Mail: wassertechnik@wt.tu-cottbus.de

Key words: Tagebausee, Entsäuerung, Sulfatreduktion, Festbettreaktor

Abstract

Water of mining lakes often is acid and polluted by iron and sulfate as a result of pyrite materials weathering. The improvement of water quality by sulfate-reducing bacteria was tested in anaerobic fixed bed reactors. Methanol was used as energy and carbon source. The success of this treatment depends on the availability of sufficient iron. A two-stage process was investigated to obtain a stable treatment. In the first reactor, filled with iron-rich sediment from mining lake „RL 111“, the concentration of ferrous iron increased from 130 mg/L to approximately 300 mg/L. In the second unit the sulfate reduction was completed. At least a sulfate removal from 1400 mg/L to 400 mg/L was needed to increase the effluent pH to more than 6,0 and sulphide precipitation was achieved. Sulfate conversion rates up to 0,19 mmol/(L*h) were obtained.

Einleitung

Viele Tagebauseen weisen auch nach Jahrzehnten einen unverändert extremen Wasserchemismus auf, der durch niedrige pH-Werte und hohe Eisen- und Sulfatkonzentrationen gekennzeichnet ist. Diese lebensfeindlichen und korrosiven Eigenschaften des Wassers stellen bei Anbindung an Vorflutssysteme bzw. das Grundwasser ein Gefährdungspotential über den Seewasserkörper hinaus dar.

Im Rahmen eines vom GKSS Forschungszentrum Geesthacht aufgelegten Hochschulprogramms wurden am Lehrstuhl Wassertechnik der BTU Cottbus durch Labor- und kleintechnische Versuche die Möglichkeiten einer biochemischen Entsäuerung durch mikrobielle Sulfatreduktion untersucht. Diese Arbeiten dienten der Bemessung und Prozessoptimierung von *in-lake* Reaktoren, welche im Zuge des HGF-Strategiefondprojektes „Systemintegrierte Umweltbiotechnologie zur Sanierung von organisch und anorganisch belasteten Grund- und Oberflächenwässern“ für das Restloch 111 (bei Lauchhammer) entwickelt wurden. Die in diesem Projektrahmen bereits erzielten Erkenntnisse bildeten weitgehend die Basis für die eigenen Untersuchungen.

Methoden

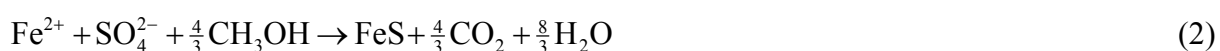
Prozessgrößen und Reaktionen

Als Zielgröße des Entsäuerungsverfahrens dient das Neutralisationspotential nach Schöpke (1999). Mit diesem Parameter kann nach Gleichung (1) der Säurestatus von Grund- und Oberflächenwässern relativ einfach erfasst werden.

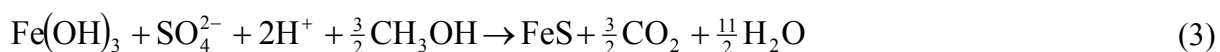
$$NP \approx K_{S4,3} - 3c_{Al^{3+}} - 2c_{Fe^{2+}} - 2c_{Mn^{2+}} \quad (1)$$

Für das Wasser des RL 111 berechnet sich NP zu -15 mmol/L , wobei der Baseverbrauch bei einem Start-pH von 2,7 zum Erreichen des pH 4,3 als negativer Säureverbrauch in die Rechnung eingeht. Die Entsäuerung des Wassers muss so weit geführt werden, dass NP positive Werte und damit den Hydrogencarbonatpuffer erreicht.

Den zentralen Prozess des Behandlungsverfahrens stellt die mikrobielle Sulfatreduktion dar, wobei die gelösten Verwitterungsprodukte der Pyritoxidation wieder als Festphasen (FeS) dauerhaft abgelagert werden sollen. Da das Tagebauseewasser nur sehr geringe Konzentrationen an organischem Kohlenstoff aufweist, muss dieser zudosiert werden. Bei den kleintechnischen Versuchen wurde dafür Methanol verwendet. Die angestrebte Reaktion lässt sich mit Gleichung (2) beschreiben.



Bei dem Wasser des RL 111 liegt das Verhältnis der Konzentrationen von Sulfat zu Eisen bei etwa 4 : 1 und ist damit für den beabsichtigten Prozess sehr ungünstig. Die erforderliche Ergänzung von Eisen wurde durch Zugabe von Eisenhydroxidschlämmen vorgenommen, da diese als wesentlicher Bestandteil des Seesedimentes am zukünftigen Einsatzort unmittelbar vorhanden sind.



Weiterhin resultiert aus dem Protonenverbrauch bei der Lösung der Eisenfestphasen (Gl. 3) eine Verschiebung des pH-Wertes in Richtung Neutralpunkt und bewirkt damit eine Steigerung der Aktivität der sulfatreduzierenden Bakterien (SRB). Der sich einstellende pH-Wert wird durch die Löslichkeit der Eisenminerale bestimmt.

Versuchsaufbau

Die umfangreichsten Untersuchungen wurden an einer Säulenfilteranlage durchgeführt, welche aus fünf Säulen mit je 15 cm Durchmesser und 200 cm Länge bestand. Als Aufwuchsflächen für die SRB kam Weizenstroh und Quarzsand zum Einsatz. Alle Säulen wurden abwärts durchströmt. Die Beaufschlagung mit Wasser aus dem RL 111 und die Dosierung des Substrates erfolgte mit Schlauchpumpen. Die Zugabe der Eisenhydroxidschlämme wurde anfänglich durch diskontinuierliches Einspülen in den Reaktorkopf (einstufige Aufbereitung) später durch Vorschalten einer separaten Filterstufe zur Eisenlösung / -reduktion (zweistufige Aufbereitung) vorgenommen. Zur Bewertung der Entsäuerungsleistung wurden bei Erreichen quasi-stationärer Verhältnisse aus den Zu- und Abläufen der Reaktoren Proben auf die folgenden Parameter analysiert: Säureverbrauch bis pH 4,3 ($K_{S4,3}$), Eisen(II), Gesamteisen, Mangan, Aluminium, Sulfat, Gesamtsulfid, gelöster

organischer Kohlenstoff (DOC), gelöster anorganischer Kohlenstoff (DIC), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), gesamter anorganischer Kohlenstoff (TIC) sowie die Hauptanionen und -kationen.

Ergebnisse

Das Einsetzen einer signifikanten Sulfatreduktion konnte erst erreicht werden, als durch Zugabe von Eisenhydroxidschlämmen eine Anhebung des pH-Wertes der Zulaufwässer erfolgte. Elliott et al. (1998) ermittelten dafür einen Mindest-pH von 3,25. Hard et al. (1997) beobachteten ein Wachstum bestimmter SRB-Stämme erst bei pH 4,0 bzw. 4,5. Insbesondere bei der einstufigen Aufbereitung erwies sich die Bewertung der Eisenversorgung als schwierig, da die Verhältnisse im Reaktor nicht direkt zugänglich waren. Zeitweise wurde nur eine unvollständige Sulfatreduktion erreicht, die offenbar auf eine Hemmung durch Sulfid-Schwefel zurückgeführt werden kann. Dieser Effekt wurde mehrfach in der Literatur beschrieben, z.B. O'Flaherty et al. (1998) und Okabe et al. (1992), jedoch liegen die angegebenen Sulfidkonzentrationen deutlich über den Ablaufkonzentrationen der eigenen Versuche. Da aber die Reaktoren nur sehr langsam durchströmt werden und deshalb erhebliche Grenzschichtstärken vorhanden sind, wird vermutlich in unmittelbarer Umgebung der Mikroorganismen eine Sulfidkonzentration erreicht, die eine Produkthemmung möglich erscheinen lässt. Darin könnte auch die Ursache liegen, dass auf dem Strohfestbett bisher keine geschlossenen Biofilme beobachtet werden konnten. Beyenal & Lewandowski (2001) vermuten, dass die Struktur der Biofilme aus den Bedingungen des Stofftransportes resultiert. Demnach können bei hohen Stoffflüssen durch dünne Grenzschichten wesentlich dichtere Biofilme aufgebaut werden.

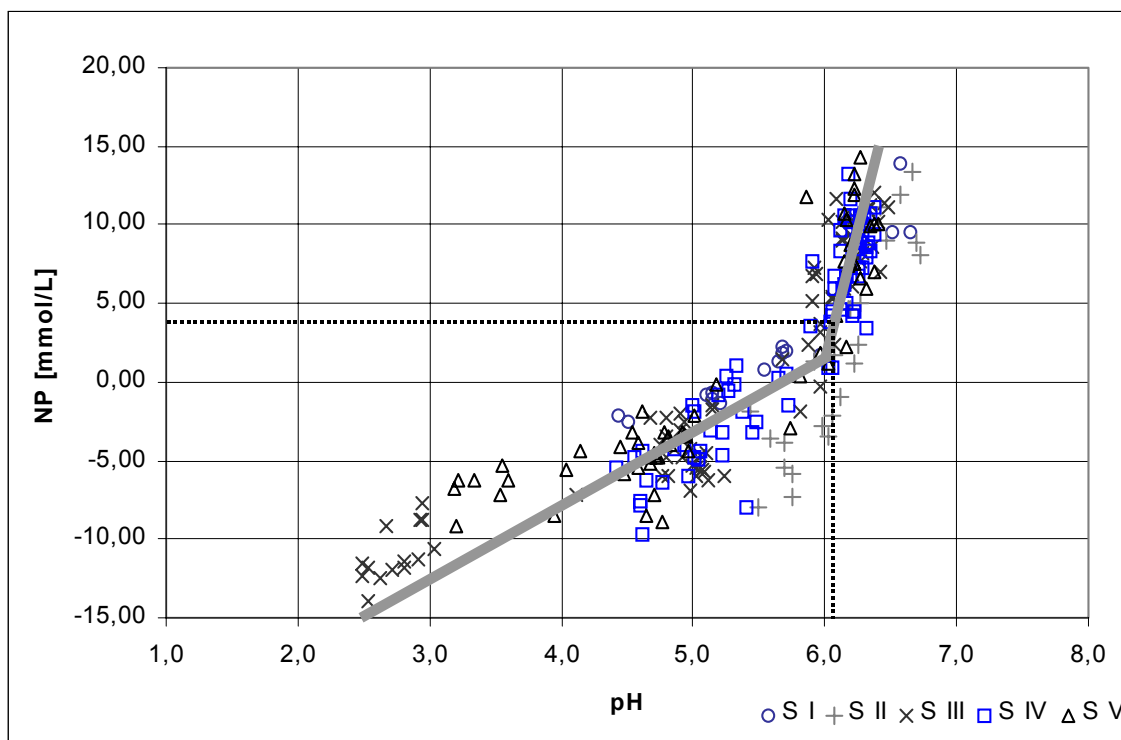


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen Neutralisationspotential und pH bei den Ablaufwässern der Reaktoren SI-SV.

Die Versuchsergebnisse zeigen übereinstimmend, dass für eine wirksame Entsäuerung pH-Werte über 6,0 erreicht werden müssen (Abb. 1). Erst dann ist aufgrund der pH-abhängigen Dissoziation des Schwefelwasserstoffs die Eisensulfidfällung möglich. Damit ergibt sich für den Zielbereich der Entsäuerung eine Aufbereitung bis zu einem Neutralisationspotential um 4 mmol/L. Die pH-Werte der Reaktorabläufe werden bei positivem Neutralisationspotential durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bestimmt. Ein weiteres Ansteigen der pH-Werte über 6,2...6,4 innerhalb der Reaktoren wird durch das gebildete Kohlendioxid verhindert. Im späteren Kontakt mit der Atmosphäre kann Kohlendioxid entweichen, so dass sich dann pH-Werte über 7 einstellen können. Bei einem Ablauf-NP um 4 mmol/L werden Sulfatkonzentrationen unter 400 mg/L erreicht (Abb. 2). Für die Behandlung des Wassers aus dem Restsee 111 ist deshalb die Reduktion von ca. 10 mmol/L Sulfat erforderlich. Dabei ergibt sich eine Entsäuerung von 20 mmol/L. Im Unterschied zur chemischen Entsäuerung durch Zugabe von Alkalien kann durch die mikrobielle Sulfatreduktion ein Hydrogencarbonatpuffer von mehreren Millimol pro Liter aufgebaut werden.

Maximal wurden bisher Entsäuerungsgeschwindigkeiten von 0,38 mmol/(L*h) erreicht. Mit der Inbetriebnahme einer separaten Filterstufe zur Eisenlösung und -reduktion konnte die Prozessstabilität erheblich gesteigert werden. Die Versuchsergebnisse zeigen in Übereinstimmung mit Modellrechnungen, dass auf diesem Weg aber nicht mehr als 6 mmol/L Eisen in Lösung gebracht werden können. Zur Fällung der restlichen Sulfide ist deshalb eine dritte Prozessstufe erforderlich.

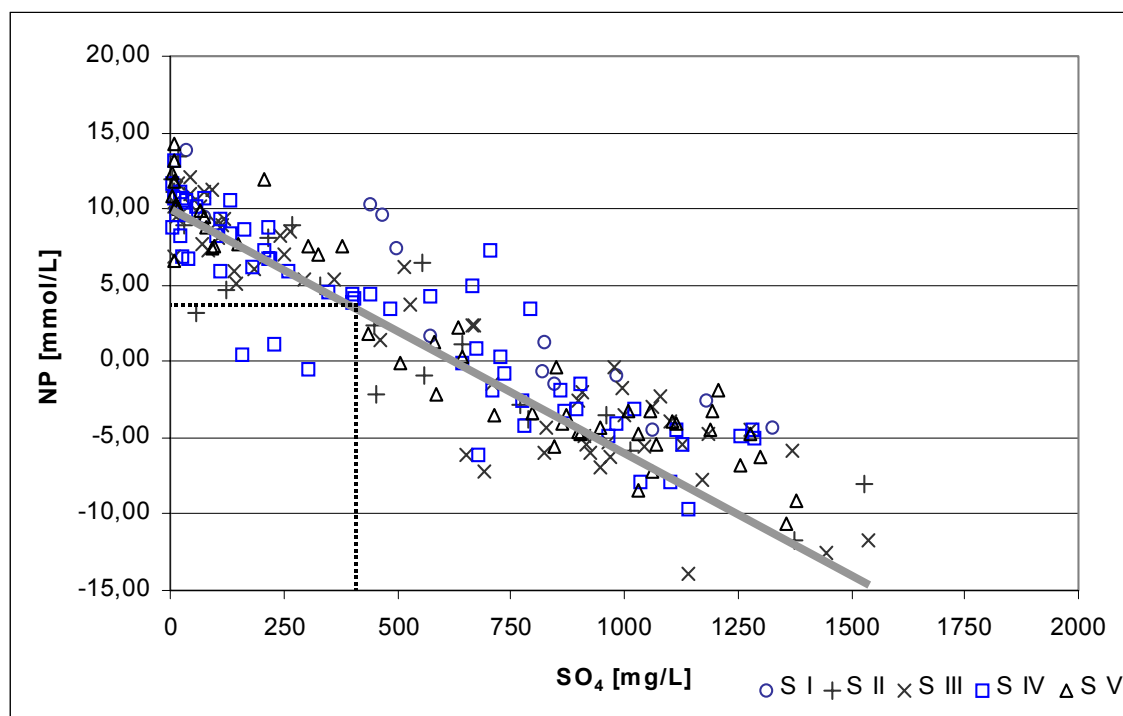


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen Neutralisationspotential und Sulfatkonzentration bei den Ablaufwässern der Reaktoren SI-SV.

