

Wissenschaftliche Mitteilungen

37

Freiberg
2008

B. Merkel, H. Schaeben, A. Hasche-Berger (Hrsg.)

Behandlungstechnologien für
bergbaubeeinflusste Wässer
GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen und
Entwicklungen

Proceedingsband zu den Workshops am Geologischen Institut
der TU Bergakademie Freiberg am 12. und 13. Juni 2008

*38 Beiträge, 270 Seiten, 170 Abbildungen, 55 Tabellen,
260 Literaturstellen*

Wissenschaftliche Mitteilungen

Herausgeber der Reihe	Technische Universität Bergakademie Freiberg Institut für Geologie Förderkreis Freiburger Geowissenschaften e.V.
Internet:	http://www.geo.tu-freiberg.de/publikationen/ wiss_mitteilungen.html
Redaktion und Manuskriptannahme:	TU Bergakademie Freiberg Institut für Geologie Dr. Volkmar Dunger Gustav-Zeuner-Straße 12 09599 Freiberg ☎ +49(0)3731/39-3227 Fax +49(0)3731/39-2720 E-Mail Volkmar.Dunger@geo-tu-freiberg.de
Vertrieb:	Akademische Buchhandlung Inh. B. Hackel Merbachstraße PF 1445 09599 Freiberg ☎ +49(0)3731/22198 Fax +49(0)3731/22644

Das Werk, einschließlich aller seiner Teile, ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung ist ohne die Zustimmung des Verlages außerhalb der Grenzen des Urheberrechtsgesetzes unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen. Für den Inhalt sind allein die Autoren verantwortlich.

Das 3-D-Modell Kohlberg, Elbsandsteingebirge, wurde von M. Apel (TU BAF) zur Verfügung gestellt. Das Foto eines natürlich gebildeten Wetlands auf dem Gelände der Flussspatgrube Straßberg/Harz stammt von A. Berger (TU BAF).

© Technische Universität Bergakademie Freiberg, 2008
Gesamtherstellung: Medienzentrum der TU Bergakademie Freiberg
Printed in Germany

ISSN 1433-1284

TU BERGAKADEMIE FREIBERG

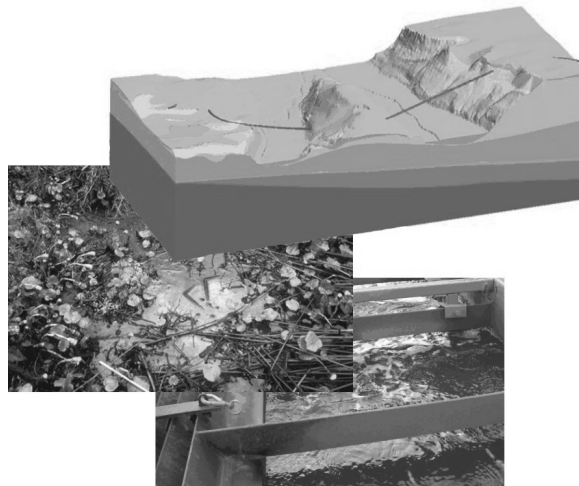
59. Berg- und Hüttenmännischer Tag



„Behandlungstechnologien für
bergbaubeeinflusste Wässer“

„GIS – Geowissenschaftliche
Anwendungen und Entwicklungen“

12. und 13. Juni 2008



Institut für Geologie der TU Bergakademie Freiberg

Prof. Dr. Broder J. Merkel

Prof. Dr. Helmut Schaeben

Dipl.-Geol. Andrea Hasche-Berger



Inhaltsverzeichnis

Glück Auf und Herzlich Willkommen!	7
Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer	9
Graupner, B.; Koch, Ch.; Benthous, F.-C.; Werner, F. Das Lausitzer Revier im Spannungsfeld bergbaulicher Beeinflussung des Grundwassers und rechtlicher Rahmenbedingungen	11
Unger-Lindig, Y.; Merkel, B. Verwendung von Eisenhydroxidschlämmen zur Verbesserung der Alkalinität	19
Schipek, M.; Merkel, B. Pilotversuch zur CO ₂ -Injektion in alkalische Sedimente eines Tagebaufolgesees - Erste Ergebnisse	25
Koch, Ch.; Graupner, B.; Werner, F. Pilotversuch zur Wasserbehandlung im Tagebausee Burghammer unter Verwendung von CO ₂ und Braunkohlenfilterasche	31
Koch, Th.; Preuß, V.; Schöpke, R.; Koch, R. Pilotversuch zur kombinierten Förderung und Aktivierung alkalischer Sedimente mittels Druckluftheber (Airlift) und CO ₂ -Einsatz	39
Scholz, G.; König, W.; Teuchert, R. Neutralisation des Speicherbecken (SB) Burghammer einschließlich Nachsorge mit Inlaketechnik.....	47
Pust, Ch.; Saure, H. Übertragbarkeit schwedischer Erfahrungen bei der Behandlung saurer Tagebaufolgeseen in Deutschland	57
Merkel, B.; Schipek, M. Prognosewerkzeuge zur Beurteilung der Effizienz von Inlaketechniken für die Neutralisation und Nachsorge saurer Tagebaufolgeseen	65
Neumann, V.; Nitsche, C.; Pokrandt, K.-H.; Tienz, B.-St. Quantifizierung des Aciditätszustroms in einen neutralisierten Tagebausee zu Beginn der Nachsorgephase	73
Reichel, M.; Bergmann, Ch.; Graupner, B.; Koch, Ch.; Werner, F. Beschaffenheitsprognose für Sumpfungswässer am Beispiel des Tagebaues Vereinigtes Schleen- hain	81
Preuß, V.; Schöpke, R.; Koch, R. Technikumsversuche zur Abreinigung von Eisen und Sulfat aus Kippengrundwässern durch mikrobielle Sulfatreduktion	89
Wagner, St.; Bilek, F.; Schaarschmidt, T.; Seifert, J.; Gniese, C.; Schlömann, M. Identifikation des limitierenden Faktors der biologischen Sulfatreduktion in zwei Technikums- versuchen	97
Janneck, E.; Terno, D.; Heinzel, E.; Rolland, W.; Schlee, K.; Glombitza, F.; Nowak, O. Untersuchung und Optimierung des Prozesses der mikrobiologischen Eisenoxidation für die Behandlung von eisen- und sulfatreichen Bergbauwässern	105
Wendt-Potthoff, K.; Schultze, M.; Boehrer, B.; Koschorreck, M.; Geller, W. Nutzung von Molke zur Sauerstoffzehrung und Eisenreduktion in einem Feldversuch zur biologischen Neutralisierung	115
Götze, J.; Pieplow, G.; Dullies, F. Sorptionsmedien zur Behandlung von Gruben- und Sickerwässern	123
Steinberger, P.; Rieger, A.; Haseneder, R.; Härtel, G.; Pelz, W. Scalingproblematik bei der Aufbereitung von AMD mittels Membranverfahren	129
Schöpke, R. Nutzung der Ergebnisse von labor- und kleintechnischen Versuchen zur Vorbereitung und Durchführung von in-situ Sanierungsmaßnahmen	135
Pohlert, M.; Martienssen, M.; Weiß, H.; Trabitzzsch, R.; Geistlinger, H. Gastracer-Versuche zur Abschätzung der Raumwirkung bei Direktgasinjektionen zur Grundwassersanierung	141

Wolkersdorfer, Ch.; Kubiak, C. Low Density Sludge Storage in the flooded Straßberg/Harz Underground Mine	149
Löser, R.; Schneider, P. Wassermanagementkonzept für das ehemalige Kupferbergbauggebiet Medet (Bulgarien)	161
Zilberchmidt, M. G.; Agafonov, J. F.; Dmitriev, A. P.; Shpirt, M. J. Kriterien einer multifunktionalen Bewertung von Grubenwasser und Begründung von Naturschutzmassnahmen zur Sicherstellung des Hydrosphärenschutzes bei der Gewinnung und Aufbereitung von hochschwefelhaltigen Kohlen.....	169
Lobacheva, O.; Sulimova, M. Foam separation of the cations of the Ce (III) and Y (III) from aqueous solutions by the addition of the surfactant	171
GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen	177
Rupf, I.; Armbruster, V. Das geologische Modell des Informationssystems Oberflächennahe Geothermie für Baden- Württemberg	179
Germann, D.; Schumacher, J.; Schuff, J.; Schweizer, R.; Sokol, G. Weiterentwicklung des LGRB-Mapservers und technische Informationen zum Informationssystem oberflächennahe Geothermie (ISONG)	183
Agemar, T.; Alten, J.-A.; Kühne, K.; Maul, A.-A.; Pester, S.; Wirth, W.; Schulz, R. Aufbau eines geothermischen Informationssystems für Deutschland	189
Lewin, I.; Hoppe, A. Optimierung eines geologischen 3D Modells unter Zuhilfenahme hydraulischer Daten am Beispiel der Hanau-Seligenstädter Senke (Süd Hessen).....	197
Lademann, K.; Breuckmann, S.; Hoffers, B.; Reimann, R. Das geologische 3D-Modell von Niedersachsen auf Grundlage des Geotektonischen Atlas von Nordwestdeutschland – ein Statusbericht.....	201
Görne, S.; Felix, M. 3d-modeling with gOcad helps managing flushing problems in abandoned mines	203
Ehrler, Ch.; Niemeyer, I. 3D Geländemodellierung und Gebäudevisualisierung mit OpenSceneGraph unter Nutzung von KML und COLLADA	205
Götze, H.-J.; Schmidt, S.; Fichler, Ch.; Alvers, M. 3D Interactive Geophysical Modeling	211
Balaske, P.; Thomae, M.; Kühne, H. Von der klassischen geologischen Karte zur Planungsunterlage	215
Bothmer, D. Nutzung von cardo-Komponenten zum Aufbau flexibler Geodateninfrastrukturen	223
Mielke, L.; Burger, H. Thematische Webkartographie mit Google Maps — Erstellen interaktiver Karten mit dem Google Maps API.	227
Knorr, U. Medienabhängige Aufbereitung, Bereitstellung und Präsentation geowissenschaftlicher Fachdaten	235
Sieste, M.; Noack, S.; Irkhin, A. Georisikoprognose mittels künstlicher Intelligenz und GIS.....	237
Schreiber, U.; Nguno, A. Geological Survey of Namibia – Steps Toward Modern Data Management.....	245
Boamah, K. O. Ghana Geodatabase at the Geological Survey Department	253
Kiselev, V. Creation of the territory regionalization map by means the GIS on the basis of the statistical uniformity estimation of multivariate data, which do not submit to the normal distribution.....	263
Autorenverzeichnis	269

Glück Auf und Herzlich Willkommen!

Herzlich Willkommen an der Bergakademie Freiberg, der ältesten noch am Ort seiner Gründung bestehenden Einrichtung dieser Art. Bereits zum fünften Mal präsentiert das Geologische Institut im Rahmen des 59. Berg- und Hüttenmännischen Tags 2008 gemeinsam die beiden Kolloquien „Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer“ und „GIS – Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen“. Zum einem möchten wir damit unsere jeweilige Kompetenz in dieser Fachrichtung hervorheben und die Nähe von GIS-Anwendungen und der Hydrogeologie unterstreichen, zum anderen verdeutlicht das riesige Interesse an diesen beiden Veranstaltungen den hohen Stellenwert am nationalen und internationalen Wissenstransfer sowie der interdisziplinären Diskussion. Vor allem die Bemühungen in der Sanierung saurer Grubenwässer machen deutlich, wie wichtig die Interaktion dieser beiden Spezialdisziplinen ist – und künftig sein wird.

Die Organisation der beiden Kolloquien wird durch die Kooperation mit folgenden Partnern ermöglicht: dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, der Firma Beak Consultants GmbH, der Partnership for Acid Drainage Remediation in Europe, der Sektion Geologie der Ludwig-Maximilians-Universität München, der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften, der Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften und dem International Network for Acid Prevention.

Bergbauliche Aktivitäten stellen oftmals ein Umweltrisiko dar, indem kontaminierte Grubenwässer, resultierend aus der Mobilisierung leichtlöslicher Phasen im entwässerten und dem Luftsauerstoff ausgesetzten Gebirge und Grubenhohlraum durch zusitzende Sickerwässer, sich nachhaltig negativ auf das Grundwasser oder auf Oberflächengewässer auswirken. Der Prozess der Bildung von sauren Grubenwässern kann auch nach Bergbaueinstellung in den unterirdischen Hohlräumen und Halden aufgrund von Stoffumsetzungsprozessen weiterlaufen und auch nach Jahrhunderten immer noch zu unerwünschten Freisetzungsprozessen, insbesondere von Spurenmetallen führen. Typische Inhaltsstoffe der belasteten Wässer sind neben den Radionukliden Uran und Radium vor allem Arsen, Eisen, Mangan und Sulfat sowie weitere Spurenmetalle. Obwohl in den vergangenen Jahrzehnten weltweite Forschungsanstrengungen über saure Grubenwässer und deren Vermeidung unternommen wurden, besteht nach wie vor erheblicher Forschungsbedarf hinsichtlich Wasseraufbereitungstechnologien (klassischer und alternativer) und Stimulationsmethoden im Sinne von enhanced natural attenuation (ENA). Neben innovativen Konzepten und Entwicklungen in der Behandlungs- und Aufbereitungstechnologie von sauren Grubenwässern und Tagebaurestseen gewinnen passive alternative Methoden immer mehr an Aktualität. Darüber hinaus müssen wir uns künftig auch verstärkt um die Wasserreinigung und Sanierung kontaminierter Wasserkörper kümmern.

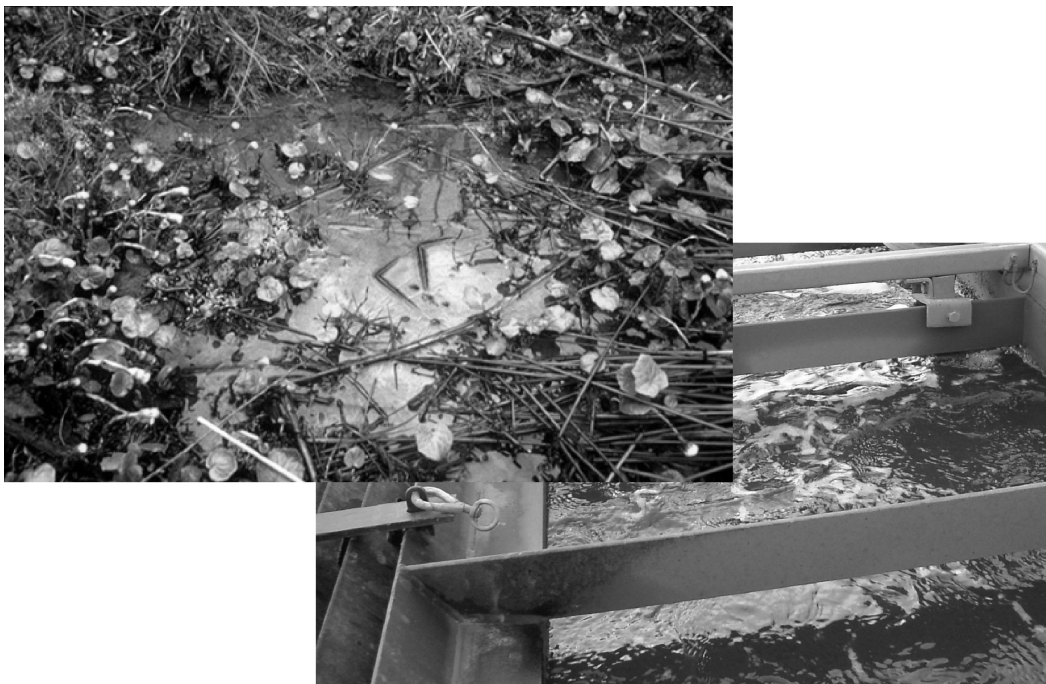
GIS-Techniken besitzen bei Geowissenschaftlern, Planern und Ingenieuren eine große praktische Bedeutung und belegen die anhaltende Aktualität von Geoinformation, Geodaten und ihrer Infrastruktur. Dabei sollen vor allem Ergebnisse und Erfahrungen bei geowissenschaftlichen Anwendungen von Geographischen Informationssystemen und weitergehende Anforderungen an zu entwickelnde geowissenschaftliche Informationssysteme aus der Praxis vorgestellt werden, die neue Entwicklungen in der Geoinformatik begründen, und methodische Neuheiten und ihre geowissenschaftliche Anwendbarkeit verbreitet werden. Daneben stehen die Organisatoren auch stellvertretend für drei Säulen des Geo-Kompetenz-Zentrums Freiberg: die ortsansässigen Unternehmen Beratender Ingenieure der Geobranche, die Behörden und Ämter des öffentlichen Dienstes und die Technische Universität Bergakademie Freiberg.

Insgesamt versprechen wir uns von unseren Kolloquien wie in den Vorjahren, dass sie dazu beitragen, praktische Erfahrungen, Wissen und zukunftsweisende Ideen unter Anwenden und Entwickeln auszutauschen und dabei auch „Neulingen“ einen Einstieg in die Problematik ermöglichen. Wir wünschen uns allen in diesem Sinne zwei erfolgreiche Kolloquien und Ihnen einen angenehmen Aufenthalt bei uns an der Bergakademie und in Freiberg.

Freiberg/Sachsen, den 05. Juni 2008

Prof. Dr. Broder MERKEL	Dipl.-Geol. Andrea BERGER	Prof. Dr. Ch. WOLKERSDORFER
Prof. Dr. Helmut SCHAE BEN	Dr. Andreas BARTH	Dr. Eckart GEISLER

„Behandlungstechnologien für
bergbaubeeinflusste Wässer“
„Treatment Technologies for Mining
Impacted Water“



In Kooperation mit:





Das Lausitzer Revier im Spannungsfeld bergbaulicher Beeinflussung des Grundwassers und rechtlicher Rahmenbedingungen

Bastian Graupner¹, Christian Koch¹, Friedrich-Carl Benthau² & Florian Werner¹

¹Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V., Meraner Straße 10, 01217 Dresden, Germany, bgraupner@dgfz.de

²Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungs-gesellschaft mbH, Knappenstraße 1, 01968 Senftenberg, Germany

Mit einer Stofftransportmodellierung wurde der Einfluss der Tagebaukippen auf die Grundwasserqualität im Lausitzer Bergbaurevier untersucht. Grundlagen für die Berechnung sind das ermittelte Kippeninventar und die Grundwasserströmungsmodelle, die für die bergrechtlichen Fragestellungen verwendet werden. Die Ergebnisse quantifizieren die bergbauliche Beeinflussung über den Parameter Sulfatschwefel im Grundwasser. Es ist eine Fläche von etwa 750 km² betroffen. Eine Trendumkehr wird nicht vor dem Jahr 2025 erwartet. Da ein guter chemischer Zustand auf der Basis der Berechnungen nicht innerhalb der Fristen der EU-Wasserrahmenrichtlinie erwartet wird, ist es notwendig hierzu rechtlich tragfähige Lösungen im Einklang mit anderen europäischen Bergbaugebieten zu finden.

Mass transport modelling was used to describe effects of mining dumps on groundwater quality in the Lausitz mining district. The work is based on a determination of dump inventory and existing groundwater models for the area of interest. Results show significant influence of mining with sulphate sulphur dissolved in groundwater being used as reference parameter. An area of 750 km² is affected. Reversal of upward trends is expected around the year 2025. Good chemical conditions seem to be not possible within the time frame of the EU water framework directive. Therefore it will be necessary to find applicable legal solutions in line to other European mining districts.

1 Einleitung

Das Niederlausitzer Bergbaurevier ist durch einen über 100 Jahre andauernden Braunkohlentagebau gekennzeichnet. In dieser Zeit entstanden über 40 Tagebaukippen in einem Gebiet von etwa 2000 km². In den Tagebaukippen wurden mit den kohlebegleitenden Deckschichten Eisensulfid-Mineralen abgelagert, die zum Teil durch Kontakt mit Sauerstoff im Laufe der Liegezeit oxidierten. Die Reaktionsprodukte sind in Sekundärmineralen und im Porenwasser selbst gespeichert. Der das Gebiet kennzeichnende ansteigende Grundwasserspiegel überführt die als Stoffspeicher bezüglich der hier betrachteten Komponenten Eisen und Sulfat wirkenden Tagebaukippen sukzessive in eine Stoffquelle. Die Stoffe werden im Grund- und Sickerwasser der Tagebaukippen mit Sulfatkonzentration bis zu 4000 mg/L gelöst und mit dem Grundwasser abtransportiert. Eine Beeinträchtigung abstromig gelegener Grund- und Oberflächenwasserkörper ist zum Teil bereits nachweisbar. Die Abschätzung des Sulfataustrages aus den Tagebaukippen dieser Region über die nächsten Jahrzehnte stellt

im Sinne der EU Wasserrahmenrichtlinie eine wesentliche Grundlage für die Beurteilung der Gefährdung betroffener Schutzgüter und die Ableitung eventuell notwendiger Schutzmaßnahmen dar. Die besondere Herausforderung dabei liegt in der Vielzahl an Stoffquellen und der Größe des Untersuchungsgebietes.

Voraussetzung für die Modellierung des Stoffaustrages ist eine detaillierte Kenntnis der Stoffquelle. Diese beruht auf vorangegangenen Arbeiten zur Kippeninventarisierung einschließlich der Berücksichtigung von Pyritoxidation, siehe GRAUPNER ET AL. (2005, 2006, 2007). Das ermittelte Inventar wird als Eingangsgröße für die Belegung der immobilen Stoffquelle im Transportmodell verwendet.

2 Konzept

In den als Stoffquelle wirkenden Tagebaukippen kommt es durch Lösungs- und Mischungsprozesse zu einer Mineralisierung des Grundwassers. Dieses zeichnet sich besonders durch eine sehr hohe Eisen- und Sulfatkonzentrationen aus. Mit der Strömung wird das belastete Grundwasser

aus den Tagebaukippen ausgetragen. Wechselwirkungen mit den im Abstrom vorliegenden Mineralen und die Verdünnung durch unbelastetes Grundwasser führen zu einer Veränderung der Zusammensetzung des Kippenabstroms mit sinkenden Konzentrationen. Mit Erschöpfung der Stoffquelle endet der Einfluss der Tagebaukippen auf ihre Umgebung.

Die Wirkung des Grundwasserwiederanstieges sollen revierumfassend mit einer Stofftransportmodellierung ermittelt werden. Dabei geht es insbesondere um Fragen nach der Reichweite des bergbaulichen Einflusses und nach dem sich einstellenden Grad der Mineralisierung im Abstrom der Tagebaukippen sowie nach der Zeitspanne bis zur Erschöpfung der Stoffquellen. Die Betrachtung über das gesamte Untersuchungsgebiet erfordert eine Begrenzung auf die wesentlichen Prozesse. Grundlage der Bearbeitung ist die instationäre Modellierung der Grundwasserströmungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet durch die LMBV einschließlich der für Bergbaufolgelandschaften typischen Randbedingungen, die durch Tagebaurestseen, Fließgewässer und Förderbrunnen bewirkt werden. Die Berechnung des reaktiven Stofftransportes erfolgt mit PHT3D (Prommer et al. 2003) auf der Basis dieser Strömungsergebnisse. PHT3D verknüpft mit MT3DMS (ZHENG & WANG, 1999) und PhreeqC (PARKHURST & APPELO, 1999) zwei international anerkannte Programme, die seit vielen Jahren breite Verwendung in der Modellierung finden.

Die Grundwasserströmung im Modellgebiet wird durch 5 Teilmodelle beschrieben. Die Berechnung erfolgt mit dem Programm PCGEOFIM (SAMES & BOY, 1997), welches als eine Besonderheit horizontale Lupen anbietet, die in 4 der 5 Teilmodelle auch zum Einsatz kommen. Da die Modellergebnisse erst ab dem Jahr 2000 flächendeckend vorliegen, wurde dieses Jahr als Startzeitpunkt der Transportmodellierung gewählt. Die Ergebnisse der Strömungsmodellierung werden eingelesen und in ein von MT3DMS lesbares Format übertragen. Als Speichermedium wurde das NetCDF-Format (UNIDATA, 2007) gewählt. Aus den transformierten Strömungsdaten werden automatisiert die Eingangsdaten für die Transportrechnung mit PHT3D erstellt.

Die Anfangs- und Randbedingungen werden anhand verfügbarer Messdaten und Gutachten festgelegt. Der gesamte Prozess vom Einlesen der Ergebnisse der Strömungsmodelle bis zur

Erzeugung der Transportdateien erfolgt automatisiert. Als Indikator für den bergbaulichen Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit im Abstrom der Tagebaukippen wird Sulfat genutzt. Die Größe des Sulfatspeichers wurde in GRAUPNER ET AL. (2005, 2006, 2007) ermittelt. Sulfat ist in den Tagebaukippen in Sekundärmineralen und im Porenwasser gespeichert. Für die Transportberechnung erfolgt eine summarische Betrachtung der existierenden Speicher in Form einer einheitlichen Sulfatquelle. Als Senke wird Sulfatreduktion im gesamten Modellgebiet in Form einer zeitabhängigen Rate berücksichtigt.