Ausblick

Die Weiterentwicklung des Entsäuerungsverfahrens und dessen technische Erprobung im RL 111 ist Gegenstand eines durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt geförderten Folgeprojektes, welches gemeinsam durch das UFZ Halle-Leipzig / Sektion Gewässerforschung, das GKSS Forschungszentrum Geesthacht sowie den Lehrstuhl Wassertechnik der BTU Cottbus bearbeitet wird.

Literatur

- Beyenal, H. & Z. Lewandowski, 2001. Mass-transport dynamics, activity and structure of sulfate-reducing biofilms. *AIChE J.* 47 (7): 1689-1697.
- Elliott, P., S. Ragusa & D. Catcheside, 1998. Growth of sulfate-reducing bacteria under acidic conditions in an upflow anaerobic bioreactor as a treatment system for acid mine drainage. *Wat. Res.* 32 (12): 3724-3730.
- Hard, B.C., S. Friedrich & W. Babel, 1997. Bioremediation of acid mine water using facultatively methylotrophic metal-tolerant sulfate-reducing bacteria. *Microbiol. Res.* 152: 65-73.
- O'Flaherty, V., T. Mahony, R. O'Kennedy & E. Colleran, 1998. Effect of pH on growth kinetics and sulphide toxicity thresholds of a range of methanogenic, syntrophic and sulphate-reducing bacteria. *Process Biochem.* 33 (5): 555-569.
- Okabe S., P.H. Nielsen & W.G. Characklis, 1992. Factors affecting microbial sulfate reduction by *Desulfovibrio desulfuricans* in continuous culture: limiting nutrients and sulfide concentration. *Biotechnol. Bioeng.* 40: 725-734.
- Schöpke, R., 1999. Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse in Kippengrundwasserleitern. Dissertation BTU Cottbus, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt 2. ISBN 3-934294-01-4

Mikrobielle laubassozierte Prozesse in extrem sauren Tagebaugewässern

Jeanette Schlieff & Michael Mutz

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45,
15526 Bad Saarow, E-Mail: j.schlieff@limno-tu-cottbus.de

Key words: Laubabbau, Abbaurate, mikrobielle Aktivität, Respirationsrate, Pilzbiomasse

Abstract

Microbial processes associated with birch (*Betula pendula*) and plastic leaves were investigated during a long-term experiment in a mining lake and stream. These mining waters are very acidic (pH 2.5 – 3.2) and have a high ochre deposition. The leaf breakdown rates at both sites were low ($-k = 0.0014$) and mechanical abrasion had no influence on breakdown rates. Microbial activity and fungal biomass on leaves were higher in the lake than in the stream, where ochre deposition was extremely high. Microbial activity was higher on birch than on plastic leaves at the lake site, whereas no significant difference was observed at the stream site. The amount of ochre deposition appears to determine the rate at which leaves can be broken down by microorganisms in acidic mining waters.

Einleitung

In den extrem sauren Tagebaugewässern der Niederlausitz ist die biogene Alkalinitätsproduktion durch Eisen- und Sulfatreduktion an den Abbau organischer Substanz gebunden. Eine wesentliche Quelle organischer Substanz in Gewässern ist der Eintrag von allochthonem organischen Material, vor allem in Form von Falllaub (Benfield, 1996). Die genaue Kenntnis der Geschwindigkeit und Art des Laubabbaus ist daher von grundlegender Bedeutung für Prognosen, die auf eine Verbesserung der Wasserqualität abzielen. Aus neutralen Gewässern ist bekannt, dass die Besiedlung des Laubs durch Mikroorganismen, insbesondere durch aquatische Pilze, sowie Makroinvertebraten des Ernährungstyps Zerkleinerer die Abbaugeschwindigkeit determiniert (Boulton and Chauvet, 1991). Durch mechanischen Abrieb des Blattmaterials, verursacht durch Strömung und Sedimentbewegung, wird Laub fragmentiert, mikrobielle Prozesse werden stimuliert und der Laubabbau kann zusätzlich beschleunigt werden (Webster & Benfield 1986; Rounick & Winterbourn 1983). (Siefert and Mutz, 2001) fanden in extrem sauren Tagebaufließgewässern der Niederlausitz einen gegenüber neutralen Gewässern stark gehemmten Abbau von Birkenlaub ohne Beteiligung von Makroinvertebraten. Inwieweit die bergbauspezifische Wasserchemie am Laubabbau beteiligte mikrobielle Prozesse modifiziert, ist weitgehend unbekannt. Bei der vorliegenden Untersuchung sollten daher die laubassozierte mikrobielle Aktivität und Pilzbiomasse in geogen versauerten Gewässern bestimmt werden. Vergleichende Erhebungen mikrobieller Aktivität auf Kunststoff-Blattimitaten sollten klären, ob Mikroorganismen Laub als Nahrungssubstrat oder bloße Anhaftungsfläche nutzen. Weiterhin sollte geklärt werden, ob der Laubabbau in Tagebauseen aufgrund von geringerem mechanischen Abrieb des Materials noch stärker reduziert ist als in Tagebaufließgewässern.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden in einer westlich der Stadt Lauchhammer (Niederlausitz, Brandenburg) gelegenen Tagebauseenkette durchgeführt. Die aus ehemaligen Gruben entstandenen Tagebauseen sind durch ein künstliches Grabensystem miteinander verbunden, das in die Schwarze Elster entwässert. Die Gräben sind durch gleichförmige Querprofile mit einer Breite von 2 bis 8 Metern und ein reguliertes, überwiegend moderates Abflussregime gekennzeichnet. Die Wasserqualität der Seenkette ist durch stark sauren Grundwasserzustrom aus umliegenden Kippenbereichen geprägt und zeichnet sich durch pH-Werte $< 3,5$ und hohe Konzentrationen an Sulfat und gelösten Metallen, insbesondere Eisen, aus. Die Ufervegetation der Gewässer wird vor allem durch spontan auftretende Birken (*Betula pendula*) und in geringerem Maße von Kiefern (*Pinus sylvestris*) dominiert.

Methoden

Im Litoralbereich eines Tagebausees (RL 108) und in einer Fließstrecke (Floßgraben; Abfluss RL 108) wurden Langzeitversuche mit der „litter bag“-Methode durchgeführt. Im Dezember 2000 wurden jeweils 5 g frisch gefallenes, luftgetrocknetes Birkenlaub sowie je 40 Blattimitate aus PE-Folie in Netzgazebeutel (1 mm Maschenweite) im Gewässer exponiert und in mehrmonatigen Intervallen entnommen. Im Labor wurden die Blätter einzeln mit Wasser der Probestelle gespült, loses Sediment (32 – 1000 μm) separat für jeden Beutel aufgefangen und nach Ofentrocknung (24 h, 60°C) gewogen. Als Maß für laubassoziierte mikrobielle Aktivität wurden die Respirationsraten der Blattpakete erhoben. Die Messungen wurden in einer durchströmten Kammer unter *in situ*-Temperaturbedingungen durchgeführt (Brethauer & Mutz 2002). Anhand des Ergosterolgehalts im Blattmaterial wurde die laubassoziierte Pilzbiomasse bestimmt (Gessner 1993; Gessner & Schmitt 1996). Das verbliebene Trockengewicht wurde nach Ofentrocknung (24 h; 60°C) und das aschfreie Trockengewicht nach Veraschung (5 h; 550°C) ermittelt. Ausgestanzte Blattscheiben definierter Fläche dienten der Ermittlung einer Gewichts-/Flächenrelation.

Ergebnisse

Probestellen

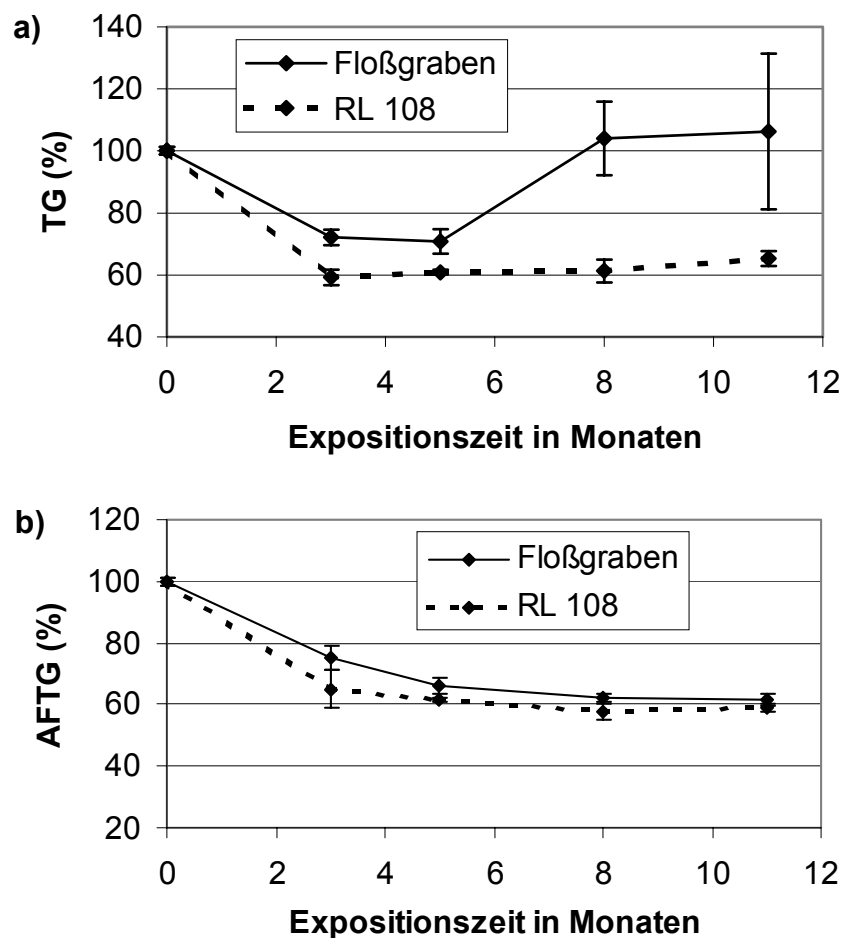
Ein Vergleich charakteristischer Kenndaten für beide Probenstellen ist in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Kenndaten der Probestellen im Probenahmezeitraum.

Parameter		Tagebausee RL 108 (Litoral)	Floßgraben (Abfluss RL 108)
Mittlere Strömung	cm s^{-1}	--	30
Fe (III)	mg l^{-1}	46,1	34,8
pH-Wert (min-max)		2,66 – 3,17	2,49 – 3,05
Leitfähigkeit (min-max)	$\mu\text{S cm}^{-1}$	1109 – 1534	1166 – 1523

Blattmasseverluste

Die Blätter erschienen nach mehrmonatiger Exposition im Tagebausee nahezu unversehrt, im Fließgewässer waren nach 8 Monaten geringe Anzeichen einer Fragmentierung erkennbar. Nach 5 Monaten bildete sich sowohl auf Birken- als auch auf Kunstlaub eine fest anhaftende Eisenockerkruste. Dementsprechend stieg das Blatttrockengewicht von Birkenlaub nach längerer Expositionszeit an. Diese Gewichtszunahme war im Fließgewässer besonders stark (Abb. 1 a). Der Masseverlust des aschfreien Blatttrockengewichts verringerte sich mit zunehmender Expositionszeit. Nach 11 Monaten waren noch 58–62 % der ursprünglichen Blattmasse vorhanden (Abb. 1 b). Auf Basis des aschfreien Trockengewichts ergaben sich Abbauraten von $-k = 0,0014 \text{ d}^{-1}$ für beide Probestellen. Neben fest anhaftenden Eisenockerkrusten wurden die Blattpakete vor allem in der Fließstrecke zunehmend von lose aufliegendem eisenockerhaltigen Sediment überlagert. Im Tagebausee betrug die maximale Sedimentablagerung 4,7 g, im Floßgraben sogar 51 g pro Blattpaket.



Abbildungen 1 a und b: Dynamik der Blattmasse an beiden Probestellen im Verlauf der Exposition. Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardfehler ($N = 3$). TG = Trockengewicht, AFTG = aschfreies Trockengewicht.

Laubassoziierte Respirationsrate und Ergosterolgehalt

Sowohl Birkenlaub als auch Blattimitate aus Kunststoff wurden von Mikroorganismen besiedelt, dementsprechend konnte auf beiden Substraten mikrobielle Aktivität gemessen

werden. Während im Tagebausee zu jedem Probenahmezeitpunkt eine höhere Respirationsrate auf Birkenlaub als auf den Blattimitaten gemessen wurde, ergab sich in der Fließstrecke nach längerer Exposition ein geringer oder kein Unterschied zwischen Birken- und Kunstlaub (Abb. 2 a und b). Auffällig ist weiterhin, dass die Respirationsrate auf Kunstlaub im Floßgraben einen ähnlichen zeitlichen Verlauf zeigte wie auf Birkenlaub, während sie im Tagebausee für die gesamte Expositionszeit auf annähernd gleich niedrigem Niveau lag.

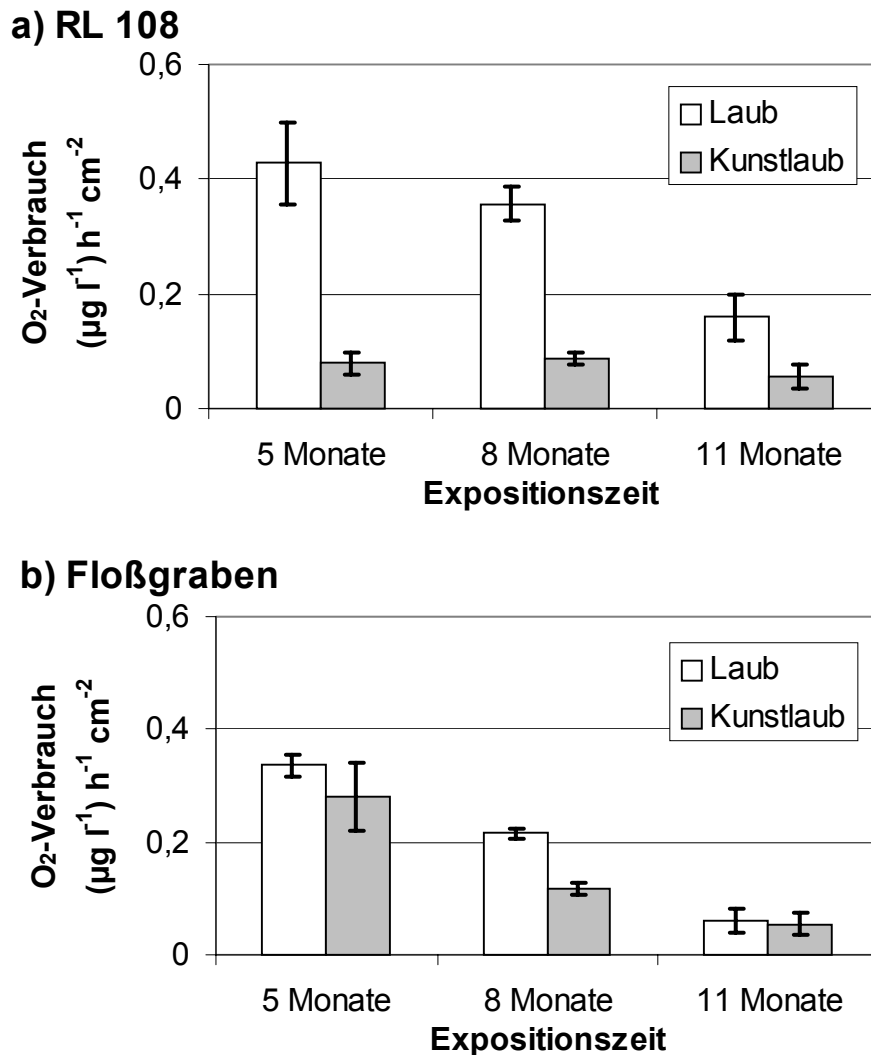


Abbildung 2 a und b: Vergleich der Respirationsraten auf Birkenlaub und Kunstlaub aus PE-Folie an beiden Probestellen. Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardfehler (N = 3).