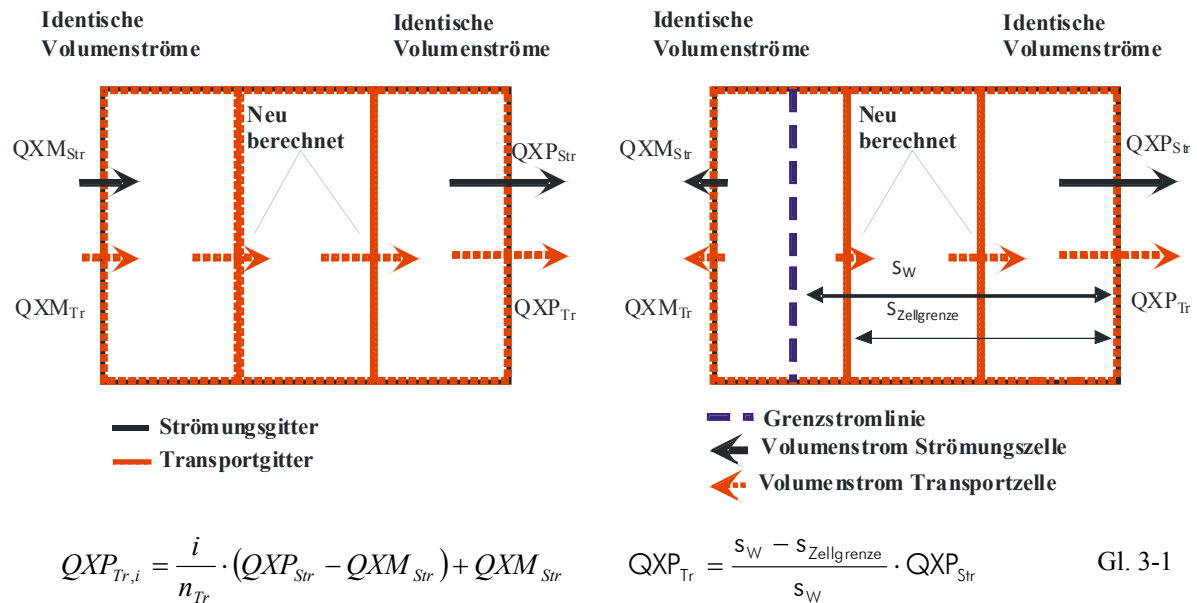
3 Methoden

3.1 Transformation der Strömungsergebnisse

Für die Erstellung von Transportmodellen auf Basis von MT3DMS müssen Informationen zur Zellgeometrie, zu den Eigenschaften der Zellen und zur Art der Randbedingung angegeben werden. Zusätzlich sind als zeitvariante Daten der Wasserstand, die Flüsse über die Zellgrenzen in x-, y- und z-Richtung sowie der Fluss über die Randbedingungen notwendig. Diese Daten wurden aus den Ergebnissen der Grundwasserströmungsmodelle in eine NetCDF-Datei überführt. Der Stofftransport in MT3DMS bietet nicht die Möglichkeit, lokale Netzverfeinerungen in Form der Lupen von PCGEOFIM zu berücksichtigen. Daher erfolgt eine Transformation der Daten auf ein gleichmäßiges Raster mit einheitlicher Zellgröße. Die Modellschichten bleiben unverändert.

Für die horizontale Transformation der Strömungsdaten sind 3 Fälle zu unterscheiden, wobei durch die Verwendung des gleichen Grundrasters in allen 3 Fällen die Zellgrenzen der äußeren Zellen identisch sind.

1. Wenn die Strömungszelle identisch zu der Transportzelle ist, kann eine identische Übertragung der Daten erfolgen.
2. Ist die Transportzelle größer als die Strömungszelle, dann müssen Daten mehrerer Strömungszellen zusammengefasst werden.
3. Ist die Transportzelle kleiner als die Strömungszelle, dann muss eine Aufteilung der Daten einer Strömungszelle auf mehrere Transportzellen erfolgen.



i...Nummer der Transportzelle von links

n_{Tr} ...Anzahl Transportzellen

s_W Entfernung der Grenzstromlinie zur Grenze Strömungszelle

$s_{Zellgrenze}$ Entfernung der Transportzellengrenze zur Grenze der Strömungszelle

Abb. 1: Schema zur Ermittlung der Volumenströme für die Transportzellen aus einer größeren Strömungszelle (QXP...Wasserstrom in positiver x-Richtung über die Zellgrenze).

Im 1. Fall sind die Zellen deckungsgleich, so dass eine problemlose Übertragung möglich ist. Im 2. Fall erfolgt zuerst die Übertragung der Randbedingungen. Je Transportzelle wird die definierte Randbedingung gespeichert. Anschließend werden die Liegendhöhe, die Mächtigkeit, der kf-Wert und der Wasserstand der Transportzelle flächengewichtet aus den Strömungszellen berechnet. Volumenströme über die Randbedingungen und die vertikalen Volumenströme über die Zellgrenzen werden summiert. Die Volumenströme über die Zellgrenzen in x- und y-Richtung der Transportzelle setzen sich dagegen nur aus den Volumenströmen der äußeren Strömungszellen zusammen. Beim 3. Fall werden die Volumenströme aufgeteilt. Im ersten Schritt werden die Liegendhöhe, die Mächtigkeit, der kf-Wert und der Wasserstand identisch von der größeren Strömungszelle auf alle enthaltenen Transportzellen übertragen. Die Volumenströme über die Randbedingungen und die vertikalen Volumenströme werden flächengewichtet auf die Transportzellen aufgeteilt. Die Ermittlung der horizontalen Volumenströme ist dagegen aufwendiger. Die Volumenströme an den Grenzen der äußeren Transportzellen, die identisch mit den Grenzen der Strömungszelle sind, bleiben unverändert. Da die Transportzelle kleiner als die Strömungszelle ist, werden Volumenströme über die Zellgrenzen der Transportzellen innerhalb

der ursprünglichen Strömungszelle notwendig, um die Bilanz zu erfüllen. Generell müssen dabei zwei Fälle unterschieden werden. Wird die Strömungszelle in eine Richtung durchströmt, so ergeben sich die Volumenströme der Transportzellen als Differenz aus dem Zu- und Abstrom. Wirkt die Strömungszelle dagegen als Quelle oder Senke, so muss zuerst die virtuelle Grenzstromlinie innerhalb der Strömungszelle ermittelt werden, bevor die Volumenströme über die Grenzen der Transportzellen berechnet werden können. In Abb. 1 ist beispielhaft das Prinzip zur Ermittlung der Volumenströme dargestellt.

3.2 Betrachtetes geochemisches System

Als Ergebnis der Berechnung sollen Aussagen zum erwarteten räumlich differenzierten bergbaulichen Einfluss der Tagebaukippen auf dem regionalen Maßstab des Untersuchungsgebiets über die nächsten Jahrzehnte getroffen werden. Als Indikator für den bergbaulichen Einfluss wird die Sulfatkonzentration gewählt. Die Größe des Untersuchungsgebietes und die daraus resultierenden Rechenzeiten machen eine Begrenzung des betrachteten geochemischen Systems auf die wesentlichen Elemente notwendig. Das geochemische System fokussiert auf die Implementierung von Quellen und Senken, durch die Sulfat im Untersuchungsgebiet maßgeblich beeinflusst

wird. Der durch Sulfidoxidation freigesetzte Sulfatgehalt der Kippen bildet den Ausgangswert für die weiteren Berechnungen und wird als vollständig verfügbar angenommen.

Der Stoffspeicher steht mit dem mobilen Porenwasser über eine kinetische Austauschfunktion in Verbindung, die einen einfachen Doppelporositätsansatz widerspiegelt. Für die Freisetzung wird eine maximale Sulfatkonzentration c_{\max} im Grundwasser angenommen. Diese wird durch die entstandenen Sekundärminerale und die Nachlieferung aus dem nicht durchströmten Porenraum bestimmt (SCHAAF, 2004). Räumliche Unterschiede der Sulfatkonzentrationen existieren. Sie entstehen vermutlich durch eine heterogene Verteilung der Porosität und der Sulfidoxidationsprodukte. Für das mittlere Austragsverhalten der gesamten Tagebaukippe spielen sie aber keine dominierende Rolle.

$$c_{t+\Delta t} = c_t + \alpha \cdot (c_{\max} - c_t) \cdot \Delta t \quad (1)$$

Der Übergang von Stoff in das Grundwasser wird durch den Konzentrationsgradienten angetrieben. Ist das Inventar erschöpft, endet die Freisetzung. Dabei wird der den Stofftransport bestimmende Gradient durch die maximale Sulfatkonzentration nach oben begrenzt. Die Konzentrationsdifferenz multipliziert mit einem Austauschfaktor α ergibt die Menge an Sulfat je Liter Porenlösung und je Zeiteinheit, die dem Grundwasser zugeht.

Der Austauschkoeffizient α wurde anhand der Modellierung von Säulenversuchen (KOHFAHL & PEKDEGER 2006 UND LUDWIG ET AL. 2001) er-

mittelt. Entsprechend den Angaben der Autoren wurden 1D reaktive Transportmodelle mit PhreeqC aufgebaut. Der gegebene Stoffpool wurde in beiden Fällen über das geplante Doppelporositätskonzept freigesetzt, welches als kinetische Ratendefinition in PhreeqC implementiert wurde. Der Austauschkoeffizient ist die Steuergröße und wurde so angepasst, dass eine gute Übereinstimmung zwischen den Messwerten und den Berechnungsergebnissen erreicht wurde. In beiden Säulenversuchen erwies sich ein Austauschkoeffizient von etwa $1 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ als geeignet, um die Messwerte wiederzuspiegeln, siehe Abb. 2.

Die Sulfatkonzentration wird durch Reduktion und Bildung immobiler Feststoffe verringert, was ebenfalls kinetisch im Modell berücksichtigt wird. Nach SCHULTE (1998), BERGMANN (1999), DOHRMANN & KNÖLLER (1999) und FRANKEN (2000) wird eine Sulfatreduktionsrate von 0.02 mmol/(L·a) als geeignet für die natürlichen Grundwasserleiter des Untersuchungsgebietes abgeleitet.

4 Ergebnisse

Das Stoffinventar der betrachteten Tagebaukippen beläuft sich zu Beginn der Modellierung auf etwa 10,4 Mio. Tonnen Sulfatschwefel. Die summierte zeitliche Veränderung in Folge des Stoffaustrages ist in Abb. 3 dargestellt.

Bis 2050 sinkt der immobile Stoffbestand auf etwa 20 Prozent des Ausgangswertes. Aus der Abbildung lässt sich ein von den Kippenkörpern abhängiges Austragsverhalten der Teilmodelle erkennen. Dies zeigt der Vergleich von Schla-

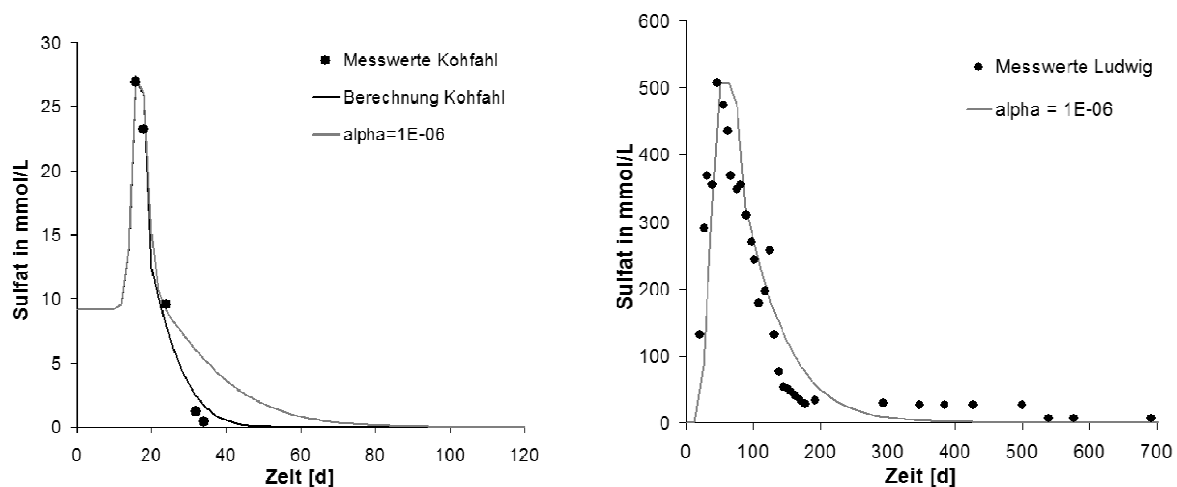


Abb. 2: Vergleich der Messwerte mit den berechneten Sulfatkonzentrationen am Ausgang der Säulen mit dem kalibrierten Austauschkoeffizient $\alpha=1 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ für die Daten von KOHFAHL & PEKDEGER (2006) links und von LUDWIG ET AL. (2001) rechts.