Im Jahresdurchschnitt lag die laubassoziierte Respirationsrate im Tagebausee bei $0,32 \mu\text{g O}_2 \text{cm}^{-2} \text{h}^{-1}$ und im Floßgraben bei $0,20 \mu\text{g O}_2 \text{cm}^{-2} \text{h}^{-1}$. Die Respirationsrate war bei der ersten Probenahme nach 5 Monaten am höchsten und nahm im weiteren Verlauf der Exposition an beiden Probestellen ab (Abb. 3 a und b). Im Tagebausee war die Respirationsrate zu jedem Probenahmezeitpunkt höher, nach 8 und 11 Monaten sogar fast doppelt so hoch, wie im Tagebaufließgewässer. Während sich im Tagebausee auch die laubgebundene Pilzbiomasse mit der Zeit verringerte, war diese im Floßgraben gleichbleibend gering. Auch bei der Pilzbiomasse wurden im Tagebausee nach 5-monatiger Exposition nahezu 2-fach

höhere Werte als im Tagebaufließgewässer gemessen. Nach 11-monatiger Expositionszeit war die Biomasse der Pilze an beiden Probestellen auf gleich niedrigem Niveau (Abb. 3 a und b).

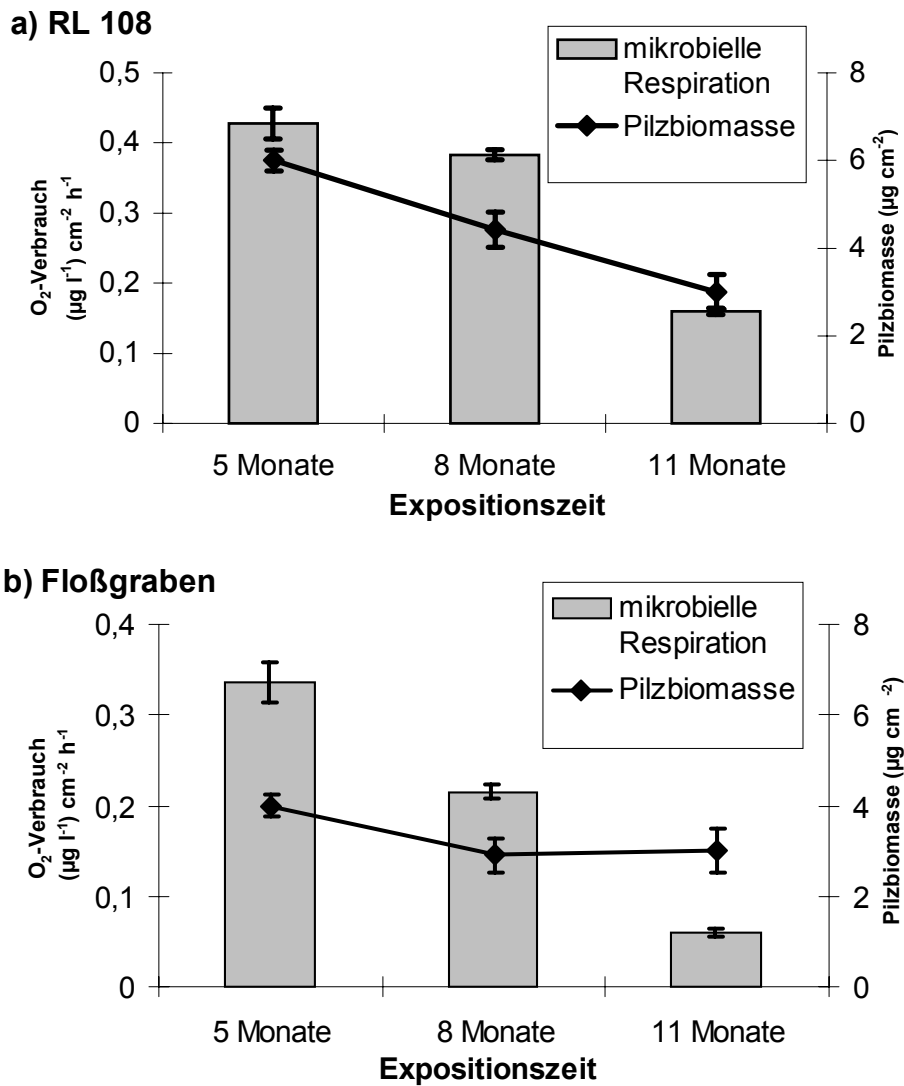


Abbildung 3 a und b: Dynamik der laubassoziierten Respirationsraten und Pilzbiomasse an beiden Probestellen im Verlauf der Exposition. Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardfehler (N = 3).

Diskussion

Die Dynamik des Laubabbaus in geogen versauerten Gewässern unterscheidet sich stark von der in neutralen Gewässern. Der Blattmasseverlust wird in den Tagebaugewässern durch die Bildung von Eisenkrusten auf den Blattoberflächen kompensiert, was in einer Trockengewichtszunahme des Blattmaterials mit der Zeit resultiert. In Gewässern mit starker Ockerdeposition müssen daher zur Ermittlung von Abbauraten aschfreie Blatttrockengewichte herangezogen werden. Die gemessenen Abbauraten sind im Vergleich zu publizierten Werten anderer Gewässer stark reduziert, liegen aber im Bereich der von (Siefert and Mutz, 2000) ebenfalls an Tagebaugewässern der Niederlausitz erhobenen Raten. In circumneutralen

Gewässern wurden für verschiedene Birkenarten 4-fach höhere Abbauraten gemessen (Webster and Benfield, 1986). Auch die von Carpenter et al. (1983) ermittelten Raten für *Betula lutea* in einem durch saure Minenwässer beeinflussten See (pH: 3,5 – 4,0) in Virginia waren um das 3-fache höher als in der vorliegenden Arbeit. Entgegen den Erwartungen wurde Laub im Tagebausee nicht langsamer als im Tagebaufließgewässer abgebaut, was vermutlich durch die besonders starke Überlagerung des Blattmaterials mit eisenockerhaltigem Sediment in der Fließstrecke zu begründen ist. Die im Tagebaufließgewässer stets geringere laubassoziierte mikrobielle Aktivität und Pilzbiomasse deuten darauf hin, dass die Ockerablagerungen mikrobielle Prozesse hemmen und somit den durch mechanische Fragmentierung bedingten Masseverlust von Laub kompensieren. Verminderte mikrobielle Besiedlung von Laub nach Bedeckung mit Eisenoxihydroxiden beobachteten auch Gray & Ward (1983) in Fließgewässern mit starker Ockerdeposition.

Die maximalen im Tagebausee gemessenen Respirationsraten stimmen in der Größenordnung mit denen von Groom & Hildrew (1989a) an Buchen- und Erlenlaub in einem sauren Fließgewässer (pH 3,8 – 5,2) erhobenen Werte überein. Dieselben Autoren ermittelten für diese Blattarten in circumneutralen Bächen Respirationsraten, die um das 2- bis 4-fache höher als im Tagebausee und sogar um das 2,5- bis 6-fache höher als im Tagebaufließgewässer waren. Dagegen war die von Fuss & Smock (1996) gemessene Jahresdurchschnitts-respirationsrate für Blätter dreier Baumarten in einem circumneutralen Gewässer mit $0,39 \mu\text{g O}_2 \text{ cm}^{-2} \text{ h}^{-1}$ nur wenig höher als die im Tagebausee gemessene. Dieses Ergebnis verdeutlicht, dass in extrem sauren Tagebaugewässern laubassoziierte mikrobielle Prozesse nicht unbedingt gehemmt sein müssen. Im Vergleich zu Studien in neutralen Gewässern war die laubassoziierte Pilzbiomasse in den extrem sauren Tagebaugewässern stark reduziert (Haapala and Muotka, 2001). Allerdings deutet die Biomasseabnahme im Verlauf der Exposition im Tagebausee, auf verringerte Nahrungsqualität der Blätter im Zuge des Abbaus hin. Dies weist, ebenso wie die höhere mikrobielle Aktivität von Birken- im Vergleich zu Kunstlaub, auf die Nutzung von Falllaub als Nahrungssubstrat durch Mikroorganismen im Tagebausee hin. Die unabhängig von der Dauer der Exposition gleichbleibend geringe Pilzbiomasse im Tagebaufließgewässer und der geringe Unterschied in der mikrobiellen Aktivität von Birken- und Kunstlaub zeigen, dass Laub hier vorwiegend als Anhaftungsfläche und nicht oder kaum als Nahrungssubstrat durch Mikroorganismen genutzt werden kann. Die laubgebundene mikrobielle Biozönose muss demnach im Tagebaufließgewässer andere, nicht laubbürtige Kohlenstoffquellen nutzen.

Schlussfolgerungen und Ausblick

In Tagebaugewässern mit starker Ockerdeposition determiniert der Grad der Überlagerung mit Eisenocker die Verfügbarkeit von Laub als mikrobielles Nahrungssubstrat und dadurch die Abbaugeschwindigkeit. Mechanische Faktoren hingegen können den Laubabbau nicht beschleunigen. In einem Tagebausee mit weniger starker Ockerdeposition gibt es Hinweise auf eine Nutzung von Laub als mikrobielles Nahrungssubstrat. In einer Tagebaufließstrecke hingegen wird die Nutzung von Laub als mikrobielles Nahrungssubstrat vermutlich durch die starke Überlagerung des Blattmaterials mit eisenockerhaltigem Sediment und fest anhaftenden Eisenkrusten verhindert. Eine verstärkte Bindung von gelösten organischen Kohlenstoffen an diese Krusten wird vermutet. Vertiefende Untersuchungen sollen Aufschluss darüber geben, ob laubassoziierte Mikroorganismen diesen Kohlenstoff nutzen. Ob das Laub in einem längeren Zeitraum vollständig abgebaut werden kann oder eine gering fragmentierte Restmasse verbleibt, ist derzeit noch unklar.

Literatur

- Benfield, E.F., 1996- Leaf breakdown in stream ecosystems. In F.R. Hauer & G.A. Lamberti (Eds), *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, New York: 579-589.
- Boulton, A.J. & P.I. Boon, 1991. A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: Time to turn over an old leaf? *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 42: 1-45.
- Brethauer, B. & M. Mutz, 2002. Prozesse der laubgebundenen mikrobiellen Respiration in einem natürlich sauren Gewässer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 2001, Tutzing.
- Carpenter, J., W.E. Odum & A. Mills, 1983. Leaf litter decomposition in a reservoir affected by acid mine drainage. *Oikos* 41: 165-172.
- Fuss, C.L. & L.A. Smock, 1996. Spatial and temporal variation of microbial respiration rates in a blackwater stream. *Freshw. Biol.* 36: 339-349.
- Gessner, M.O., 1993. Ergosterol-to-biomass conversion factors for aquatic hyphomycetes. *Appl. Environ. Microbiol.* 59: 502-507.
- Gessner, M.O. & A.L. Schmitt, 1996. Use of Solid-phase extraction to determine ergosterol concentrations in plant tissues colonized by fungi. *Appl. Environ. Microbiol.* 62: 415-419.
- Gray, W.L.J. & J.V. Ward, 1983. Leaf litter breakdown in streams receiving treated and untreated metal mine drainage. *Oikos* 9: 135-138.
- Groom, A.P. & A.G. Hildrew, 1989. Food quality for detritivores in streams of contrasting pH. *J. Anim. Ecol.* 58: 863-881.
- Haapala, A. & T. Muotka, 2001. Breakdown and macroinvertebrate and fungal colonization of alder, birch, and willow leaves in a boreal forest stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20: 395-407.
- Rounick, J.S. & M. J. Winterbourn, 1983. Leaf processing in two contrasting beech forest streams: Effects of physical and biotic factors on litter breakdown. *Arch. Hydrobiol.* 96: 448-474.
- Siefert, J. & M. Mutz, 2001. Processing of leaf litter in acid waters of the post-mining landscape in Lusatia, Germany. *Ecological Engineering* 17: 297-306.
- Webster, J.R. & E.F. Benfield, 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 567-594.

Kontrollierte Eutrophierung zur Produktionssteigerung und Senkung der Acidität in extrem sauren Tagebauseen (Mesokosmenexperimente)

Andrew Fyson^{1,2} & Jörg Gelbrecht¹

¹ Leibnitz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

² BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße-45, 15526 Bad Saarow

Key words: Saure Tagebauseen, Eutrophication, Alkalinisierung, Mesokosmen

Abstract

There are many extremely acidic mining lakes (pH 2,4-3,4 and high concentrations of dissolve iron and sulphate) in the Lausitz (north-eastern Germany) formed through the flooding of open cast lignite mine pits following mine closure. Considerable effort is being employed to find environmentally acceptable measures to remove the acidity and develop the recreational potential of these lakes. Chemical treatment is too expensive and is not self-sustaining. Flooding with neutral river water is being employed successfully for some of the larger lakes. However many lakes requires the development of new strategies to remove acidity on a long-term basis. The productivity of these lakes are low due to a lack of available carbon and phosphorus to support growth of organisms. Controlled eutrophication is being tested whereby increased lake primary productivity can enhance the role of sediment-bound, microbially mediated alkalinity generating processes such as sulphate reduction. In the study described here, 60 L laboratory mesocosms have been employed to assess the influence of phosphorus and organic carbon (acetic acid) additions on water chemistry and the development of algal biomass and primary production. Addition of phosphorus (200 µg.L⁻¹) and acetic acid (0.1 mM) resulted in a dramatic enhancement of primary production despite the rapid disappearance of available phosphorus from the water column. Phosphorus alone had a much smaller promotional effect suggesting that addition of both phosphorus and organic carbon is necessary to achieve high levels of primary production. The addition of phosphorus alone or together with acetic acid resulted in only small reductions in titratable acidity and no clear changes in pH. Future experiments will determine whether such measures can enhance alkalinity generation in sediments.

Einleitung

In der Lausitz – im Nordosten Deutschlands – befinden sich ca. 175 Tagebauseen, von denen etwa die Hälfte extrem sauer (pH 2,4-3,4) sind. Morphometrie, Entstehung und Chemismus dieser Seen wurden von Nixdorf et al. (2001) beschrieben. Die Acidität wird durch hohe Konzentrationen von gelösten Metallionen (meist Eisen und Aluminium) und Protonen verursacht. Die Oxidation der Eisensulfide Markasit und Pyrit in den Abraumhalden und im ursprünglichen Grundwasserleiter führt zur Versauerung des in die Restlöcher fließenden Wassers. Der pH-Wert der extrem sauren Tagebauseen wird vor allem durch hohe Konzentrationen von gelöstem Fe(III) gepuffert. Steigen die pH-Werte an, führen Hydrolyse und Fällung von Eisen als Fe(III)-Hydroxide/Oxidhydrate aber wiederum zur Freisetzung von Protonen. Um die entstandenen Seen zukünftig vor allem für Erholungszwecke nutzen zu

können, wird nach ökonomisch und ökologisch akzeptablen Methoden gesucht, die die Acidität der Seen langfristig stabil senken. Größere Seen sollen mit neutralem, nährstoffreichen Flusswasser geflutet werden. Für diese Methode sprechen erste erfolgreiche Versuche. Jedoch steht aufgrund des enormen Wasserdefizits in der Lausitz nicht ausreichend Fremdwasser zur Flutung aller Seen zur Verfügung. Auch ist diese Variante für viele kleinere und zum Teil schon gefüllte Seen nicht praktikabel.

Eine Neutralisierung kann durch direkte Zugabe von Basen erreicht werden, was sehr teuer ist und nicht zur Selbststabilisierung des Systems führt. Eine weitere Möglichkeit ist die biologisch induzierte Förderung von alkalinitätproduzierenden Prozessen, wie die Sulfat- und Eisen(III)-Reduktion. Durch diese Prozesse kann Eisen im Sediment als stabiles, schwer lösliches Sulfid festgelegt werden. Die Sulfatreduktion kann durch organische Substanz in Form einer direkten Zugabe von organischen Abfällen oder aus solchen, die sich im See bilden, gefördert werden. Eine steigende autochthone Primärproduktion durch kontrollierte Eutrophierung (Zugabe von Nährstoffen) ist daher eine attraktive Strategie für eine langfristige Neutralisation dieser Seen. Obwohl die Algenbiomasse und die Primärproduktion in diesen Seen generell sehr niedrig sind, wurden hohe Werte im Bereich des Tiefenchlorophyllmaximums oder in Seen mit hohen Nährstoffkonzentrationen gefunden (Nixdorf et al. 1997, Fyson & Rücker 1998). Ursachen für die geringe Primärproduktion sind die extrem niedrigen Konzentrationen von gelöstem anorganischen Kohlenstoff (DIC) und von Phosphor in diesen Seen, was auf die niedrigen pH-Werte und die hohen Fe(III)-Konzentrationen zurückzuführen ist, da bei der Fällung von Eisen als Fe(III)-Hydroxid/Oxidhydrat Phosphor mitgefällt wird. Die Primärproduktion in diesen Seen kann deshalb sowohl P- als auch C-limitiert sein (Krumbeck et al. 1998). Um die Effekte einer Phosphor- und Kohlenstoffzugabe auf die Primärproduktion zu untersuchen, wurden Mesokosmenexperimente durchgeführt. Zusätzlich wurden die Veränderungen des Wasserchemismus und der Biologie erfasst.

Material und Methoden

Die Mesokosmenexperimente wurden in durchsichtigen PVC-Säulen mit einer Höhe von 2 m und einem Innendurchmesser von 0,2 m durchgeführt. Diese wurden mit 60 L Oberflächenwasser aus dem Restloch 117 (pH = 3,0; Fe = 15 mg L⁻¹, TP = 5-7 µg L⁻¹) gefüllt. Diese Mesokosmen wurden bei Raumtemperatur (18-22°C) und künstlicher Belichtung mit einem dem Sonnenlicht ähnlichen Spektrum inkubiert. Zu Beginn der Experimente wurden in die Säulen gelöster anorganischer Phosphor (200 µg L⁻¹) und/oder Essigsäure (0,1 mM) gegeben. Die chemischen Parameter wurden entsprechend den deutschen Standardmethoden (DEV), modifiziert nach Zwirnmann et al. (1999), bestimmt. Die Primärproduktion wurde mit der ¹⁴C-Methode, modifiziert nach Kapfer et al. (1997), und die bakterielle Produktion wurde über die Aufnahme von ³H-Thymidin gemessen.

Ergebnisse

Der Wasserchemismus in den Mesokosmen zu Beginn und nach 220-240 Tagen am Ende des Experimentes ist in Tabelle 1 zusammengefasst. Die meisten Parameter zeigten nur geringe Veränderungen im Verlauf des Experimentes. Deutlich änderten sich dagegen die Konzentrationen von Eisen (Fe), Phosphor (P), Stickstoff (N) und Silicium (Si). Die Veränderungen der Eisen- und Phosphorkonzentrationen sowie die der Primärproduktion sind

in Abbildung 1 dargestellt. Die gelösten Fe-Konzentrationen (Abb. 1a) sinken in 100 Tagen von 11 mg L^{-1} auf etwa $2\text{-}3 \text{ mg L}^{-1}$ in der Gegenwart von Phosphor und auf $5\text{-}6 \text{ mg L}^{-1}$ bei Abwesenheit von Phosphor. Die Konzentration von gelöstem reaktiven Phosphor (SRP) ging unmittelbar nach Zugabe von $200 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ auf $100 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ zurück, was vermutlich durch Bindung an Fe(III)-Hydroxid/Oxidhydrat-Partikel verursacht wurde. Nach 50 Tagen sanken sowohl Gesamtphosphor (TP) als auch SRP auf etwa $50 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ bzw. $10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (Abb. 1b-c), nach 100 Tagen sanken die TP-Konzentrationen dann auf weniger als $10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$. Die Anwesenheit von Essigsäure hatte keinen deutlichen Einfluss auf die P-Konzentration.

Tabelle 1: Wasserchemismus der Mesokosmen zu Beginn des Experimentes und nach 220-240 Tagen. K = Kontrolle, P = Zugabe von $200 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ Phosphor, E = Zugabe von $0,1 \text{ M}$ Essigsäure, PE = Zugabe von $200 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ Phosphor + $0,1 \text{ M}$ Essigsäure; jeweils Angabe des Durchschnittes von 3 Mesokosmen

Parameter	Einheit	Anfang	Konzentrationen nach 220-240 Tagen			
			K	P	E	PE
pH		2,99	2,86	2,88	2,85	2,86
KB _{4,3}	mmol L ⁻¹	1,81	1,89	1,73	1,81	1,78
KB _{8,2}	mmol L ⁻¹	2,20	2,26	2,11	2,17	2,16
Fe (ges.)	mg L ⁻¹	11,46	1,87	4,18	2,09	3,60
Al	mg L ⁻¹	1,43	1,50	1,48	1,49	1,50
SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹		377	380	381	376
NH ₄ ⁺ -N	mg L ⁻¹	1,30	1,30	1,03	1,23	0,31
NO ₃ ⁻ -N	mg L ⁻¹		0,07	0,09	0,08	0,02
SRP	μg L ⁻¹	4,30	1,50	1,30	0,70	1,80
TP	μg L ⁻¹	7,00	2,00	5,60	3,10	5,30
Si	mg L ⁻¹	7,90	6,80	2,80	7,70	0,04
Ca	mg L ⁻¹	80,1	83,4	82,1	82,3	82,4
Mg	mg L ⁻¹	11,4	11,8	11,8	11,9	11,9
K	mg L ⁻¹	4,43	4,23	4,47	4,22	4,52
TOC	mg L ⁻¹	8,47	0,50	0,56	1,11	0,50
Leitfähigkeit	μS cm ⁻¹	1165	1275	1219	1266	1241
Redoxpotential	mV		575	600	575	605

In den Mesokosmen, denen Phosphor und Essigsäure zugegeben wurde, konnte ein stärkeres Algenwachstum beobachtet werden. Das Phytoplankton wurde hier von kleinen (Durchmesser: $3 \text{ } \mu\text{m}$) Chlorophyten, möglicherweise *Nanochlorum* spp., dominiert. Ein erhebliches Wachstum von fädigen Algen (*Zygogonium* sp.) fand auch am Boden der Mesokosmen mit gleichzeitiger Zugabe von P und Essigsäure statt. Dies war in den Mesokosmen mit alleiniger Essigsäurezugabe wesentlich schwächer ausgeprägt, was darauf hindeutet, dass die Algen den mit Fe(III)-Hydroxiden/Oxidhydraten mitgefällten Phosphor nutzen können. Ein sehr geringes Algenwachstum war in den Mesokosmen zu beobachten, in denen nur P zugegeben wurde, was vermuten lässt, dass diese Algen entweder direkt organischen Kohlenstoff oder indirekt (nach erfolgter Respiration und Freisetzung von DIC) für ihr Wachstum benötigen. Die Entfernung des größten Teil des Stickstoffs in den

Mesokosmen mit Zugaben von P und Essigsäure bzw. nur von P ist auf die verstärkte biologische Produktion zurückzuführen. Der deutliche Rückgang der Si-Konzentration in den Versuchen mit alleiniger P-Zugabe und die nahezu vollständige Entfernung des gelösten Si in den Mesokosmen mit P- und Essigsäure-Zugabe wird durch das Wachstum von Kieselalgen (*Eunotia exigua*) verursacht.

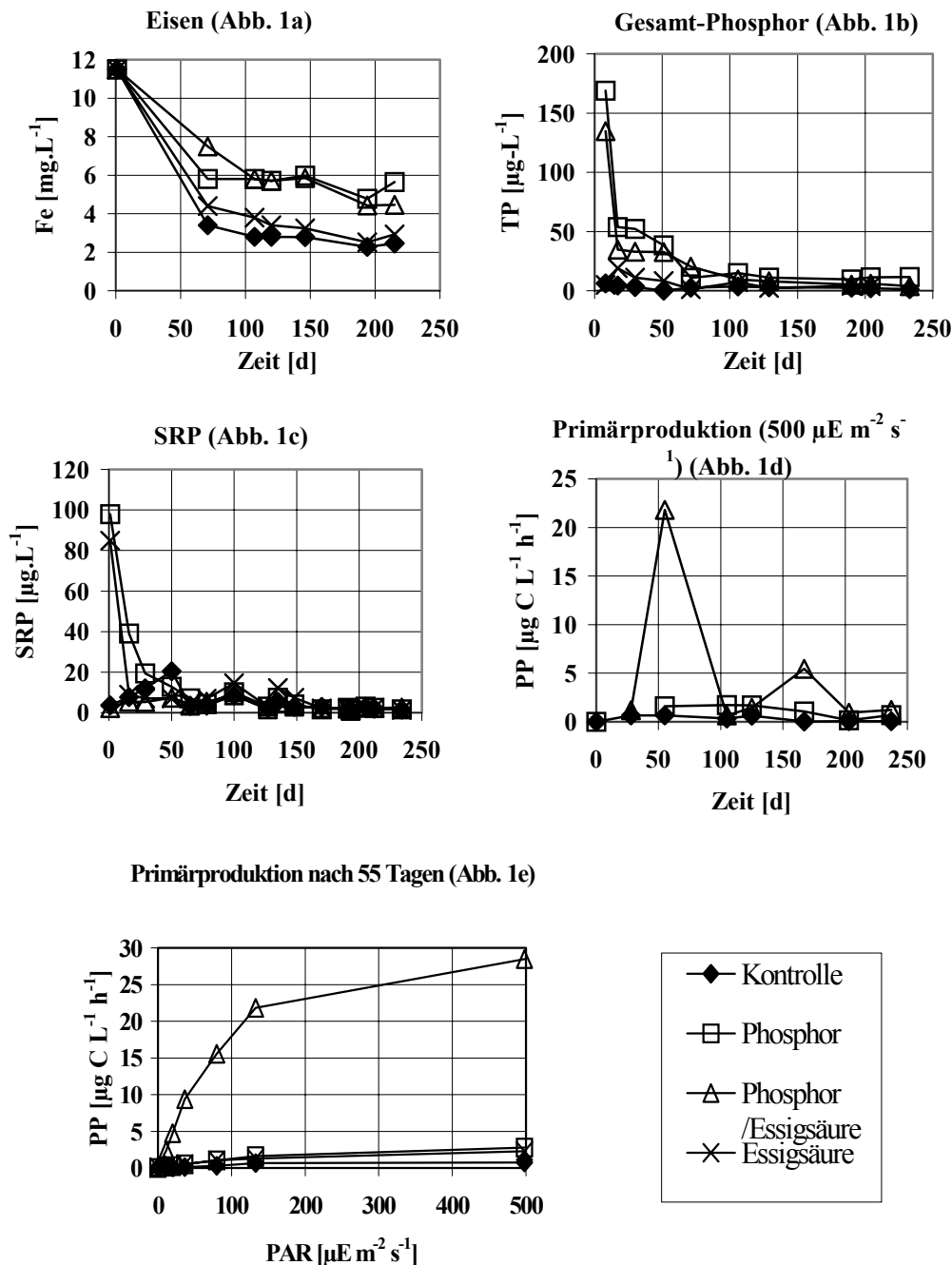


Abbildung 1 a-e: Veränderungen der Fe- und P-Konzentrationen sowie der Primärproduktion in den Mesokosmen. Alle Werte sind jeweils die Durchschnitts von drei Mesokosmen, mit Ausnahme der Primärproduktion, die jeweils in nur einem Mesokosmos gemessen wurde.

Die gleichzeitige Zugabe von P und organischem Kohlenstoff (als Essigsäure) führten zu einem drastischen Anstieg der Primärproduktion, die nach 55 Tagen gemessen wurde

(Abb. 1d-e). Es zeigte sich, dass die Primärproduktion am Probeentnahmepunkt in der Mitte der Wassersäule bei einer hier gemessenen Lichtintensität von $50 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ etwa einem Drittel ($9 \text{ mg C L}^{-1} \text{h}^{-1}$) des Primärproduktionsmaximums (etwa $28 \text{ mg C L}^{-1} \text{h}^{-1}$) bei $500 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ entspricht. Das lässt darauf schließen, dass die gemeinsame Zugabe von P und Essigsäure sehr hohe Primärproduktionsraten verursachen kann. Die Primärproduktionsraten liegen im gesamten Versuchszeitraum auch bei Zugabe von Phosphor oder Essigsäure allein über denen der Kontrolle (Abb. 1e). Obwohl die P-Konzentrationen sehr niedrig und nicht deutlich höher als die der Kontrolle (ohne Zugaben) sind, war offenbar ausreichend P für erhöhte Primärproduktionsraten verfügbar. Verantwortlich dafür kann nur ein kurzgeschlossener Phosphorkreislauf in den Säulen sein, worauf auch die relativ hohen bakteriellen Produktionsraten ($1\text{--}4 \text{ mg C L}^{-1} \text{h}^{-1}$) hinweisen. Wahrscheinlich versorgen die Bakterien die Algen mit DIC für die Photosynthese und müssen folglich in die Untersuchung des P-Kreislaufes einbezogen werden. Die pH-Werte änderten sich während des Versuches nur wenig (Tab. 1). Die Acidität ($\text{KB}_{8,3}$) sank geringfügig in den Mesokosmen mit gleichzeitiger P- und C-Zugabe sowie bei alleiniger P-Zugabe (nicht dargestellt). Es ist daher unwahrscheinlich, dass die Assimilation allein die Acidität des Wassers wesentlich reduzieren kann. Die entscheidende Rolle des Algenwachstums liegt in der ständigen Produktion von partikulärem organischen Kohlenstoff, der aussinkt und das Wachstum von Alkalinität produzierenden Bakterien (Sulfat- und Eisenreduzierer) am Sediment fördert.