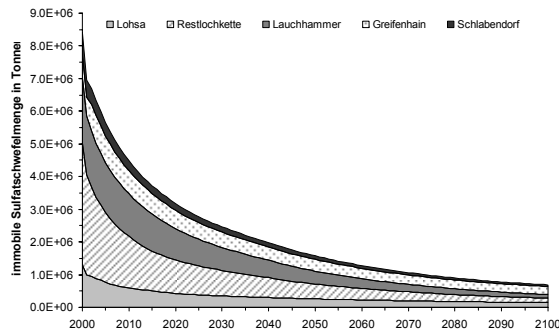


Abb. 3: Zeitliche Veränderung des summierten Stoffbestandes der Tagebaukippen und der Anteile in den jeweiligen Teilmodellen in Tonnen.

bendorf/Seese und Greifenhain/ Gräbendorf. Beide Teilmodelle weisen einen ähnlich hohen ursprünglichen Stoffbestand auf. Allerdings ist dieser im Modell Schlabendorf/Seese auf eine deutlich größere Fläche verteilt und wird dadurch auch schneller ausgetragen als im Modell Greifenhain/Gräbendorf. Der Flächenunterschied vor allem zu Beginn der Modellierung wird in Abb. 3 erkennbar, in dem die summierte erheblich bergbaulich belastete Fläche (>10 mmol/L Sulfat) des Grundwasserkörpers abgebildet ist.

Die Sulfatmenge im Grundwasser ist in Abb. 4 dargestellt und zeigt in etwa im Jahr 2020 ein Maximum mit 4 Mio. t Sulfatschwefel. Anschließend kann für das Gesamtgebiet mit einem leicht fallenden Trend gerechnet werden. Die bergbaulich beeinflusste Fläche mit Sulfatkonzentrationen größer 3 mmol/L zeigt ein ähnliches um etwa 10 Jahre versetztes Verhalten mit einem Maximalwert von etwa 750 km² (Abb. 5). Aus den Ergebnissen wird erkennbar, dass das Grundwasser im Untersuchungsgebiet über den gesamten Prognosezeitraum durch den Abstrom von Grundwasser aus den Tagebaukippen belastet wird. Bis zum Jahr 2030 muss mit einem zu-

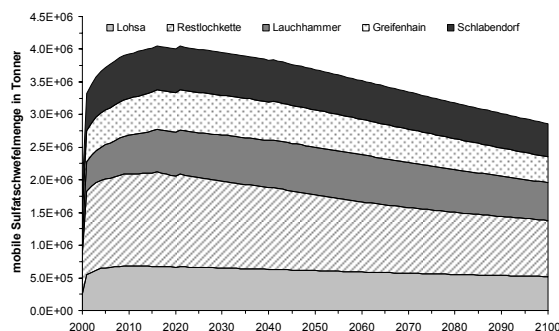


Abb. 4: Zeitliche Veränderung der im Grundwasser aller Teilmodelle gelösten summierten Sulfatschwefelmenge in Tonnen.

nehmenden Einfluss bezüglich der betroffenen Fläche als auch der gelösten Sulfatmenge gerechnet werden. Anschließend ist eine Trendumkehr bezogen auf das gesamte Gebiet zu erwarten. Der negative Trend ist allerdings nur schwach ausgeprägt, so dass sich bis 2100 eine Verringerung der gelösten Sulfatmenge auf 70 Prozent des Maximalwertes und eine Verringerung der Fläche des betroffenen Grundwasserkörpers auf 80 Prozent der maximalen Ausdehnung ergibt.

Die durch das bergbaulich beeinflusste Grundwasser erwarteten zusätzlichen Sulfatschwefeleinträge in die Fließgewässer summieren sich über das gesamte Untersuchungsgebiet auf etwa 7.900 Tonnen pro Jahr (23.700 Tonnen Sulfat), wovon jeweils etwa ein Drittel in den Teilmodellen Lohsa/Bärwalde und Lauchhammer entstehen. Der gesamte Sulfatschwefeleintrag in die Fließgewässer summiert sich zu 20.500 Tonnen pro Jahr (61.500 Tonnen Sulfat). Damit nimmt der bergbaulich bedingte Sulfateintrag in die Fließgewässer unter der Annahme einer gegebenen Hintergrundkonzentration von 2 mmol/L über das gesamte Modellgebiet betrachtet einen Anteil von einem Drittel ein.

5 Diskussion

Die dargestellte Bearbeitung ermöglichte eine Abschätzung der Stoffausträge aus allen zu sanierenden Tagebaukippen des Lausitzer Bergbaureviers. Damit wird das Schadstoffpotenzial der als Stoffquellen wirkenden Tagebaukippen fassbar. Die Beschreibung der zeitlichen und räumlichen Ausdehnung des erwarteten bergbaulichen Einflusses im Grundwasser sowie der resultierenden Konzentrationen ermöglichen eine objektive, datenbasierte und revierumfassende Beurteilung der Situation. Dies kann eine wesentliche Informationsgrundlage für Entschei-

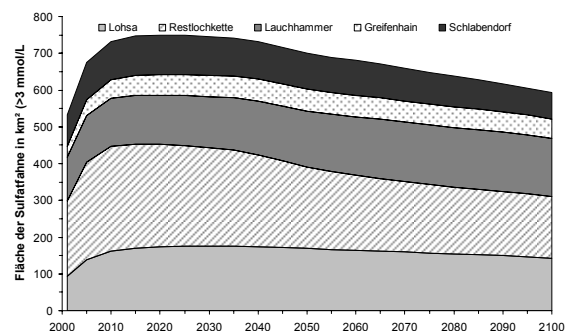


Abb. 5: Zeitlicher Verlauf der bergbaulich beeinflussten Fläche aller Teilmodelle (Sulfatkonzentration > 3 mmol/L).

dungen über Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen im Umfeld der Tagebaue sein. Der Vorteil des umgesetzten Konzeptes liegt in der einheitlichen und flächendeckenden Bearbeitung des gesamten Gebietes. Damit ist eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen Teilbereichen des Modellgebietes sichergestellt. Der großräumige Ansatz bringt allerdings auch die Notwendigkeit mit sich, Annahmen zu treffen, Vereinfachungen in Kauf zu nehmen und Unsicherheiten bezüglich der Interpretation der Ergebnisse auf lokalem Maßstab hinzunehmen. Erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse haben der Umfang der Sulfatreduktion als Sulfatsenke sowie die zu Grunde liegenden Grundwasserströmungsergebnisse.

Bei der Diskussion der Sulfatreduktion muss zwischen Tagebaukippen und Grundwasserleiter unterschieden werden. Die Veränderung des Stoffbestandes während der Liegezeit der Tagebaukippen wird durch Sulfidoxidation als Quelle und Sulfatreduktion als Senke beeinflusst. Die Größenordnung der gewählten Sulfatreduktion beruht auf Literaturwerten für natürliche Aquifere. Untersuchungen an Tagebaukippen werden in aktuellen Forschungsprojekten durchgeführt, haben aber noch nicht zu belastbaren Angaben in Form von Raten geführt. Die Sulfatreduktion als in der Transportmodellierung wirksame Senke im Abstrom der Tagebaukippen erscheint auf Grund der besseren geochemischen Übereinstimmung der Lausitzer quartären Grundwasserleiter mit den Untersuchungsobjekten der Literatur als relativ gesichert. Da auf Grund der großen wirksamen Fläche im Vergleich zu den Tagebaukippen auch relativ kleine Veränderungen der gewählten Rate einen erheblichen Einfluss haben können, wurde diese in Szenarien variiert. Die im Abstrom stattfindende Sulfatreduktion führt zu einer Verkleinerung der resultierenden Sulfatfahne, während Reduktionsprozesse innerhalb der Tagebaukippen die Stoffquelle und damit die Austragszeit verringern.

Eine weitere Quelle für Prognoseunsicherheiten liegt in den verwendeten Grundwasserströmungsmodellen. Diese wurden in erster Linie zur Prognose der Grundwasserstände erstellt. Die dargelegte Abschätzung des Stoffaustrages basiert auf als wahrscheinlich angenommenen und in den Grundwasserströmungsmodellen implementierten Flutungskonzepten für die Tagebauseen. Grundwasserströmung und Entwicklung der Wasserspiegellagen in den Tagebauseen sind eng verbunden. Somit führt eine Veränderung der realen Tagebauseeeflutung gegenüber dem

berücksichtigten Flutungskonzept zu abweichenden Grundwasserströmungsverhältnissen. Mit welchen Abweichungen der realisierten Tagebauseeeflutung gerechnet werden muss und wie stark sich diese Änderungen auf den Stofftransport durchpausen, kann derzeit nicht abgeschätzt werden.

Die dargestellten Ergebnisse entstammen einer langfristigen Prognose deren Ziel die Identifizierung von großräumigen Trends und die Größenordnung der zu erwartenden Belastung ist. Dies ist insbesondere vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) einschließlich der EU-Grundwassertochterrichtlinie und dem dort definierten Ziel eines guten Zustandes für das Grundwasser und der Anforderung zur Vermeidung eines negativen Einflusses auf Oberflächenwasserkörper von besonderer Bedeutung. Durch die Bearbeitung ist es erstmalig möglich, Aussagen zur erwarteten Beschaffenheitsentwicklung im Grundwasser in Folge des bergbaulichen Einflusses flächendeckend für das gesamte Umfeld der nicht mehr aktiven Tagebaue des Niederlausitzer Reviers zu treffen. Als Bewertungsgrundlage wurde die geogene gelöste Sulfatmenge im Grundwasser abgeschätzt und mit der bergbaubedingten Entwicklung verglichen. Die Erwartung einer sich aus den Ergebnissen ergebenden Trendumkehr im Jahr 2025 und die anhaltend hohe Belastung bis zum Jahr 2100 zeigen, dass eine schnelle zum Zeitplan der EU-WRRL passende Verbesserung nicht zu erwarten ist. Grundwasserbeeinflusste Fließgewässer werden ebenfalls beeinträchtigt. Insgesamt wird ein Eintrag von 7900 t Sulfatschwefel in die Fließgewässer des Untersuchungsgebietes erwartet. Eine Trendumkehr ist bis 2100 nicht zu erwarten. Dies wird zum Teil durch ihre, sich im Laufe der Zeit wieder einstellende, Funktion als hydraulische Entwässerungselemente verursacht. Der bergbaubedingte Sulfateintrag beträgt etwa ein Drittel.

Für die Lausitz als Beispiel einer Bergbaufolgelandschaft wird ein Missverhältnis zwischen den realistischen Erwartungen an die Beschaffenheitsentwicklung und den gesetzlichen Anforderungen deutlich. Die Erreichung eines guten chemischen Zustandes des Grundwassers ist innerhalb der durch die EU-WRRL definierten Frist von 15 Jahren nicht wahrscheinlich. Die Verlängerung um weitere 12 Jahre würde vermutlich auch keine grundlegende Verbesserung der Situation bringen. Denn eine Verlängerung ist nur möglich, „sofern sich der Zustand des beeinträchtigten Wasserkörpers nicht weiter ver-

schlechtert“. Die Ergebnisse der Transportmodellierung deuten aber auf eine deutlich spätere Trendumkehr hin. Außerdem wird laut den Prognosen auch innerhalb der verlängerten Frist bis 2027 kein guter chemischer Zustand im Grundwasser erreicht werden.

Auf Grund der Dimension der bergbaulichen Belastung bezüglich betroffener Fläche und gelöster Stoffmenge können technische Maßnahmen nur lokal Verbesserungen erzielen. Eine großräumige Behandlung der betroffenen Grundwasserkörper oder der Quelle erscheint unverhältnismäßig und kaum realisierbar. Die Größe und Anzahl der Stoffquellen in der Bergbaufolgelandschaft erlaubt nur den Schutz einzelner gefährdeter Objekte. So werden zum Beispiel Maßnahmen zum Schutz des Tagebausees Senftenberg diskutiert. Diese sollen einen Zustand bergbaulich belasteten Grundwassers verhindern und somit dessen gute Wasserqualität erhalten. Solche Maßnahmen können jedoch nur kleinräumig Wirkung zeigen und sind auch aus Kostengründen nicht auf das gesamte Gebiet übertragbar.