Weitere Mesokosmenexperimente und Enclosure-Studien werden für die Ermittlung optimaler Primärproduktionsbedingungen durchgeführt. Zusätzliche Untersuchungen sollen auch zum Einfluss des Sedimentes auf den Wasserchemismus und die Biologie erfolgen. In anderen Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass die Zugabe von Kartoffeln zur zeitweiligen Regeneration anoxischer Bedingungen an der Sedimentoberfläche führte. Dies war mit einem vollständigen Rückgang der Acidität in der Wassersäule und einem Anstieg der P- und C-Konzentrationen und einem verstärkten Algenwachstum verbunden (Fyson et al. 1998, Fyson & Steinberg 1999).

Es wurde gezeigt, dass einerseits durch Nährstoffzugabe die Primärproduktion gesteigert werden kann und andererseits bei ausreichend vorhandenem organischen Material am Sediment eine intensive Alkalinitätsproduktion einsetzt. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass unter Ausnutzung beider Prozesse eine deutliche Verminderung der Acidität möglich ist.

Danksagung

Für die Mitwirkung an den Experimenten danken wir Frau Ingrid Hoffmann. Herrn Jörn Jander und Frau Dr. Camilla Beulker danken wir für die Unterstützung bei der Messung der bakteriellen Produktion und der Primärproduktion.

Literatur

- Fyson, A. & J. Rücker, 1998. Die Chemie und Ökologie des Lugteiches – eines extrem sauren, meromiktischen Tagebausees. In M. Schmitt & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 4). BTUC-AR 5/98: 18–34.
- Fyson, A. & C.E.W. Steinberg, 1999. Sustainable acidity removal from Lusatian mining lakes through temporary eutrophication. Berichte des IGB, Heft 8: 133–142. ISSN 1432–508X

- Fyson, A., B. Nixdorf, M. Kalin & C.E.W. Steinberg, 1998. Mesocosm studies to assess acidity removal from acidic mining lakes through controlled eutrophication. *Ecological Engineering* 10: 229–245.
- Kapfer, M., U. Mischke, K. Wollmann & H. Krumbeck, 1997. Erste Ergebnisse zur Primärproduktion in extrem sauren Tagebauseen der Lausitz. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), *Gewässerreport* (Nr. 3). BTUC-AR 5/97: 31–40.
- Krumbeck, H., B. Nixdorf & A. Fyson, 1998. Ressourcen der Bioproduktion in extrem sauren Tagebauseen der Lausitz –Angebot, Verfügbarkeit und Umsetzung. In M. Schmidt & B. Nixdorf (Hrsg.), *Gewässerreport* (Nr. 4). BTUC-AR 5/98: 7–17.
- Nixdorf B., M. Mischke & D. Lessmann, 1998. Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic mining lakes (pH<3) in Lusatia (Germany). *Hydrobiologia* 369-370: 315–327.
- Zwirmann, E., A. Krüger & J. Gelbrecht, 1999. Analytik im Zentralen Chemielabor des IGB. *Berichte des IGB*, Heft 9: 3-24. ISSN 1432–508X

Primärproduktion in sauren Gewässern unter dem Einfluss der Ressourcenlimitation

Camilla Beulker¹, Hartwig Krumbeck², Brigitte Nixdorf¹ & Jörn Jander¹

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, E-Mail: c.beulker@limno-tu-cottbus.de

² Thetis IBN GmbH, Inst. f. biomolekulare Naturforschung, Notkestr. 85, 22607 Hamburg, E-Mail: krumbeck@aol.com

Key words: PAM, Elektronentransportrate, Phytoplankton, Braunkohletagebauseen

Abstract

The open-cast lignite mining activities in Brandenburg and Saxony (Germany) resulted in the development of several hundred holes, filling up with ground and surface water after closure of the pits. Pyrite oxidation in the aquifer causes severe acidification of the inflowing groundwater. The evolving lakes are characterised by high acidity with pH values around pH 3, high concentrations of dissolved ions, in particular sulphate and iron, and low concentrations of dissolved inorganic carbon ($< 1 \text{ mg l}^{-1} \text{ C}$) as well as phosphate. Phytoplankton productivity in these lakes is generally low, sometimes with maxima in the meta- or hypolimnion, which seems to be correlated with a higher supply of inorganic carbon. Information about the actual resource limitation status of the phytoplankton biocoenosis was received by PAM fluorometry before and after enrichment with the potentially limiting nutrients carbon and phosphate. In case of resource limitation electron transport rates are usually low and they increase towards optimal light and nutrient conditions. In general, response of phytoplankton to enrichments was more pronounced with phosphate than carbon.

Einleitung

Saure Gewässer, welche durch die Aktivitäten des Braunkohlentagebaus entstanden sind, sind aufgrund ihrer hohen Acidität sowie ihrer oft hohen Eisenkonzentrationen durch partiell geringe Konzentrationen essentieller Algen Nährstoffe gekennzeichnet. Es bilden sich gewöhnlich steile chemische Gradienten aus mit minimalen Konzentrationen anorganischen Kohlenstoffs und Phosphors im Epilimnion. Das Phytoplankton tritt in geringer Diversität auf und wird durch Nanoflagellaten dominiert (Lessmann et al. 1999, 2000, Nixdorf et al. 1998). In der Regel treten diese nur in geringen Abundanzen auf, jedoch werden kurzzeitig auch wesentlich höhere Biomassenentwicklungen beobachtet (Beulker et al. 2002). Aufgrund der bisherigen Ergebnisse wird vermutet, dass die Acidität der Tagebauseen sowie die Nährstoffkonzentrationen im Epilimnion wesentliche Einflussfaktoren für die Phytoplanktonsukzession darstellen. Hierbei scheint sich eine hohe Acidität insbesondere hinsichtlich einer Verarmung des Artenspektrums auszuwirken, während das Angebot an Kohlenstoff und Phosphor die Höhe der Primärproduktion und die Algenbiomassenentwicklung begrenzt.

Zur Erfassung der Primärproduktion sowie einer möglichen Ressourcenlimitation des Phytoplankton wurden Untersuchungen an drei extrem sauren Tagebauseen unterschiedlicher Acidität in der Region Plessa durchgeführt. Die photosynthetische Aktivität des Phytoplankton wurde mit Hilfe der PAM-Fluorometrie *in situ* und durch Laborinkubationen abgeschätzt. Anreicherungsexperimente mit den potentiell begrenzenden Nährstoffen Kohlenstoff und Phosphor geben Aufschluss über eine aktuelle Ressourcenlimitation der Algengemeinschaft. Im Falle von Limitierungszuständen sind die PAM Elektronentransportraten (ETR) gewöhnlich gering, und sie steigen im Zuge optimaler Licht- und Nährstoffversorgung an (Krumbeck 2001).

Methoden

Die Primärproduktion wurde in den Tagebauseen (ML) 107, 111, 117 der Region Plessa mit Hilfe der Radiocarbon-(^{14}C)-Methode (Vollenweider et al. 1974) erfasst. Für die Tagebauseen 111 und 117 liegen ab Mai 2001 *in situ* Jahresverläufe mit Beprobungen in ein- bis zweimonatlichen Intervallen vor. Es erfolgte eine dreistündige Inkubation nach Zugabe von $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ (spez. Aktivität $0.185 \text{ MBq ml}^{-1}$, $36 \mu\text{g } ^{14}\text{C l}^{-1}$). Zur Differenzierung in partikulär fixierten (PO^{14}C) und exsudierten (EO^{14}C) Kohlenstoff erfolgte eine Filtration über $0,2 \mu\text{m}$ PC-Membranfilter. Daten zur Primärproduktion geben die Kohlenstofffixierung nach Abzug der Dunkelwerte an. Die Messungen der Photosyntheseaktivität als ETR wurden direkt nach der Probenahme vor Ort oder nach der Nährstoffanreicherung im Labor mit Hilfe eines Phyto-PAM Fluorometers (Fa. Walz, 4-Kanaldetektion, LED 470, 535, 620, 650 nm) durchgeführt. Lichtkurven wurden nach Lichtadaption für 150 s (Feld) bzw. 30 s (Labor) bis zu einer Intensität von $805 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ erstellt. Eine Nährstoffanreicherung erfolgte mit NaHCO_3 und KH_2PO_4 auf Endkonzentrationen von 1 mg C l^{-1} und / oder $0,05 \text{ mg P l}^{-1}$ und Inkubation für 24 h (16 h hell, 8 h dunkel).

Ergebnisse

Primärproduktion in situ und jahreszeitliche Variation

Die partikuläre Primärproduktion variierte sowohl seespezifisch als auch saisonal mit *in situ* Raten im Bereich von $0 - 12,5 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. Der Tagebausee 117 wies gegenüber den Tagebauseen 111 und 107 deutlich höhere Primärproduktionsraten auf. In diesem Gewässer lag das Maximum der Kohlenstofffixierung häufig im Bereich des Epilimnions bei etwa 3 m Tiefe und erreichte Werte bis zu $12,5 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$. In den Tagebauseen 111 und 107 lagen die Maxima der Primärproduktionsraten bei etwa $3,5 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (Abb. 1).

Insgesamt zeigt sich eine Herabsetzung der planktischen Primärproduktion in den untersuchten extrem sauren Seen gegenüber derjenigen von neutralen Hartwasserseen in Brandenburg. So treten in eutrophen Gewässern der Scharmützelseeregion *in situ* mittlere Primärproduktionsraten im Bereich von $27 \text{ bis } 230 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ auf und es werden Maximalwerte bis zu $500 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ erreicht (Nixdorf et al. 2002). Auch der Vergleich der drei Plessa-Seen untereinander weist auf einen starken Einfluss der Acidität hin. Die beiden Seen mit geringerer Primärproduktion (ML 111, ML 107) weisen mit $\text{K}_{\text{B4,3}}$ -Werten von ca. 11 bzw. 31 mmol l^{-1} eine wesentlich höhere Acidität auf als der Tagebausee 117

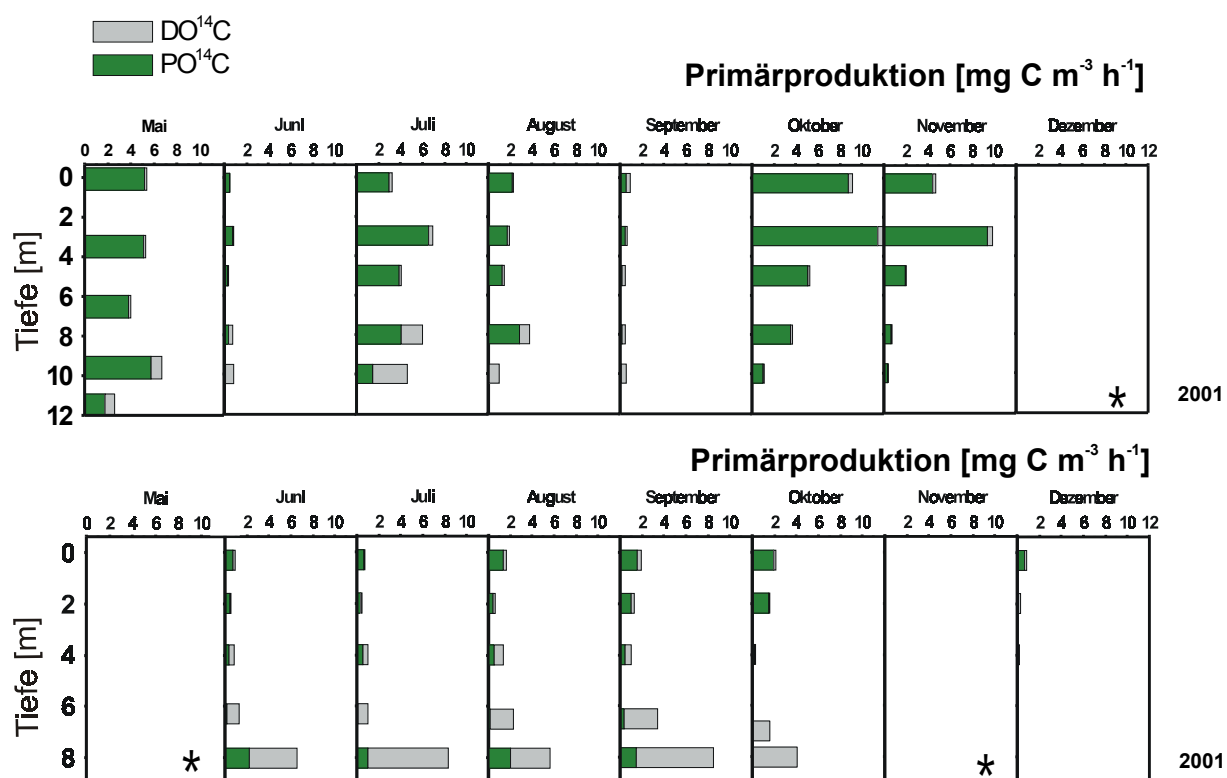


Abbildung 1: Jahreszeitliche Variation der *in situ* Primärproduktionsraten im Tagebausee (ML) 117 und 111, * = nicht determiniert, DO¹⁴C = Anteil in der gelösten Fraktion < 0,2 µm, PO¹⁴C = Anteil in der partikulären Fraktion.

mit 2 mmol l⁻¹. Anorganischer Stickstoff ist mit Konzentrationen im Bereich mehrerer mg l⁻¹ in allen drei Gewässern weit über einem potentiellen Nährstoffbedarf des Phytoplankton hinaus vorhanden. Gelöster reaktiver Phosphor (SRP) und anorganischer Kohlenstoff (TIC) treten insbesondere im Tagebausee 117 in sehr geringen Konzentrationen auf, bei denen eine Wachstumslimitation prinzipiell möglich ist. Dagegen weisen die beiden Seen mit den geringsten Primärproduktionsraten höhere Konzentrationen auf, insbesondere an Phosphor, aber in tieferen Wasserschichten auch an anorganischem Kohlenstoff. Das Angebot an Hauptnährstoffen allein erklärt somit nicht die vom ML 117 über ML 111 zum ML 107 hin abnehmende Primärproduktionsrate (Tab. 1).

Im Tagebausee 117 ist der Vertikalgradient der Primärproduktion schwach ausgeprägt mit relativ hohen C-Fixierungsraten in der gesamten Wassersäule. In diesem See tritt bei vergleichsweise geringen Eisenkonzentrationen eine tiefere Durchlichtung der Wassersäule gegenüber den stärker eisenhaltigen Tagebauseen 111 und 107 auf und die euphotische Zone reicht oftmals bis zum Grund. Eine Primärproduktion ist hier bis ins Benthal möglich. Der Tagebausee 111 weist dagegen ein stark abweichendes Vertikalprofil auf. Über längere Zeiträume bildet sich hier regelmäßig ein stabiles Tiefenchlorophyllmaximum (DCM) in etwa 6-7 m Tiefe aus. Die Primärproduktion in den oberen Schichten ist meist gering und steigt im Tiefenwasser bei 8 m sprunghaft an. Für die erhöhten Raten sind sowohl hohe Anteile an photosynthetisch fixiertem Kohlenstoff (insbesondere als Exsudate) als auch hohe Dunkel-fixierungsraten verantwortlich, welche teilweise die Größenordnung der C-Fixierung im Licht erreichen oder sogar darüber liegen.

Tabelle 1: Übersicht über relevante hydrochemische Parameter der Tagebauseen 117, 111 und 107: Mittelwerte aller Messungen im Zeitraum 1995 bis heute, Mischproben aus Epilimnion (epi), Hypolimnion (hypo) bzw. gesamter Wasserprobe (profil). Quelle: eigene Daten und LMBV.

Parameter	ML 117		ML 111		ML 107	
	epi / profil	hypo	epi / profil	hypo	epi / profil	hypo
$K_{B\ 4,3}$ [mmol l ⁻¹]	2,2	1,8	10,9	11,2	31,5	29,4
pH <i>in situ</i>	3,0	3,0	2,6	2,7	2,4	2,4
Fe _{gel.} [mg l ⁻¹]	15	17	154	183	457	465
SRP [μg l ⁻¹]	4	4	7	8	16	13
TP [μg l ⁻¹]	7	10	14	17	23	33
TIC [mg l ⁻¹]	0,3	4,0	0,4	8,0	0,4	3,0
TOC [mg l ⁻¹]	2,0	2,6	2,0	3,6	3,3	3,6

Eine chemoautotrophe Dunkelfixierung kann beispielsweise durch Eisenoxidierer wie *Thiobacillus ferrooxidans* erfolgen, welche häufige Besiedler von Fe(II)-reichen Wasserschichten der sauren Tagebauseen sind (Kapfer et al. 1997). Auch Schwefeloxidanten und Nitrifikanten sowie Methanoxidierer können TIC im Dunklen fixieren. Die hohen Exsudationsraten, die in den tiefen Wasserschichten des Tagebausees 111 teilweise ein Mehrfaches des partikulären Primärproduktes erreichen, liegen weit über den Exsudationsraten, welche aus neutralen Gewässern bekannt sind (7–50 %, bezogen auf die partikuläre Primärproduktion; Nixdorf et al 1996, Morán, mündl. Mitt. 2002). Erhöhte Exsudationsraten werden auch im Zusammenhang mit Nährstofflimitationen diskutiert: Das Phytoplankton kann bei Nährstoffmangel (meist P) die Photosyntheseprodukte nicht in biomasseeigene Produkte umwandeln und scheidet die C-Körper in gelöster Form aus.

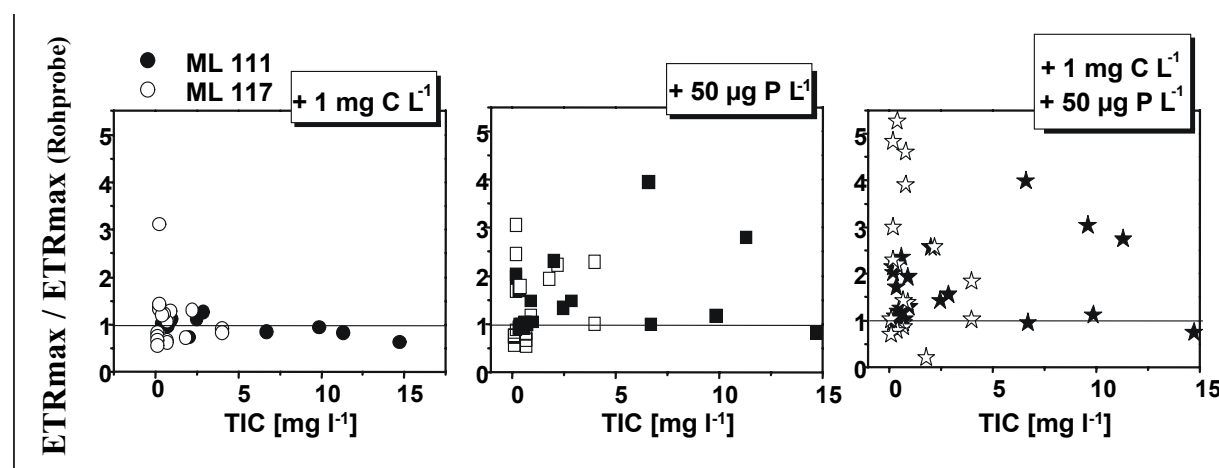


Abbildung 2: Relative Erhöhung der Primärproduktionsrate gegenüber der Rohprobe nach Zugabe von C (1 mg l⁻¹), P (0,05 mg l⁻¹) bzw. C + P und Inkubation für 24 h.

Ressourcenlimitation der Primärproduktion

Untersuchungen zur Ressourcenlimitation des Phytoplankton (Abb. 2) zeigen sowohl für den Tagebausee 111 als auch 117 eine deutliche Ressourcenlimitation bezüglich des Phosphors.

Die Zugabe anorganischen Kohlenstoffs führt nur selten, nämlich im Fall insgesamt geringer TIC-Konzentrationen im Epilimnion, zu einer Erhöhung der maximalen Elektronentransportrate. Dagegen bewirkt eine Anreicherung mit Phosphor bei vielen Proben eine deutliche Anhebung der ETR_{max} auf Werte bis zum dreifachen (ML 111) bis fünffachen (ML 117) der Rohprobe. In beiden Gewässern zeichnet sich aber ab, dass eine deutliche Überwindung der Limitationszustände der Algenbiozönose häufig erst durch eine kombinierte Anhebung des Ressourcenangebotes sowohl an Phosphor als auch Kohlenstoff erreicht werden kann.

Schlussfolgerungen

Die Primärproduktion ist in sehr sauren Gewässern generell geringer als in neutralen Hartwasserseen mit einem höheren Trophiegrad. Zeitweise treten jedoch auch in sauren Seen (ML 117) ähnlich hohe Primärproduktionsraten auf. Eine Ressourcenlimitation findet in sauren Tagebauseen primär aufgrund einer geringen Verfügbarkeit von Phosphor statt. Eine deutliche Anhebung der Photosyntheseraten ist jedoch nur durch Anhebung der Konzentrationen beider Parameter erreichbar, was eine zeitweise Koinzidenz von P- und C-Limitation anzeigt. Eine Erhöhung der Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons ist auch bei relativ hohen Konzentrationen an SRP im Freiwasser durch Phosphataddition erreichbar. Dies lässt sich möglicherweise durch eine chemische Affinität des im Wasserkörper vorliegenden gelösten reaktiven Phosphats zu anderen Wasserinhaltsstoffen begründen, die eine stoffwechselphysiologische Nutzung der Phosphationen durch das Phytoplankton erschwert. Aufgrund der hohen P-Bindungskapazität der eisenreichen Sedimente vieler Tagebauseen (Duffek & Langner 2001) ist eine Überwindung der Limitation der Algenbiozönose durch Addition von Nährstoffen (P) nur kurzfristig erreichbar bzw. nur durch kontinuierliche Addition aufrecht zu erhalten.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit ist das Ergebnis einer Kooperation mit Mike Hemm, Erwin Banscher (BTU Cottbus), Dr. Jörg Tittel (UFZ Magdeburg) und Dr. Norbert Kamjunke (Universität Potsdam). Herzlich gedankt sei vielen anderen Kollegen des LS Gewässerschutz, welche durch ihre Unterstützung zu den Messungen beigetragen haben. Die Ergebnisse entstanden im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundes "Biogene Alkalinisierung".

Literatur

- Beulker, C., D. Lessmann & B. Nixdorf, submitted. Aspects of Phytoplankton Succession and Spatial Distribution in an Acidic Mining Lake (Plessa 117). *Acta Oecologica*.
- Duffek, A. & C. Langner, in press. P-retention in an acidic mining lake under the influence of flooding with river water. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*
- Kapfer, M., U. Mischke, K. Wollmann & H. Krumbeck, 1997. Erste Ergebnisse zur Primärproduktion in extrem sauren Tagebauseen der Lausitz. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), *Gewässerreport (III)*. BTU Cottbus. Aktuelle Reihe 5/97: 31-40.
- Krumbeck, H., 2001. Der Einsatz der PAM-Fluorometrie zur Detektion von Ressourcenlimitation in sauren Tagebauseen. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2000*: 662-665.

- Lessmann, D., R. Deneke, R. Ender, M. Hemm, M. Kapfer, H. Krumbeck, K. Wollmann & B. Nixdorf, 1999. Lake Plessa 107 (Lusatia, Germany) – an extremely acidic shallow mining lake. *Hydrobiologia* 408/409: 293-299.
- Lessmann, D., A. Fyson & B. Nixdorf, 2000. Phytoplankton of the extremely acidic mining lakes of Lusatia (Germany) with $\text{pH} \leq 3$. *Hydrobiologia* 433: 123-128.
- Nixdorf, B., B. Köcher & P. Zippel, 1996. Die Bedeutung von metabolischen Planktonverlusten für die Steuerung der Phytoplanktonentwicklung. Abschlußbericht des DFG-Projektes AZ Ni 347-1/3. BTU Cottbus: 77 S.
- Nixdorf, B., U. Mischke & D. Lessmann, 1998. Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic mining lakes ($\text{pH} < 3$) in Lusatia (Germany). *Hydrobiologia* 369/370: 315-327.
- Nixdorf, B., H. Krumbeck, J. Jander & C. Beulker, submitted. Comparison of bacterial and phytoplankton productivity in extremely acidic mining lakes and eutrophic hard water lakes. *Acta Oecologia*.
- Vollenweider, R.A., J.F. Talling & D.F. Westlake, 1974. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. IBP Handbook No. 12. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, Melbourne.

Bakterielle Produktion in sauren Tagebauseen

Norbert Kamjunke¹, Hartwig Krumbeck², Camilla Beulker³ & Jörg Tittel⁴

¹ Universität Potsdam, Institut für Biochemie und Biologie, Maulbeerallee 2, 14469 Potsdam,
E-mail: kamjunke@rz.uni-potsdam.de

² Thetis IBN GmbH, Institut für biomolekulare Naturforschung, Notkestr. 8,5 22607 Hamburg

³ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation
Bad Saarow, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow

⁴ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung, Brückstr. 3a,
39114 Magdeburg

Key words: Bakterien, Primärproduktion, pH, DOC

Abstract

Flooded brown coal mining lakes are often very acidic due to the oxidation of iron sulphides. Low concentrations of CO₂ and highly coloured water are limiting planktonic primary production (PP). Nevertheless, much dissolved organic material (DOM) of mainly allochthonous origin is available for heterotrophic bacteria. We tested if bacterial production (BP) in 3 lakes of different pH may exceed PP. The highest BP was observed in the most acidic lake (pH 2.3) when compared with lakes of pH 2.6 and 3.0. In contrast, PP was highest in the least acidic lake. It was lower than BP in some cases indicating that PP was not the main carbon source for the bacteria. Bacteria and mixotrophic phytoplankton did not compete for DOM since in laboratory experiments growth rates and glucose uptake of bacteria and algae as well as BP were independent of whether they were incubated separately or together. Bacteria were the main consumers of DOM. Overall, bacteria play an important role in the cycling of matter and as a basis for the food web in acidic mining lakes.

Einleitung

In extrem sauren Tagebauseen ist wegen niedriger CO₂-Konzentrationen und bräunlicher Färbung des Wassers die Primärproduktion des Phytoplanktons oft niedrig. Dagegen steht heterotrophen pelagischen Bakterien viel organische Substanz, oft aus allochthonen Einträgen, zur Verfügung. Daher ist in diesen Gewässern ein außergewöhnlich hohes Verhältnis von bakterieller Produktion (BP) zur Primärproduktion (PP) und ein hoher heterotropher Nahrungsanteil übergeordneter Konsumenten zu erwarten. Um diese Hypothese quantitativ zu überprüfen, wurden Freilanduntersuchungen in verschiedenen Tagebauseen durchgeführt.

Bei der geplanten Neutralisierung der Seen sollen die biologischen Leistungen von Organismen ausgenutzt werden (biogene Alkalinisierung). Die Umkehrung der Versauerung ist die bakterielle Sulfatreduktion, wozu den Bakterien organisches Substrat als Kohlenstoffquelle zur Verfügung stehen muss. Da aber das Phytoplankton überwiegend aus mixotrophen Formen besteht, könnte es zu einer Konkurrenz um diesen Kohlenstoff zwischen Algen und Bakterien kommen. Diese Hypothese wurde mit Hilfe von Laborversuchen getestet.

Methoden

Freilanduntersuchungen: Es wurden drei Restlöcher entlang eines pH-Gradienten untersucht: RL 107 (pH 2,3), RL 111 (pH 2,6) und RL 117 (pH 3,0). Diese Seen weisen mit abnehmendem pH steigende Konzentrationen an Eisen, Aluminium, Sulfat und Chlorophyll *a*, jedoch abnehmende Konzentrationen von Phosphat und DOC auf (Packroff 2000). Neben Sondenprofilen (Temperatur, pH) wurden u. a. anorganischer Kohlenstoff und DOC gemessen. Die bakterielle Biomasse wurde mittels Epifluoreszenzmikroskopie nach Färbung mit Acridinorange bestimmt (Hobbie et al. 1977). Die Messung der Primärproduktion erfolgte *in situ* mit der ^{14}C -Methode (Vollenweider 1969), die der bakteriellen Produktion *in situ* mit ^{14}C -Leucin (Simon & Azam 1989).

Laborversuche: Wasser aus einem mit organischem Substrat beschickten Enclosure im RL 111 wurde im Labor sterilfiltriert und mit Bakterien (0,8 μm -Filtrat), *Clamydomonas* (aus axenischer Kultur) oder beidem beimpft. Triplikate Ansätze wurden bei 20°C, 90 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ natürlichem Licht und einem Hell-Dunkel-Rhythmus von 16:8 h inkubiert. Beprobt wurden über mehrere Tage die bakterielle und die Algenbiomasse, die bakterielle Produktion sowie die ^{14}C -Glukoseaufnahme.

Ergebnisse

Während die vertikale Verteilung von bakterieller Biomasse und BP im flachen RL 107 und im großen RL 117 weitgehend homogen war, wies RL 111 im Sommer eine starke Schichtung auf. Die höchsten bakteriellen Biomassen traten im Hypolimnion auf, die höchsten Werte der BP dagegen meist im Epilimnion (Abb. 1).

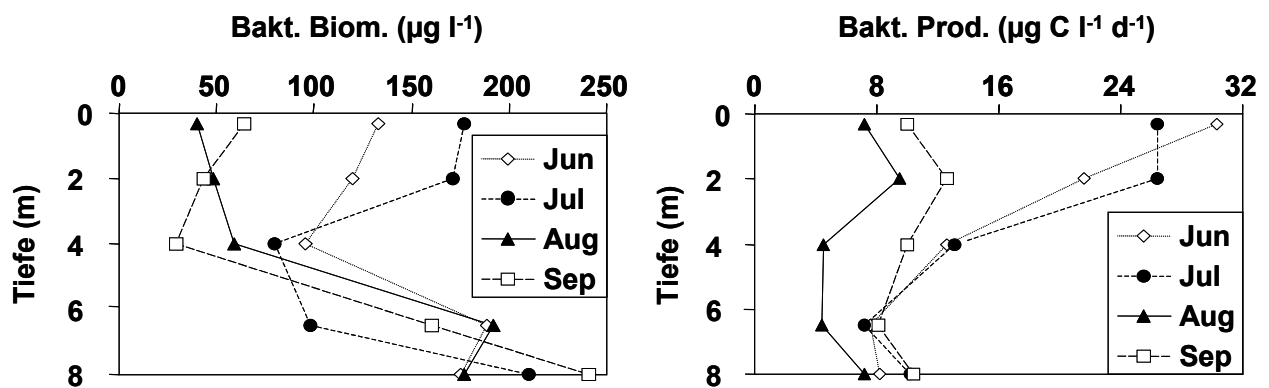


Abbildung 1: Vertikalprofile von bakterieller Biomasse (links) und Produktion (rechts) im RL 111.