Ein möglicher Ausweg wäre die Definition weniger strenger Umweltziele im Sinne der EU-WRRL. Diese ließen sich mit der durch den Bergbau entstandenen „erheblichen Beeinträchtigung der Grundwasserkörper durch menschliche Tätigkeit“ begründen. Dem folgend könnte eine bergbaulich verursachte erhöhte zulässige Sulfatkonzentration für die Bergbauregion Lausitz definiert werden. Damit könnte der Konflikt zwischen der sich entwickelnden Grundwasserbeschaffenheit und den Anforderungen an die Wassergüte der Grundwasserkörper als Schutzgut für einen großen Teil des Gebietes vermieden werden. Negative Auswirkungen des bergbaulich belasteten Grundwassers auf andere Schutzgüter, wie zum Beispiel Oberflächengewässer, blieben davon unberührt und müssten weiterhin vermieden oder gemindert werden. Es ist zu erwarten, dass andere europäische Bergbauggebiete ähnlichen Problemen gegenüberstehen. Dieser Beitrag soll eine Diskussion zum Umgang mit diesen Regionen im Sinne der EU-WRRL anregen.

Aus der Bearbeitung wird deutlich, dass eine simulationsbasierte Prognose bergbaulicher Auswirkungen im Grundwasser einen erheblichen Zugewinn an Informationen gegenüber dem reinen Monitoring liefert. So ist es möglich, die Ausgangssituation und die Entwicklung raumgreifend anstatt punktuell zu beschreiben und es kann neben der Stoffkonzentration jederzeit auch die gesamte Stoffmenge berücksichtigt werden.

Gerade der Stofffluss stellt einen Schlüssel für die Bewertung der bergbaulichen Beeinflussung von Wasserkörpern dar. Die Prognose der Beschaffenheitsentwicklung ist die Voraussetzung für die Bewertung der Wasserkörper im Sinne der EU-WRRL und der Ableitung von entsprechenden Maßnahmen und wird damit eine wesentliche Entscheidungsgrundlage. Die dargestellte Arbeit unterstreicht aber auch die Notwendigkeit regionaler Bearbeitungsansätze, um die erwartete bergbaubezogene Beeinträchtigung der Grundwasserbeschaffenheit in Bergbaugebieten adäquate beschreiben zu können. Regionale Auswirkungen des Bergbaus können nur ermittelt werden, wenn alle entstandenen Bergbaukippen als Stoffquellen in dem Konzept enthalten sind.

6 Literatur

- BERGMANN, A. (1999): Hydrogeochemische Untersuchungen anoxischer Redoxprozesse in tiefen Porengrundwasserleitern der Niederrheinischen Bucht – im Umfeld des Tagebaus Garzweiler I, Bochumer geologische und geotechnische Arbeiten, Heft 51, ISSN 0935-5192
- DOHRMANN, H. & KNÖLLER, K. (1999): Auswirkung des Tagebaubetriebes auf die Hydrochemie des Kippenkörpers, UFZ-Bericht, Nr. 25, ISSN 0948-9452
- FRANKEN, GUDRUN (2000): Neutralisation saurer Einträge in einem Aquifer aus basenarmen Sanden - Feldstudie und Modellierung, Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte Reihe C, Heft 1, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, ISBN: 978-3-510-95858-0
- GRAUPNER, BASTIAN; BENTHAUS, FRIEDRICH-CARL; BÜRGER, STEPHAN & WERNER, FLORIAN (2005): Implications of EU-WFD for the East German Post Mining Landscape Lausitz: coping with a sparse knowledge of the underground. *Limnologica*, 35, 199-205
- GRAUPNER, BASTIAN; WERNER, FLORIAN; BÜRGER, STEPHAN & BENTHAUS, FRIEDRICH-CARL (2006): Abschätzung der Sulfatgehalte Lausitzer Braunkohlenkippen mit Hilfe von Raum- und Stoffbilanzmodellen. *Wissenschaftliche Mitteilungen der TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie*, 31, 263-270
- GRAUPNER, BASTIAN; KOCH, CHRISTIAN, WERNER, FLORIAN & BENTHAUS, FRIEDRICH-CARL (2007): Großräumige Sulfatfreisetzung durch sekundäre Pyritoxidation im Lausitzer Bergbaurevier. *Wissenschaftliche Mitteilungen der TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie*, 35, 143-150
- KOHFAHL, CLAUS & PEKDEGER, ASAF (2006): Rising groundwater tables in partly oxidized pyrite bearing

- dump-sediments: Column study and modelling approach, *Journal of Hydrology*, 331, 703-718
- LUDWIG, B.; PRENZEL, J. & OBERMANN, P. (2001): Modelling ion composition in seepage water from a column experiment with an open cut coal mine sediment, *Journal of Geochemical Exploration*, 73, 87-95
- PARKHURST, D. AND APPELO, C. (1999): User's guide to PHREEQC (Version 2) – a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical reactions, *Water-Resources Investigations Report 99-4259*, U.S. Geological Survey
- PROMMER H., BARRY D.A., ZHENG C. (2003): MODFLOW/MT3DMS-based reactive multicomponent transport modelling, *Groundwater* 41, 2, 247-257
- SAMES, D. & BOY, S. (1997): PCGEOFIM – Anwenderdokumentation, IBGW Leipzig
- SCHAAF, WOLFGANG (2004): Development of element cycling in forest ecosystems after anthropogenic disturbances - case studies at long-term atmospheric polluted and at post-mining sites, Dissertation an der BTU Cottbus, in: Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Band 24, ISSN: 1436-0918
- SCHULTE, ULRIKE (1998): Isotopengeochemische Untersuchungen zur Charakterisierung biologisch gesteuerter Redoxprozesse in Aquiferen der Niederrheinischen Bucht, Dissertation an der Ruhr-Universität Bochum
- UNIDATA (2007): NetCDF version 3.6.2 (01.03.2007) Unidata is a member of the UCAR Office of Programs, is managed by the University Corporation for Atmospheric Research, and is sponsored by the National Science Foundation (<http://www.unidata.ucar.edu>)
- ZHENG, CHUNMIAO & WANG, PATRICK (1999): MT3DMS: a modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; Documentation and user's guide, Contract report SERDP-99-1, U.S. army engineers research and development centre, Vicksburg, MS

Verwendung von Eisenhydroxidschlämmen zur Verbesserung der Alkalinität

Yvonne Unger-Lindig & Broder Merkel

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, Gustav- Zeuner-Str. 12, 09599 Freiberg

In Batchexperimenten konnte nachgewiesen werden, dass die Begasung von Eisenhydroxidschlämmen mit Kohlenstoffdioxid zur Verbesserung der Alkalinität in sauren Tagebaurestseen beitragen kann. Dabei erwiesen sich vor allem die Begasungsdauer und die Kohlenstoffdioxidkonzentration des eingesetzten $\text{CO}_2\text{-N}_2$ -Gemisches als die relevanten Parameter. Einen entscheidenden Anteil an der Erhöhung der Säureneutralisationskapazität im Restseewasser hat, neben den im Porenwasser vorhandenen Kationen Calcium und Magnesium, die Lösung von Carbonat aus dem Eisenhydroxidschlamm heraus. Mit Hilfe von Kohlenstoffdioxid kann bisher ungenutztes Carbonat in den Schlämmen effektiver als bisher für die Verbesserung der Alkalinität genutzt werden.

In batch experiments we could show that low density sludge from acid mine drainage treatment plants together with CO_2 can be used to raise the alkalinity in acid mining lakes. The duration of gassing and the partial pressure of carbon dioxide are the relevant parameters which define the reachable alkalinity. Not only the Ca and Mg-concentration of the pore water but also the calcite content of the sludge causes the raising of the alkalinity in the mining lake. Therefore unused calcite in the sludge can raise the alkalinity more effective by application of carbon dioxide.

1 Einleitung

Mit dem Rückgang der bergbaulichen Aktivitäten im Lausitzer Braunkohlerevier entstehen in den entstandenen Hohlformen zahlreichen Seen infolge des Grundwasserspiegelanstiegs. Der Großteil dieser Tagebaurestseen weist jedoch erhebliche Wasserqualitätsprobleme auf. Die Tagebaurestseen sind gekennzeichnet durch meist relativ niedrige pH-Werte und hohe Sulfat- und Eisenkonzentrationen. Einhergehend mit den niedrigen pH-Werten sind erhöhte Spurenelementgehalte (z.B. Aluminium) im Restseewasser zu finden. Vor allem der andauernde Säureeintrag in die Seen mit dem Grundwasser und aus der Erosion von Böschungsmaterial stellt die Hauptursache für die Versauerung dar. Aus diesem Grund muss es nicht nur Ziel sein, den pH-Wert anzuheben, sondern insbesondere die Säurepufferkapazität dieser Seen zu verbessern, um langfristig stabile pH-Verhältnisse zu erreichen.

Aus der Behandlung von sauren Grubenwässern in Grubenwasserreinigungsanlagen fallen derzeit große Mengen an alkalischen und carbonatreichen Eisenhydroxidschlämmen an, welche sich in einigen Tagebaurestseen der Lausitz befinden bzw. im Rahmen der Entsorgung eingebracht werden. Mit Hilfe von Batchexperimenten sollte untersucht werden, inwieweit die derzeitigen

Einleitungen von Eisenhydroxidschlamm in Tagebaurestseen durch Behandlung mit Kohlenstoffdioxid genutzt werden können, um die Alkalinität im Restseewasser zu erhöhen.

Für die Untersuchungen wurde die Eisenhydroxidschlammeinleitung aus der Grubenwasserreinigungsanlage Schwarze Pumpe in den Tagebaurestsee Spreetal-Nordost genutzt. Die Batchversuche wurden sowohl mit frischem Schlamm aus der Grubenwasserreinigungsanlage als auch im Tagebaurestsee abgelagerter Schlamm verwendet.

2 Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsobjekt wurde der Tagebaurestsee Spreetal-Nordost ausgewählt. Er ist der erste See der erweiterten Restlochkette Spreetal-Nordost, Spreetal-Bluno, Skado, Koschen, Sedlitz und Meuro (Abb. 1). In den Tagebaurestsee Spreetal-Nordost wird seit 1998 alkalisches Eisenhydroxidwasser aus der Grubenwasserreinigungsanlage Schwarze Pumpe eingeleitet. Die jährliche Einleitmenge beträgt derzeit etwa 2 Mio. m^3 , insgesamt kann bis 2007 von ca. 16 Mio. m^3 abgelagertem Eisenhydroxidschlamm ausgegangen werden. Der durch die Aufbereitung der Grubenwässer aus den Tagebauen Welzow-Süd und Nochten anfallende Eisenhydroxidschlamm

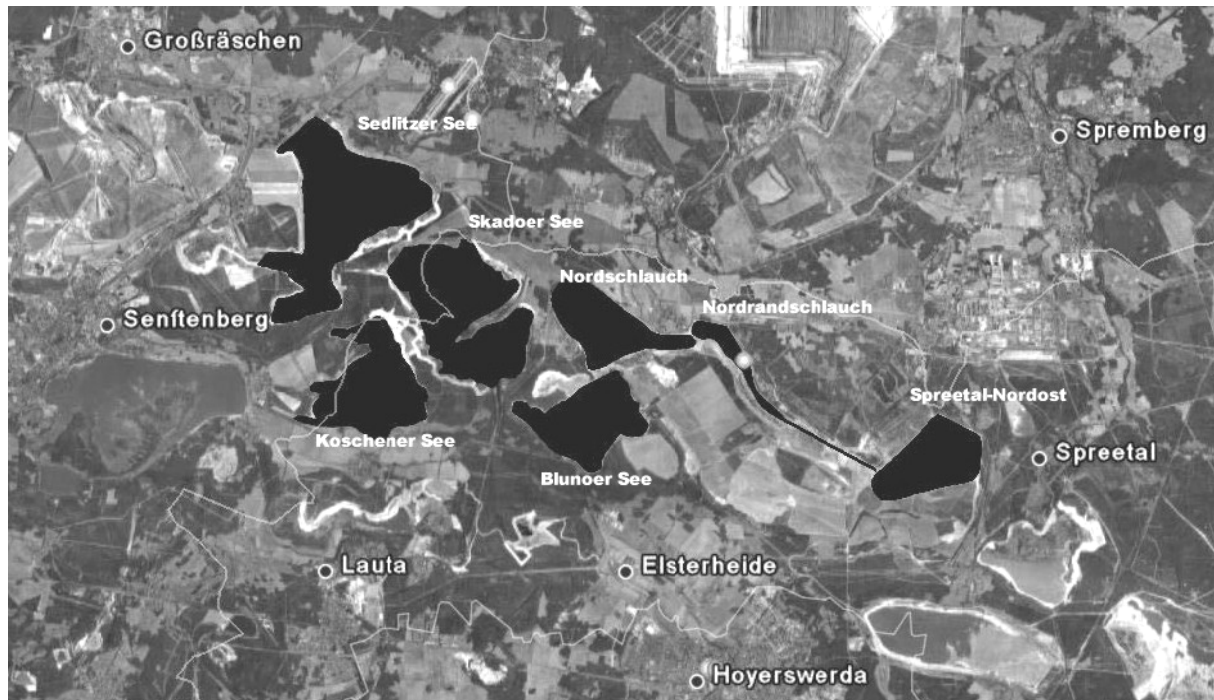


Abb. 1: Übersichtsplan der erweiterten Restlochkette Spreetal-Nordost, Spreetal-Bluno, Skado, Koschen, Sedlitz und Meuro (GOOGLE EARTH, 2007).

weist einen Feststoffanteil von 0,5% auf. Durch Ablagerung im See erhöht sich der Feststoffanteil auf etwa 4 bis 7%. Die Hauptbestandteile der Ausfällungen im Eisenhydroxidschlamm sind Eisenhydroxide und Calciumcarbonat.

Der Tagebaurestsee Spreetal-Nordost ist gekennzeichnet durch pH-Wert zwischen 3 und 6,5. Ebenso variiert die Säureneutralisationskapazität vor allem im Hypolimnion zwischen -1 und 0,5 mmol/L. Aus BTU COTTBUS (2003) geht hervor, dass dem Tagebaurestsee Spreetal-Nordost jährlich eine Säuremenge von knapp 40 Mio. mol aus Böschungserosion und säuregenerierendem Grundwasser zuströmt. Durch die Schwankungen des pH-Wertes und der Säure- bzw. Basenneutralisationskapazität ist ersichtlich, dass sich der abgelagerte alkalische Eisenhydroxidschlamm bisher nicht auf die Verbesserung der Alkalinität im Restseewasser auswirkt. Auch der Carbonatgehalt im Eisenhydroxidschlamm hat derzeit keinen positiven Effekt auf die Wasserbeschaffenheit des Tagebaurestsees Spreetal-Nordost. Mit Hilfe von Batchexperimenten sollte untersucht werden, inwieweit eine Behandlung des Eisenhydroxidschlammes mit Kohlenstoffdioxid die Säurepufferkapazität im Restseewasser verbessern kann.

3 Versuchsaufbau und Durchführung

3.1 Aufbau

In Abb. 2 ist der schematische Aufbau der verwendeten Batchversuchsanlage dargestellt. Sie besteht aus einem zylindrischen Plexiglasbehälter mit einem maximalen Fassungsvermögen von 1260 mL. Detailliertere Angaben zur Versuchsanlage finden sich in SCHIPEK *et al.* (2007). Sowohl die Bodenplatte als auch der Deckel sind abnehmbar und mit einer Gummidichtung ausgestattet, sodass der Behälter gasdicht verschlossen werden kann. Während der Versuche erfolgte eine kontinuierliche Aufzeichnung der Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Redoxpotential und Temperatur. Über ein gasdichtes Septum in der Reaktorwand konnte die Entnahme von Wasserproben realisiert werden. Um photochemische Reaktionen auszuschließen, wurde die Versuchsanlage im Dunkeln betrieben. Die Begasung erfolgte über eine in die Bodenplatte integrierte Filterplatte mit einer Porenweite von 10-30 µm.

3.2 Methodik

Für die Versuche wurde Seewasser und sowohl frisches alkalisches Eisenhydroxidwasser als auch abgelagerter Eisenhydroxidschlamm aus

dem Tagebaurestsee Spreetal-Nordost verwendet. Das Feststoff-Wasser-Verhältnis betrug im Mittel 1:360 entsprechend den gegebenen Verhältnissen im Tagebaurestsee Spreetal-Nordost. Das Trockengewicht der Proben lag zwischen 3 und 10 g auf 1100 mL Restseewasser. Für die Begasung kamen fertige Gasgemische bestehend aus CO_2 und N_2 in verschiedenen Verhältnissen zum Einsatz. Es wurden Kohlenstoffdioxidkonzentrationen von 5, 10, 30, 50 und 100 Vol-% verwendet. Um zu untersuchen, ob die Kohlenstoffdioxidbegasung des Eisenhydroxidschlammes zur Ausfällung von Siderit, und somit zur Festlegung von Kohlenstoffdioxid, genutzt werden kann, wurden die Versuche sowohl mit als auch ohne Reduktion des Eisenhydroxidschlammes durchgeführt. Aufgrund der einfacheren Anwendung im Labor erfolgte die Reduktion mittels nullwertigem Eisen. Die Injektion des Reduktionsmittels erfolgte ebenfalls über das integrierte gasdichte Septum. In Vorversuchen hatte sich gezeigt, dass es am günstigsten ist, die Reduktion des Eisenhydroxidschlammes nach der CO_2 -Begasung durchzuführen.

Vor und nach Versuchsende wurden Wasserproben entnommen. An den filtrierten Proben wurden der Ks- und Kb-Wert, Hauptionen und der gesamte anorganische Kohlenstoff (TIC) bestimmt. Für die Filtration wurden Cellulose-

Acetat-Filter mit einer Porenweite von $0,2 \mu\text{m}$ verwendet. Die Bestimmung der Säure- bzw. Basenneutralisationskapazität erfolgte mittels Titrator. Die Analyse der Wasserproben hinsichtlich der TIC-Konzentration bzw. der Hauptionenkonzentration wurde mittels liquiTOC-Gerät bzw. Ionenchromatographie durchgeführt. Um die Freisetzung von Spurenelementen aus dem Eisenhydroxidschlamm durch Behandlung mit Kohlenstoffdioxid zu untersuchen, wurden in den Wasserproben mittels ICP-MS relevante Spurenelemente analysiert.

4 Ergebnisse

Durch die Begasung der eingesetzten Feststoff-Wasser-Suspension mit Kohlenstoffdioxid konnte in allen Versuchen die Säureneutralisationskapazität im Restseewasser erhöht werden (Abb. 4). In den Versuchen konnte eine Steigerung der Säureneutralisationskapazität ($\text{Ks}_{4,3}$) im Restseewasser von $0,3 \text{ mmol/L}$ auf knapp 8 mmol/L erreicht werden. Als Haupteinflussfaktoren auf die Alkalinitätssteigerung erwiesen sich vor allem die Begasungsdauer t und der eingesetzte CO_2 -Partialdruck $p\text{CO}_2$. Mit steigender Begasungsdauer und eingesetzter Kohlenstoffdioxidkonzentration im Gasgemisch konnte mehr CO_2 in der Lösung verbraucht werden und desto größer war der Alkalinitätsgewinn (Abb. 5). Folgender

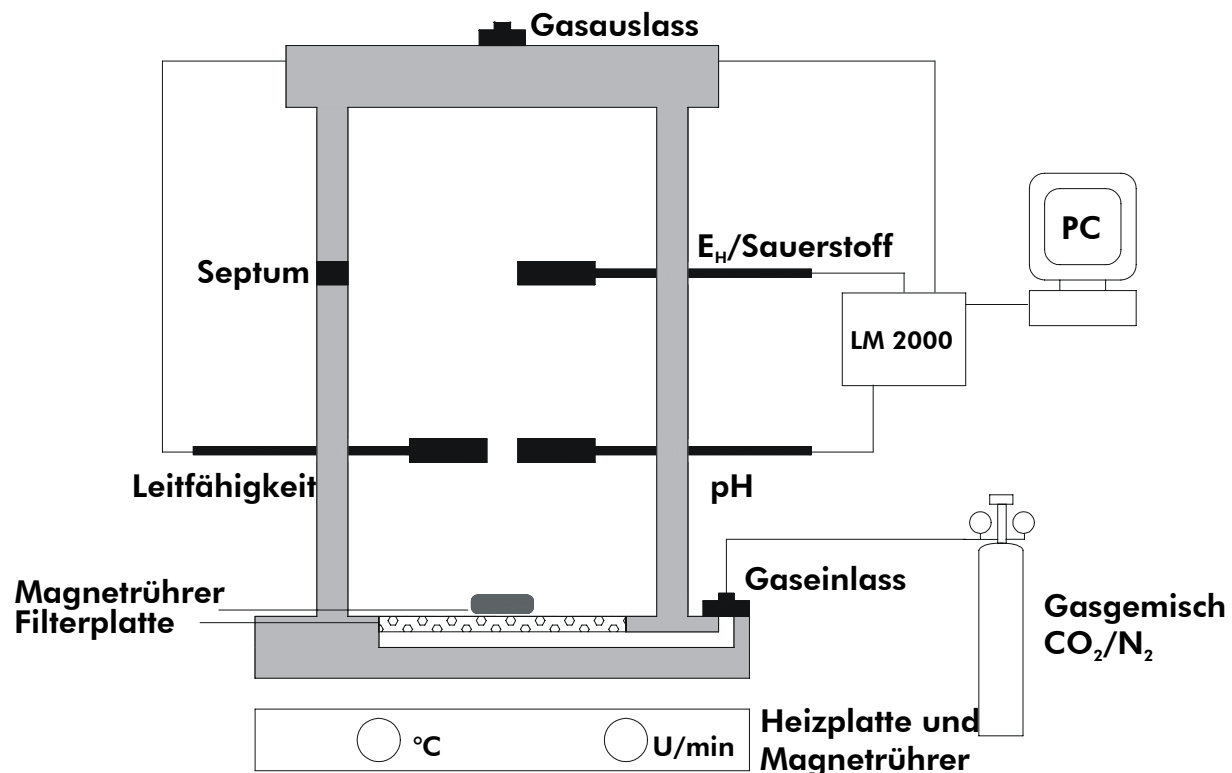


Abb. 2: Schematischer Aufbau der Versuchsanlage.

empirische Zusammenhang konnte für die Lösung an Kohlenstoffdioxid infolge der Begasung ermittelt werden:

$$CO_2 - \text{Lösung} = 0,034 \cdot pCO_2 \cdot \ln(t) + 0,183 \cdot \ln(t) - 0,069 \cdot pCO_2 - 0,895$$

mit pCO_2 – CO_2 -Partialdruck in Vol-%; t – Begasungsdauer in s

Dabei ist zu beachten, dass dieser Zusammenhang nur für Begasungszeiten kleiner 90 min gilt. Die in den Versuchen ermittelte Kohlenstoffdioxidlöslichkeit entspricht dabei nicht der maximalen theoretischen Löslichkeit. Im Mittel beträgt der CO_2 -Partialdruck in der Lösung nur etwa ein Drittel des Partialdruckes im Gasgemisch.

Ein wesentlicher Anteil der Alkalinitätssteigerung stammt aus der Lösung von Carbonaten aus dem Eisenhydroxidschlamm durch die Begasung mit Kohlenstoffdioxid. Erhöhte CO_2 -Partialdrücke werden bereits genutzt, um bei der Grubenwasseraufbereitung mittels Kalkstein die Löslichkeit zu erhöhen (WATTEN *et al.*, 2004). Dabei ergaben Untersuchungen von WATTEN *et al.* (2007) ebenfalls die Verbesserung der Alkalinität mit steigendem CO_2 -Partialdruck und der Behandlungsdauer.

Die Erhöhung der Säurepufferkapazität ist im Wesentlichen auf die Bildung von Hydrogencarbonat zurückzuführen. Der prozentuale pufferwirksame Anteil der Kohlenstoffspezies nimmt dabei mit steigendem CO_2 -Partialdruck ab, da

durch die erhöhten CO_2 -Konzentration im Wasser der pH-Wert geringer ist, als bei niedrigeren CO_2 -Partialdrücken. Dadurch wird die Zusammensetzung der Kohlenstoffspezies verändert. Absolut gesehen ist, auf Grund der höheren CO_2 -Löslichkeit, die Konzentration der Hydrogencarbonatspezies in den Versuchen mit höheren CO_2 -Partialdrücken und sonst gleichen Versuchsbedingungen höher. Bei Verwendung von 5 Vol-% CO_2 im Gasgemisch beträgt der Anteil der Alkalinität am Gesamtkohlenstoff nahezu 100%, während bei Begasung mit reinem Kohlenstoffdioxid der Anteil der Alkalinität etwa 30 % beträgt.