Bei der Betrachtung der vertikalen Mittelwerte der drei Restlöcher über die gesamte Saison 2001 war die bakterielle Biomasse im RL 111 immer höher als im RL 117 mit besonders hohen Werten im Oktober und November (Abb. 2). Im Juni und September war die Biomasse im RL 107 wiederum höher als im RL 111. Die BP zeigte bis September ein ähnliches Muster wie die bakterielle Biomasse: Die höchste BP wurde im sauersten See gemessen, die niedrigsten Werte im See mit einem relativ hohen pH von 3 (Abb. 2). Nur im Oktober und November spiegelten sich hohe Biomassen wegen niedriger Temperaturen nicht in hoher Produktion wider.

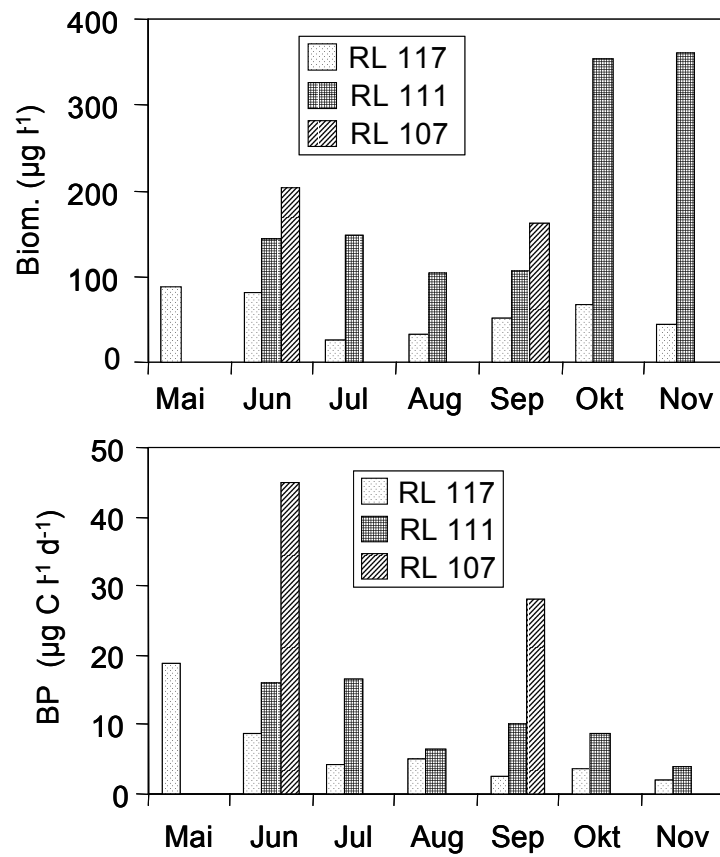


Abbildung 2: Vergleich der bakteriellen Biomasse (oben) und Produktion (BP; unten) in drei Tagebauseen 2001.

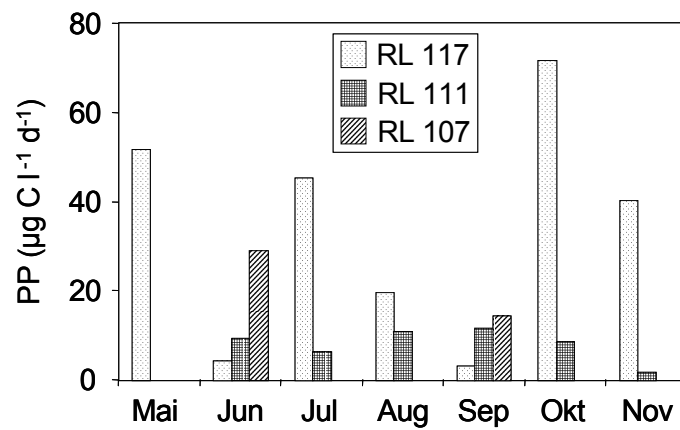


Abbildung 3: Vergleich der Primärproduktion (PP) in drei Tagebauseen 2001.

Im Gegensatz zur BP war die Primärproduktion im RL 117 am höchsten und im RL 107 teilweise sogar niedriger als die BP (Abb. 3). Es bestand keine Korrelation zwischen BP und PP ($r^2 = 0,01$), aber eine negative Korrelation zwischen BP und pH ($r^2 = 0,23$; $p = 0,001$). Die biomassespezifische BP zeigte keine Abhängigkeit von PP, pH oder DOC, war aber positiv mit der Temperatur korreliert ($p < 0,001$; Abb. 4).

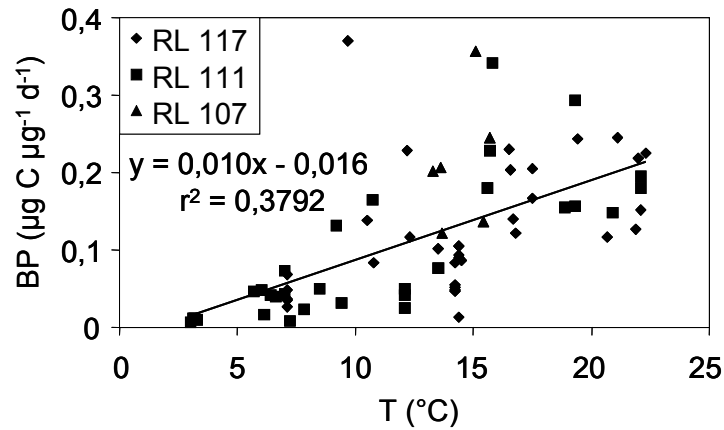


Abbildung 4: Spezifische bakterielle Produktion (BP) in Abhängigkeit von der Temperatur.

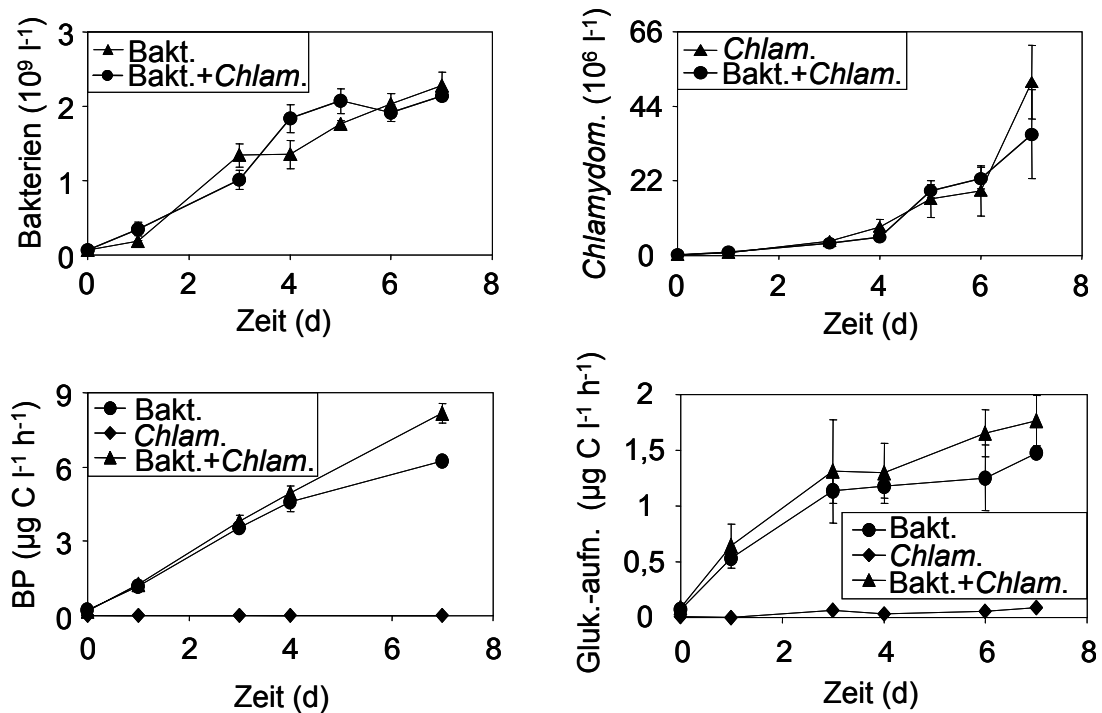


Abbildung 5: Wachstum von Bakterien und *Chlamydomonas* (oben), bakterielle Produktion (BP) und Glukoseaufnahme (unten) in Laborversuchen.

In den Laborversuche waren die Wachstumsraten von Bakterien, die Wachstumsraten von Algen sowie die BP jeweils gleich hoch (Abb. 5), unabhängig davon, ob Bakterien und Algen einzeln oder gemeinsam kultiviert wurden. Bakterien waren die Hauptkonsumenten von gelöstem organischem Kohlenstoff (Glukose), obwohl auch die mixotrophen Algen diese Kohlenstoffquelle nutzten.

Diskussion

Es konnte die Hypothese bestätigt werden, dass in sauren Tagebauseen außergewöhnlich hohe Verhältnisse von BP zu PP auftreten. Aus der Tatsache, dass die BP nicht mit der PP korreliert und dass sie diese teilweise sogar übersteigt, kann gefolgert werden, dass die PP nicht die Hauptkohlenstoffquelle für die Bakterien zu sein scheint. Insgesamt spielen die Bakterien und ihre Stoffumsätze im Pelagial saurer Tagebauseen eine wichtige Rolle. Aus den Ergebnissen der Laborexperimente, in denen die Wachstumsraten von Bakterien und Algen unabhängig von der Anwesenheit des Konkurrenten waren, kann geschlossen werden, dass in diesen Versuchen keine Konkurrenz um DOC auftrat. Diese Ergebnisse sind von Bedeutung, wenn im Rahmen einer Sanierung organisches Substrat in den See gegeben wird. Es ist wichtig zu wissen, dass dieses Substrat, geplant als Kohlenstoffquelle für eisen- und sulfatreduzierende Bakterien, nicht durch das Phytoplankton verbraucht wird.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Jörn Jander und Gabriele Dudda für die praktische Unterstützung und bei Brigitte Nixdorf und Ursula Gaedke für anregende Diskussionen. Diese Arbeit wurde unterstützt durch BMBF-Projekt Nr. 0339746A und HGF-Strategiefonds-Projekt „Systemintegrierte Umweltbiotechnologie“.

Literatur

- Hobbie, J.E., R.J. Daley & S. Jasper, 1977. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.* 33: 1225-1228.
- Packroff, G., 2000. Protozooplankton in acidic mining lakes with respect to ciliates. *Hydrobiologia* 433: 157-166.
- Simon, M. & F. Azam, 1989. Protein content and protein synthesis rates of planktonic bacteria. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 51: 201-213.
- Vollenweider, R.A., 1969. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. IBP Handbook No. 12, Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Die räumliche Verteilung der Corixiden und ihre Bedeutung für den Stofftransport in sauren Tagebauseen

Kathrin Wollmann & Rainer Deneke

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15527 Bad Saarow, E-Mail: k.wollmann@limno-tu-cottbus.de

Key words: invertebrate predation, vertical distribution of corixids, acidic mining lakes

Abstract

Corixids and chironomids play an important role as part of the benthic food web in acidic lakes. However, corixids are also regularly found in the littoral and pelagic zone. In order to study their role in the food web of these lakes, it is important to know their distribution in the different compartments as well as their vertical distribution. A plastic frame was used to catch the corixids in the littoral, a buoyant net to catch the corixids in the pelagial and 9 funnel traps of different length were exposed in the northeastern part of mining lake 117 to obtain the vertical distribution of the corixids. Benthic macrofauna was trapped by a van Veen grab. In the laboratory, experiments were carried out to determine the feeding rate of corixids on chironomids and their capability to ingest zooplankton. In July, on one sampling date, 69 Ind. m⁻² on average colonized the littoral and 4 Ind. m⁻² were caught in the pelagial. In the vertical profile, the corixids had a peak in 7 m depth (1700 Ind. d⁻¹), just above the thermocline which was also inhabited by rotifers. Corixids were even present at 12 m depth in the anoxic profundal. Chironomids were abundant in the littoral (1144 Ind m⁻²), but absent in the profundal on that sampling date. Corixids consume twice their own body weight daily and are able to catch rotifers and chydorids at rates up to 135 Ind. d⁻¹. Because of their mobility and presence in all parts of the lake, corixids contribute to the transfer of matter between the compartments.

Einleitung

Trotz ihrer extremen chemischen Bedingungen bieten die sauren Tagebauseen sowohl im Benthos benthischer als auch im Pelagial nektischer Makrofauna einen Lebensraum. Die wichtigsten Vertreter dieser Biozönosen sind bezüglich ihrer Abundanz und Artenzahl Chironomidenlarven und Corixiden. Während die Corixiden in weniger sauren Seen in Anwesenheit visuell jagender Fische nicht existieren können, sind sie in den sauren Tagebauseen sowohl im Litoral als auch im Pelagial vertreten. Zur Klärung ihrer Rolle im Nahrungsnetz dieser Seen ist ihre Verteilung in den einzelnen Seekompartimenten von Bedeutung. Dazu wurden neun Funneltraps verschiedener Längen ausgebracht, um die Vertikalverteilung der Corixiden zu erfassen. Als Nahrungsgrundlage stehen den Corixiden im Litoral und im Profundal Detritus und Chironomidenlarven zur Verfügung. Im Pelagial sind Rotatorien und der Kleinkrebs *Chydorus sphaericus* ihre potentielle Beute. Es wird postuliert, dass die Corixiden aufgrund ihres Auftretens sowohl im Litoral als auch in der gesamten Wassersäule des Pelagials zum Stofftransport zwischen den einzelnen Kompartimenten eines Sees beitragen.

Das Untersuchungsgewässer

Der 96 ha große, maximal 14 m und durchschnittlich 11 m tiefe Restsee 117 (Tab. 1) liegt als Bestandteil der Tagebauseenkette Koyn-Plessa zwischen Grünewalde und Plessa. Der See ist dimiktisch und oligo-mesotroph mit geringen TP- ($9 \mu\text{g l}^{-1}$), TIC- ($1,4 \text{ mg l}^{-1}$) und Chlorophyll a- ($3,6 \mu\text{g l}^{-1}$) Konzentrationen. Der pH-Wert um 3 ist mit hohen Sulfat- (730 mg l^{-1}) und Eisenkonzentrationen (20 mg l^{-1}) gekoppelt. Der pH-Wert wird durch das Eisenpuffersystem stabilisiert. Die Basenkapazität beträgt $2,2 \text{ mmol l}^{-1}$.

Tabelle 1: Morphometrische und chemische Daten zum RS 117 (Jahresmittelwerte 2001).