Durch Vergleich der im Seewasser nach Versuchsende gemessenen TIC-Konzentration mit der CO_2 -Menge die durch Begasung mit Kohlenstoffdioxid zugeführt wurde, lässt sich der C-Anteil, der aus der Carbonatlösung stammt, ermitteln (Abb. 3). Aus der Regressionsgeraden in Abb. 3 lässt sich folgender empirischer Zusammenhang zwischen der Gesamtkohlenstoffkonzentration und der Konzentration an Kohlenstoff, welcher aus der Begasung stammt, ermitteln:

$$CO_2 - \text{Lösung} = 0,868 \cdot TIC \quad R^2 = 0,87$$

Das heißt etwa 87% des Gesamtkohlenstoffs im Restseewasser stammt aus der Begasung mit Kohlenstoffdioxid und etwa 13% aus der Lösung von im Schlamm vorhandenem Carbonat.

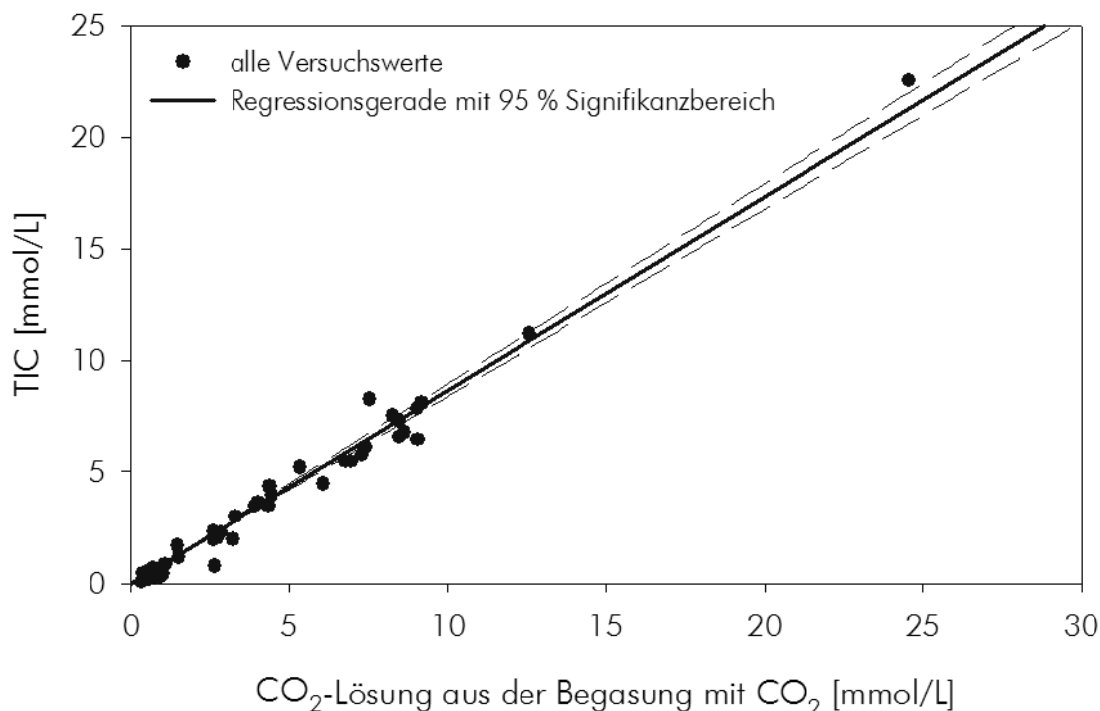


Abb. 3: Vergleich des analysierten TIC mit der CO_2 -Lösung aus der Begasung mit CO_2 .

Desweiteren wurde untersucht, ob sich durch Reduktion des Eisenhydroxidschlammes Kohlenstoffdioxid in Form von Siderit mineralisch gebunden werden kann. Die Sideritbildung konnte jedoch nicht nachgewiesen werden, wobei derzeit allerdings noch nicht vollständig geklärt werden konnte, ob generell kein Siderit gebildet wird oder ob die Lösung von Carbonat aus dem Schlamm größer als die Sideritbildung ist. Allerdings konnte durch Reduktion des Eisenhydro-

xidschlammes eine zusätzliche Erhöhung der Alkalinität erreicht werden (Abb. 6), da neben der Bildung von Calcium- und Magnesiumhydrogencarbonaten auch Eisen(II)hydrogencarbonat gebildet wird und eine Erhöhung des pH-Wertes durch Reduktion des Eisenhydroxidschlammes auftritt.

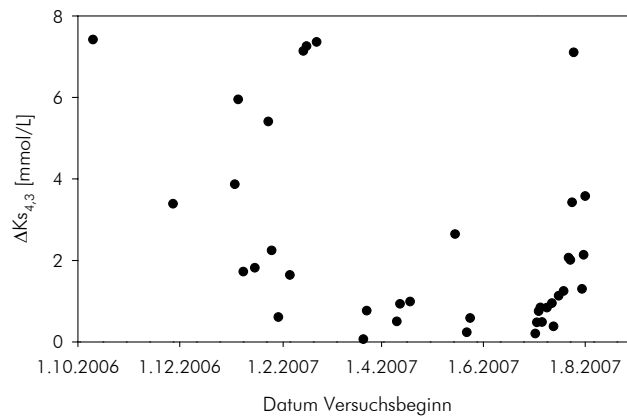


Abb. 4: Alkalinitätssteigerung in den Batchversuchen.

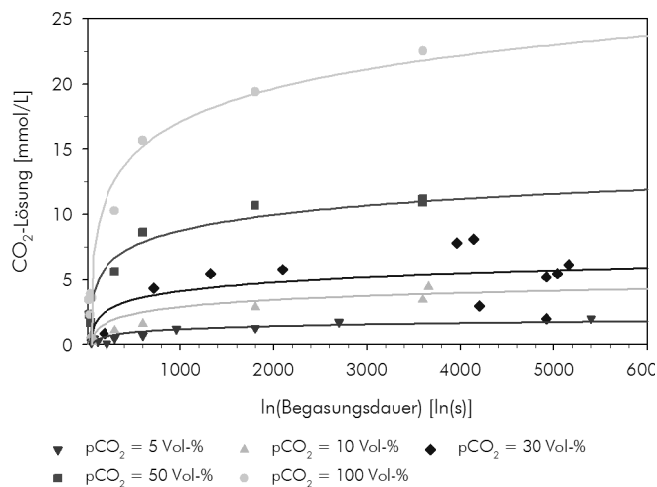


Abb. 5: CO₂-Lösung in Abhängigkeit von der Begasungsdauer und vom CO₂-Partialdruck.

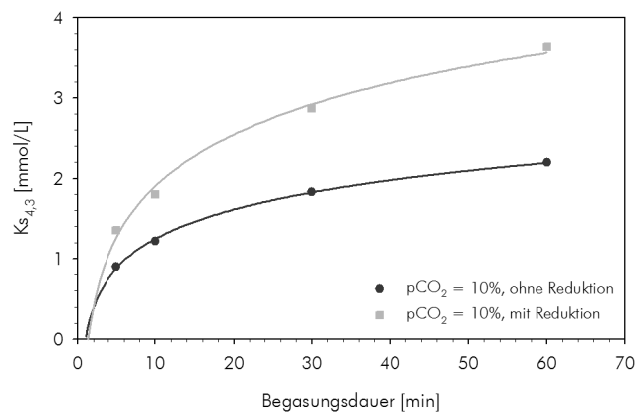


Abb. 6: Vergleich von Reduktionsversuchen mit Versuchen ohne Reduktion des Eisenhydroxidschlammes.

5 Ausblick

Die Verwendung von Kohlenstoffdioxid in Verbindung mit anfallendem Eisenhydroxidschlamm kann eine Möglichkeit darstellen, die Säurepufferkapazität in Tagebaurestseen zu verbessern. Das bisher ungenutzte Alkalinitätspotential der Eisenhydroxidschlämme kann durch die Behandlung mit CO₂ nutzbar gemacht werden. Die Größenordnung der Alkalinitätssteigerung im Tagebaurestsee Spreetal-Nordost reicht, nach bisherigen Ergebnissen aus, um den Säurezustrom aus Böschungserosion und Grundwasserzufluss zumindest zu neutralisieren. Untersuchungen in größerem Maßstab sind notwendig, um weitere Erkenntnisse hinsichtlich des Neutralisationspotentials dieses Verfahrens und der praktischen Umsetzung zu gewinnen.

6 Danksagung

Die dargestellten Untersuchungen wurden im Rahmen des Projektes COSAGS – „Reduzierung von CO₂-Emissionen und die Behandlung von sauren Grubenwässern in Sachsen“ erarbeitet. Dieses Projekt wurde vom Sächsischen Landessamt für Umwelt und Geologie unterstützt und finanziert. Weiterer Dank gilt dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ und Vatten-

fall Europe für die Unterstützung bei der Probenahme des Eisenhydroxidschlammes. Das Projekt fand inhaltliche Unterstützung von der eta AG und der LMBV mbH, denen hier ebenfalls gedankt sei.

7 Literatur

BTU COTTBUS (2003): Aktualisierung des Gutachtens zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen der Erweiterten Restlochkette (Spreetal-NO, Spreetal-Bluno, Skado, Koschen, Sedlitz). - Brandenburgisch Technische Universität Cottbus, unpublished work.

SCHIEPEK M., UNGER Y., MERKEL B. (2007): Alkalitätsverbessernde Maßnahmen in Tagebaufolgeseeen: Nutzung von CO₂ und anderen industriellen "Abfall"produkten. - Wissenschaftliche Mitteilungen **35** 125-132.

WATTEN B. J., LEE P. C., SIBRELL P. L., TIMMONS M. B. (2007): Effect of temperature, hydraulic residence time and elevated P-CO₂ on acid neutralization within a pulsed limestone bed reactor. - Water Research **41** (6): 1207-1214.

WATTEN B. J., SIBRELL P. L., SCHWARTZ M. F. (2004): Effect of acidity and elevated P-CO₂ on acid neutralization within pulsed limestone bed reactors receiving coal mine drainage. - Environmental Engineering Science **21** (6): 786-802.

Pilotversuch zur CO₂-Injektion in alkalische Sedimente eines Tagebaufolgesees – Erste Ergebnisse

Mandy Schipek & Broder Merkel

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, Gustav- Zeuner-Str. 12, 09599 Freiberg

Ziel des Pilotversuches ist die Verbesserung der Wasserqualität in sauren Tagebaufolgeseen durch direktes Einleiten von gasförmigen CO₂ in im Restsee abgelagerten Aschkörper bei gleichzeitiger Festlegung von CO₂ als Carbonat. Exemplarisch wurde dafür der Tagebaufolgesee Burghammer ausgewählt. Im Rahmen des Pilotversuches soll getestet werden, wie CO₂ eingeleitet werden kann (als reines Gas oder als Gaswassergemisch) und wie sich das Gas bzw. das Gas-Wassergemisch in den Aschesedimenten verteilt und wie sich dies auf die Wasserqualität im Umfeld auswirkt. Dazu wurden von einer schwimmenden Plattform aus mit einem hydraulischen Bohrhämmer einerseits Bohrkern gewonnen und andererseits Gasinjektionslanzen in 12 m Sedimenttiefe gesetzt. An Land wurde ein Flüssiggastank aufgestellt und über eine schwimmende Druckleitung (8 bar) gasförmiges CO₂ auf die Plattform transportiert und von dort über die Lanzen in den Aschkörper injiziert. Die Injektion erfolgte mit einem Druck von ca. 2.2 bar und einer Flussrate von 2.4 m³/h. Im Wasserkörper über der Injektionsstelle werden CO₂-Partialdruck im Wasser sowie pH und Leitfähigkeit kontinuierlich gemessen und Wasserproben in bestimmten Abständen mittels eines automatischen Probennehmers gezogen.

Improving the water quality of acid open pit lakes by direct gas injection of CO₂ into brown coal combustion ash which was deposited into the open pit lake is the main goal of a pilot project. As a side effect precipitation of carbonate and thus sequestration of CO₂ is investigated. The lake Burghammer (Lausitz, Germany) was taken as an example. In the context of the field experiment different injection techniques (pure gas and gas-water-mixture) are applied and evaluated in particular with respect to the distribution of gas or gas-water-mixture in the sediment and its impact on the adjacent water quality. For this purpose both cores were taken and gas lances installed to a sediment depth of 12 m by means of a heavy hydraulic hammer mounted a swimming platform. A tank with liquid CO₂ placed close to the beach of the lake was used to transport CO₂ as gas by means of a swimming pressure hose (8 bar) to the platform and from there injected into the ash body. CO₂ was applied with a pressure of 2.2 bar and 2.4 m³/h. The CO₂-partial pressure of the water, pH and electric conductivity are monitored on-line. Water samples are taken in certain time interval with an automatic sampling device.