Parameter		
Fläche	ha	95,9
Flutung		1969
Max. Tiefe	m	14
Mittlere Tiefe	m	11
pH		2,7 – 3,2
Acidität ($K_{B4,3}$)	mmol l^{-1}	2,2
Leitfähigkeit	$\mu\text{S cm}^{-1}$	1163
TP	$\mu\text{g l}^{-1}$	9,0
TN	mg l^{-1}	2,2
TIC	mg l^{-1}	1,4
TOC	mg l^{-1}	2,2
DOC	mg l^{-1}	1,8
Chlorophyll a	$\mu\text{g l}^{-1}$	3,6
SO_4	mg l^{-1}	734
Fe	mg l^{-1}	19,2
Al	mg l^{-1}	1,5

Material und Methoden

Vertikalverteilung der Corixiden

Die Vertikalverteilung der Corixiden wurde mit Hilfe von neun modifizierten Funneltraps (modifiziert nach Henrikson & Oscarson, 1978) verschiedener Länge erfasst. Die Fallen wurden am 23.07.01 im nordöstlichen Teil des Sees ausgebracht. Vom 24. bis 26.07.01 wurden einmal täglich die Fallen geleert und die Corixiden gezählt. Die am 24.07.01 gefangenen Corixiden wurden zur Bestimmung der Artenzusammensetzung und der Stadienzugehörigkeit in 70 % igem Ethanol fixiert. Zur quantitativen Bestimmung der Corixiden wurden am 25.07.01 6 Netzzüge mit einem Pop-up Netz nach Bagenal (1974) genommen. Im Litoral wurde zur quantitativen Bestimmung ein Plastikrahmen mit einem Durchmesser von 60 cm und einer Höhe von 50 cm verwendet, der in einer Wassertiefe von ca. 25 cm 10 mal nach dem Zufallsprinzip aufgestellt wurde. Mit Hilfe eines Siebes wurden die Corixiden und andere mobile Organismen aus dem Rahmen entfernt und in 70 % igem Alkohol fixiert. Zur quantitativen Bestimmung der im Sediment lebenden Organismen wurde sowohl im Litoral als auch im Profundal ein Van-Veen Greifer eingesetzt. Es wurden 3 Proben im Litoral und 4 Proben im Profundal entnommen. Im Labor wurde das Sediment in Petrischalen überführt

und die Benthosorganismen wurden lebend aussortiert. Für die Ermittlung des Frischgewichtes wurden die lebenden Organismen 10 Sekunden zwischen Filtrierpapier gelegt und dann gewogen. Die taxonomische Bestimmung erfolgte nach Geiger et al. (1978), Höregott & Jordan (1954), Jansson (1986), Nieser (1982), Savage (1989), Webb & Scholl (1985) und Webb et al. (1985).

Fraßexperimente mit Chironomidenlarven

Zur Bestimmung der Konsumtionsraten der dominanten Corixiden *Arctocorisa germari* und *Sigara nigrolineata* gegenüber den Chironomidenlarven wurden jeweils 5 Aquarien mit 2,5 l Wasser aus dem RS 117 gefüllt und mit je 3 Individuen der jeweils untersuchten Wanzenart besetzt. Den Wanzen wurden Chironomidenlarven *ad libitum* angeboten, deren Frischgewicht vorher bestimmt wurde. Nach einem definierten Zeitraum (6-48 h) wurde das Gewicht der Überreste der Larven bestimmt und durch die Differenz zum Frischgewicht die Konsumtionsrate ermittelt. Für jede Wanzenart wurde der Versuch 3 mal wiederholt.

Predationsversuche mit Brachionus sericus und Chydorus sphaericus

B. sericus wurde den beiden Wanzenarten und ihren Larvalstadien in 100 ml Erlenmeyerkolben (Larvalstadien I – IV) bzw. 200 ml Erlenmeyerkolben (Larvalstadium V und Adulte) in einer Dichte von 0,3-0,5 Ind. ml⁻¹ sowie in einem Versuch 2 Ind. ml⁻¹ angeboten. Diese Versuche wurden mit 30 Individuen von *S. nigrolineata* und mit 12 Individuen von *A. germari* durchgeführt. Zu jeder Serie wurden 3-4 Kontrollen ohne Wanzen angesetzt. Die gleichen Versuche wurden mit dem Beuteorganismus *Chydorus sphaericus* durchgeführt, mit 4 Individuen von *S. nigrolineata* und 20 Individuen von *A. germari*. Aus der Differenz der Mortalität der Beuteorganismen im Versuchs- und Kontrollansatz am Ende des Experimentes wurde die Predationsrate der Corixiden gegenüber den Rotatorien und *C. sphaericus* ermittelt.

Ergebnisse

Abundanz und Biomasse der Makrofauna in Litoral, Pelagial und Benthos

Die quantitative Erfassung mit Hilfe des Rahmens ergab, dass das Litoral durchschnittlich mit 158 Ind m⁻² mit einem Frischgewicht von 0,98 g m⁻² besiedelt wurde. Es dominierte *A. germari* mit 98 % der Abundanz gegenüber *S. nigrolineata*. Das mit dem Pop-up Netz beprobte Pelagial war mit durchschnittlich 4 Ind. m⁻² besiedelt. Dominierend war *A. germari* mit 78 % gegenüber *Glaenocoris propinqua*. Im Benthos wurden im Juli ausschließlich Chironomidenlarven der Gattung *Chironomus* spp. gefunden und zwar vorwiegend im Litoral (1144 Ind m⁻²) mit einem Frischgewicht von 0,5 g m⁻². Im Profundal wurden lediglich in 9 m Tiefe 120 Larven pro m² mit einem Frischgewicht von 0,04 g m⁻² gefangen, die Proben zwischen 10 und 13 m Tiefe enthielten keine Organismen.

Vertikalverteilung der Corixiden

In den Tiefenstufen von 2 m (116 Ind. d⁻¹) bis 7 m Tiefe (1700 Ind. d⁻¹) nahm die Anzahl der pro Tag gefangenen Individuen zu (Abb. 1). Unterhalb von 7 m nahm die Anzahl der gefangenen Tiere pro Tag wieder kontinuierlich ab, aber auch in 12 m Tiefe wurden noch durchschnittlich 37 Ind. d⁻¹ gefangen. Zwischen 7 m und 7,5 m lag im Untersuchungszeitraum die Sprungschicht (Abb. 2). Neben Detritus (Beulker, pers. Mitt.) wurde hier das Maximum der Vertikalverteilung von *Brachionus sericus* festgestellt (Stöbel, unveröff.).

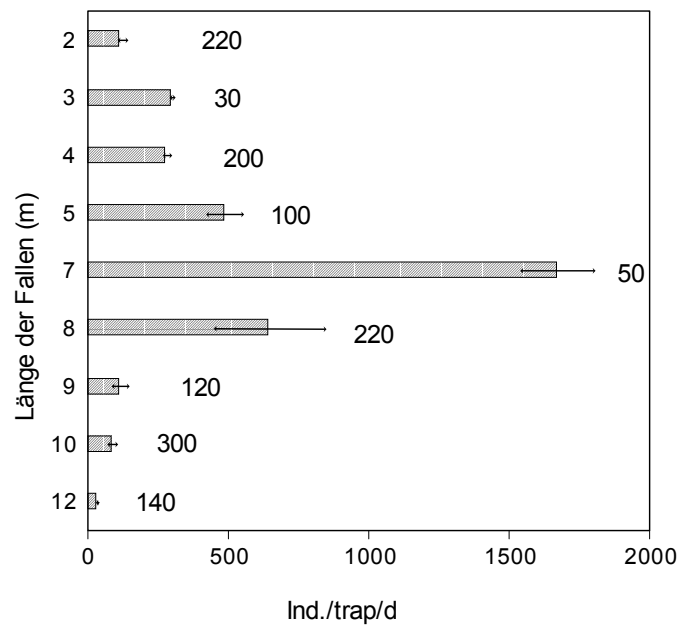


Abbildung 1: Vertikale Verteilung der Corixiden im RS 117. Dargestellt sind die durchschnittlich pro Tag gefangenen Corixiden in 9 Funneltraps verschiedener Länge, sowie deren Entfernung vom Ufer (Zahlen neben den Säulen in m).

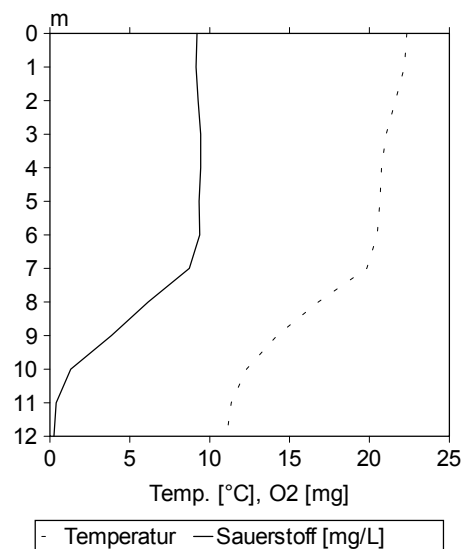


Abbildung 2: Temperatur- und Sauerstoffprofil im RS 117 am 24.07.02.

Die Nahrung der Corixiden

Fraßversuche im Labor ergaben, dass nicht nur *A. germari* sondern auch die omnivore *S. nigrolineata* mindestens 4 Wochen ausschließlich mit Chironomidenlarven ernährt werden kann. Bei einem Nahrungsangebot von Chironomidenlarven *ad libitum* fressen beide Wanzenarten das Zweifache ihres Körpergewichtes pro Tag. *S. nigrolineata* benötigt 13 mg FW Ind. d⁻¹, *A. germari* frisst 45 mg FW Ind. d⁻¹.

Beide Arten sind außerdem in der Lage, Zooplankton zu ingestieren. Die Konsumtionsrate gegenüber *B. sericus* bei einer Dichte von 0,3-0,5 Ind. ml⁻¹ beträgt für die Nymphen von *S. nigrolineata* 20 Ind. d⁻¹ sowie für die Adulten von *S. nigrolineata* und *A. germari* 45 Ind. d⁻¹. Ähnliche Ingestionsraten wurden für die Cladocere *C. sphaericus* bestimmt: 43 Ind. d⁻¹ für die Adulten von *S. nigrolineata*, 42 Ind. d⁻¹ für die Adulten von *A. germari* und 44 Ind. d⁻¹ für deren Nymphen. Bei höherer Beutedichte von 2 Ind. ml⁻¹ sind die Adulten beider Arten in der Lage, durchschnittlich bis zu 135 Ind. d⁻¹ von *Brachionus* zu ingestieren.

Diskussion

Das Litoral des RS 117 war an dem Untersuchungstermin im Juli 2001 sowohl mit Corixiden als auch mit Chironomidenlarven weitaus dichter besiedelt als das Pelagial und das Profundal. Das Profundal hatte im übrigen Jahresverlauf und im Juli 2000 eine bedeutend größere Chironomidenlarven-Population als zum Zeitpunkt dieser Untersuchung (Wollmann & Bornschein in Vorb.). Trotzdem ergaben sowohl die Probennahmen mit dem Pop-up Netz als auch mit den Funneltraps, dass die carnivoren Corixiden *Glaenocorisa propinqua* und *Arctocorisa germari* (Nyman et al., 1985; Wollmann, 1998) das Gewässer auch noch in 300 m Entfernung vom Ufer besiedelten.

Laboruntersuchungen mit *A. germari* und der omnivoren *Sigara nigrolineata* zeigen, dass beide Arten mehrere Wochen ausschließlich mit Chironomidenlarven ernährt werden können und sich dabei reproduzieren. Die mit den Funneltraps gemessene Vertikalverteilung ergab jedoch, dass der mit Abstand höchste Anteil der Corixidenpopulation sich nicht im Profundal, sondern oberhalb der Sprungschicht aufhielt, also in warmem, mit Sauerstoff versorgtem Wasser. Dort hielt sich ebenfalls ein großer Teil der Population von *Brachionus sericus* auf, sein Maximum war allerdings in 9 m Tiefe unterhalb der Sprungschicht. (Stöbel, unveröff.). In dieser Tiefe wurden jedoch nur noch 120 Corixiden pro Tag gefangen, also weniger als ein Zehntel der in 7 m Tiefe gefangenen Tiere. Trotz geringer Temperaturen, anaerober Bedingungen und geringer Besiedlung mit Chironomidenlarven im Profundal konnten auch in 12 m Tiefe noch Corixiden gefangen werden. *A. germari* besitzt zwar die Fähigkeit, Rotatorien zu ingestieren, jedoch ist es unwahrscheinlich, dass eine Dichte von ca. 100 Tieren pro Liter für die Ernährung der Corixiden ausreichen könnte. Andererseits zeigen die Laborversuche, dass sie potentiell in der Lage sind, einen starken Fraßdruck auf das Zooplankton auszuüben. Eine Untersuchung mit Hilfe der stabilen Isotopenmethode soll Aufschluss über die Bedeutung von Zooplankton und Chironomidenlarven für die Ernährung der Corixiden im See liefern.

Die hohen Individuenzahlen von *A. germari* von bis zu 1700 Ind. d⁻¹ in den Funneltraps bei einer Abundanz von durchschnittlich 4 Ind. m⁻² weisen auf die hohe Mobilität der Corixiden hin. Von diesen Organismen können also Transportprozesse zwischen den Kompartimenten Litoral, Pelagial und Profundal erwartet werden, die ebenfalls mit der stabilen Isotopenmethode näher aufgeklärt werden sollen.

Insgesamt ist die Populationsdynamik im RS 117 sehr stark abhängig vom Eiablageverhalten der Adulten, da seine Makrofauna nahezu ausschließlich aus Larven besteht, die als Adulte emergieren (Wollmann & Bornschein, in Vorb.) und somit für Stoffverluste sorgen, bzw. aus flugfähigen Corixiden, die ebenfalls das Gewässer verlassen können.

Literatur

- Bagenal, T.B., 1974. A buoyant net designed to catch freshwater fish larvae quantitatively. Freshwat. Biol. 4: 107-109.
- Brett, M.T., 1989. The distribution of free swimming macroinvertebrates in acidic lakes of Maine: the role of fish predation. Aqua. Fenn. 19: 113-118.
- Geiger, H.J., H.M. Ryser & A. Scholl, 1978: Bestimmungsschlüssel für die Larven von 18 Zuckmückenarten der Gattung *Chironomus* Meig. (Diptera, Chironomidae). - Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern N.F. 35: 89-106.
- Henrikson, L., & H.G. Oscarson, 1978. A quantitative sampler for airbreathing aquatic insects. Freshwat. Biol. (: 73-77.
- Höregott, H. & K.H. Jordan, 1954. Bestimmungstabelle der Weibchen deutscher Corixiden (Heteroptera: Corixidae), Beitr. Entomol. 4: 578-594.
- Jansson, A., 1986. The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. Acta Entomol. Fenn. 47: 1-94.
- Nieser, N., 1982. De Nederlands wateren oppervlakte wantsen. Wetenschappelijke mededelingen UNNV, 155p.
- Nyman, H.G., H.G. Oscarson & J.A.E. Stenson, 1985. Impact of invertebrate predators on the zooplankton composition in acid forest lakes. Ecol. Bull. 37: 239-243.
- Savage, A.A., 1989. Adults of the British aquatic Hemiptera, Heteroptera: a key with ecological notes. Sci. Publ. Freshwat. Biol. Assoc. Ambleside, 50: 355-370.
- Webb, C.J. & A. Scholl, 1985: Identification of larvae of European species of *Chironomus* Meigen by morphological characters. - Syst. Entomol. 10: 353-372.
- Webb, C.J., A. Scholl & H.M. Ryser, 1985: Comparative morphology of the larval ventromental plates of European species of *Chironomus* Meigen, Syst. Entomol. 10: 373-385
- Wollmann, K., 1998: Zur Ökologie der Corixiden (Hemiptera, Heteroptera) in Tagebauseen der Lausitz. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 1997: 35-539.