1 Vorbemerkung

Im Rahmen des BMBF-gefördertes F&E-Projektes CDEAL (Carbon dioxide elimination by using acid mine lakes and calcium oxide suspensions) wurden Untersuchungen durchgeführt, ob es mit Hilfe alkalischer Sedimente (Flugasche) und Kohlenstoffdioxid im Tagebaufolgesee Burghammer möglich ist, einerseits die Wasserbeschaffenheit des Tagebaufolgesees zu verbessern und gleichzeitig CO₂ in Form von Carbonat festzulegen.

Es wurden verschiedene Voruntersuchungen durchgeführt, um die Beschaffenheit des Wasser- und Sedimentkörpers im Tagebaufolgesee zu charakterisieren. Nachfolgende Batch- und Technikumsversuche zeigten im Labor die Funktionalität des Verfahrens auf (SCHIPEK *et al.*,

2006, SCHIPEK *et al.*, 2007). Mit Hilfe des vorgestellten Pilotversuches sollen die Ergebnisse und Erfahrungen vom Labormaßstab auf den Feldmaßstab übertragen werden. Die Dauer des Pilotversuches ist auf insgesamt 12 Wochen angesetzt.

2 Ausgangssituation

2.1 Lage des Untersuchungsgebietes Tagebaufolgesee Burghammer

Untersuchungsschwerpunkt bildet der Aschkörper des Tagebaufolgesees Burghammer, der durch den Grundwasserwiederanstieg und der damit in Verbindung stehenden Flutung des Sees einen Teil des Sedimentkörpers des Tagebaufol-



Abb. 1: Autonom arbeitende Schwimmplattform inkl. Monitoringschrank und Gasregeltafeln.



Abb. 2: Gasinjektionslanze. Im hinteren Bereich des Bildes sind 2 Überwachungspunkte zu erkennen.

gesees Burghammer bildet. Der Tagebaufolgesee selbst, stellt einen wichtigen wasserwirtschaftlichen Teil der Speicherkette Dreießern, Lohsa II und Burghammer dar.

2.2 Hydrochemische Ausgangssituation

Die im Rahmen der Projektverlaufs durchgeführten Probenahmen zeigen, dass der Wasserkörper des Tagebaufolgesees Burghammer hinsichtlich seines Chemismus relativ einheitlich ist.

Das Seewasser ist durch einen niedrigen pH-Wert und eine erhöhte elektrische Leitfähigkeit gekennzeichnet. Die derzeitige Wasserqualität ist: pH 2,9, elektrische Leitfähigkeit 2320 $\mu\text{S}/\text{cm}$, Redoxpotential 411 mV, O_2 -Gehalt 0,232 mmol/L, K 0,389 mmol/L, Na 2,475 mmol/L, Ca 8,159 mmol/L, Mg 2,316 mmol/L, Mn 0,091 mmol/L, Fe(II) 0,004 mmol/L, Fe(III) 0,206 mmol/L, Al 0,141 mmol/L, SO_4^{2-} 11,347 mmol/L, Cl 2,446 mmol/L.

Die Acidität (k_B -Wert) des Seewassers liegt bei etwa 1,5 mmol/L. Stickstoffverbindungen und Orthophosphat treten nur in sehr geringen Konzentrationen auf.

2.3 Geochemische Ausgangssituation

Im Rahmen von Voruntersuchungen wurden die abgelagerten Aschesedimente hinsichtlich physikalischer Sedimenteigenschaften (Korngrößenverteilung, Dichte, Wassergehalt), mineralogischer Sedimenteigenschaften und geochemischer Eigenschaften (Elutionsverhalten, Bestimmung

des anorganisch gebundenen Kohlenstoffgehaltes) untersucht.

Der überwiegende Teil der abgelagerten Aschesedimente besteht aus röntgenamorpher, vermutlich alumosilikatischer Glasmatrix. In fast allen Kernbereichen wurden die Minerale Quarz, Calcit, Hämatit, Ferrit und Brownmillerit identifiziert. Die Quarzgehalte liegen zwischen 1 und 50 Masse-%. Calcit und Brownmillerit konnten im Bereich von 1 bis 7 bzw. 8 Masse-% festgestellt werden. Die Hämatitgehalte liegen zwischen 0,3 und 2 Masse-%. Magnesiumreiches Ferrit kommt bis 11 Masse-% in den Bohrkernsedimenten vor. Im Spurenbereich treten die Mineralphasen Akermanit, Diopsid und Rutil auf. Eine Anzahl weiterer kristalliner Phasen ist sehr wahrscheinlich, kann jedoch aus den aufgenommenen Diffraktogrammen nicht mit ausreichender Sicherheit begründet werden. Kristallines CaO wurde in den abgelagerten Sedimenten nicht nachgewiesen. Vereinzelt wurden die Phasen Ettringit und Periklas vorgefunden. Ettringit ist ein für Aschesedimente typisches Mineral. Aufgrund der hydraulischen Eigenschaften von Braunkohlefilteraschen kommt es bei Wasserkontakt im Laufe der Zeit zu einem Abbinden des Materials, was sich einerseits in der Fixierung von Calcium und Sulfat im Aschekörper in Form von Ettringit, aber auch in Form von Calcit und Gips äußert. Die Maximalgehalte an Ettringit betrugen 8,6 Masse-%. Insgesamt 5 der 10 identifizierten Mineralphasen haben Calcium in ihr Kristallgitter eingebaut haben, welches zur Festlegung des CO_2 in Form von Carbonat genutzt werden kann.



Abb. 3: Tankanlage inkl. Verdampfereinheit zur CO₂-Versorgung .

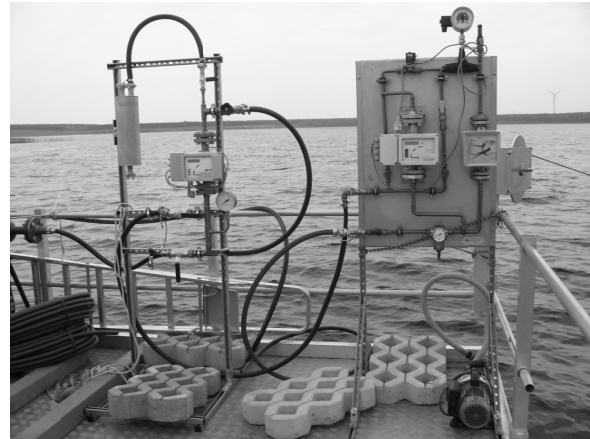


Abb. 4: Regeltafeln zur Einstellung des Gasdruckes am Gasverteiler zur Injektionslanze .

3 Technologie des Pilotversuches

3.1 Installation der Gasinjektionslanzen

Basis der technischen Pilotanlage ist eine Plattform (Abb. 1), die aus zwei schwimmfähigen Pontons besteht (Grundfläche 4,5 m x 4 m, 7 Tonnen Auftrieb, 5 Tonnen Nutzlast). Mit Hilfe von 4 Handwinden, 150 m Ankerleine und 4 Ankern kann die Plattform an jeder Stelle im See bis zu einer Wassertiefe von 20 m verankert werden. Die Aufbauten der Plattform bestehen aus einer Lafette zur Führung des hydraulischen Hammers, inkl. Mast und seitlichen Stützen. Der hydraulische Hammer wird über eine elektrische angetriebene Ölpumpe (7,5 kW) und eine Steuerungseinheit betrieben. Als Stromaggregat dient ein Briggs + Straton Motor (8 kW Dauerleistung).

Als erster Injektionspunkt wurden die Koordinaten einer vorangegangenen Sedimentprobenahme (Bohrkern) festgelegt (RW 5456258, HW 5704228 – Gauß-Krüger-Koordinatensystem, RD83, Bessel-Ellipsoid, 5. Meridianstreifen).

Zur Installation der Gasinjektionslanzen wurde zunächst eine Stützverrohrung (AD 76 mm, ID 51 mm) mit verlängerter Spitze in den Aschekörper auf die vorgesehene Tiefe eingerammt. Danach wurden die Injektionslanzen bestehend aus 1 1/4“ Edelstahl-Vollrohren in Kombination mit 1 1/4“ Edelstahl-Filterrohren (AD 42,0 mm, Wandstärke 3 mm) eingebaut. Die Verbindung der 2 m-Rohrstücke erfolgte mit Hilfe von Edelstahlmuffen (48 mm), die mit Teflonband abgedichtet

wurden. Danach wurde die Stützverrohrung mittels Zugfrosch und hydraulischer Presse gezogen.

Die in Betrieb befindliche Gasinjektionslanze (Abb. 2) weist eine Länge von 16 m Vollrohr und 2 m Filterrohr (Schlitzbreite 1 mm und 0,7 mm) im unteren Bereich auf. Die Wassertiefe beträgt 5,5 m, d.h. die Injektion des CO₂ erfolgt in einer Tiefe von ca. 11,5 m im Aschekörper.

3.2 Gasversorgung

Die Versorgung mit Kohlendioxid erfolgt aus einer stationären Tankanlage, Typ T25 L 120 – CO₂, vom Ufer aus (Abb. 3). Ein Wärmetauscher (2 x 100 m³/h Verdampfer) verdampft das flüssige Gas, welches dann über schwimmende CO₂-Zuführungsschläuche zur Schwimmplattform geleitet wird.

Der von der Verdampfungseinheit abgehende Druck beträgt 8 bar. Mit Hilfe von Regeltafeln (Abb. 4) kann auf der Schwimmplattform der Druck reguliert werden, ein 4-fach-Verteiler gibt die Möglichkeit einer Gasverteilung auf bis zu 4 Gasinjektionslanzen.

3.3 Sedimentprobenahme

Vor Beginn des Pilotversuches wurden Bohrkernentnahmen, um eine Veränderung der Mineralogie / Geochemie des Aschekörpers im Umfeld des Gasinjektionspunktes nachvollziehen zu können durch Vergleiche mit Bohrkernen, die nach Abschluss der Gasinjektion entnommen werden.

4 Betrieb und Monitoring

4.1 Technischer Betrieb der Anlage

Der von der Verdampfereinheit gelieferte Gasdruck wird mit Hilfe der auf der Schwimmplattform installierten Regeltafeln reduziert. Eine Gasinjektion mit 2,2 bar bei einem Gasdurchfluss von 2,4 m³/h (100 Vol.% CO₂) hat sich als gut realisierbar erwiesen. Bisher konnten auf diese Weise circa 900 m³ CO₂ in den Aschekörper injiziert werden.

4.2 Umweltmonitoring während der Gasinjektion

Während des gesamten Pilotversuchs ist angestrebt, den Wasser- und Sedimentkörper im Umkreis der Injektionspunkte zu beobachten. Obwohl die Batchversuche ein wirksames CO₂-Trapping nachweisen konnten, besteht die theoretische Möglichkeit eines Durchbruchs des injizierten CO₂ an die Wasser-Sediment-Grenzfläche und somit eine Migration durch den Wasserkörper in die Atmosphäre. Im Bereich des theoretischen möglichen Auswirkungsradius erfolgt deshalb eine gezielte Beobachtung.

Autonom arbeitende Messsysteme werden genutzt, um eine kontinuierliche Aufzeichnung von in-situ-Parametern (Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH, CO₂-Gehalt im Wasser) aufzuzeichnen. Die Messung des CO₂-Partialdrucks erfolgt mittels eines 2-Kanal-IR-Spektrometers, dem das Meßgas über eine Membranpumpe zugeführt wird. Das Meßgas wird in einem dünnen Teflonschlauch im Kreislauf geführt, der in der gewünschten Messtiefe eine gasdurchlässige

Membran von 1 m aufweist. Damit stellt sich in der Teflonschlauchschleife schnell ein CO₂-Partialdruck ein, der dem des Wassers im Bereich der Membran entspricht. Mehrere Sensoren sind in unterschiedliche Wassertiefen installiert, um ggf. eine Stratifizierung des Wasserkörpers festzustellen. pH-Wert und CO₂-Gehalt werden direkt von einem Datenlogger Typ GL 500, Fa. Global Waters, registriert. Abb. 5 stellt den Schaltplan des verwendeten Meßschrankes, Abb. 6 die Anordnung im Meßschrank dar.

Zusätzlich zu den kontinuierlich aufgezeichneten Parametern, werden Wasserproben in unterschiedlichen Tiefen des Sees (im Bereich des Versuchsfeldes) genommen.

Die Analyse der Proben erfolgt hinsichtlich der Hauptanionen /-kationen, Spurenmetallen, TIC und PAK's im Labor. Ausgewählte Parameter werden sofort im Feld analysiert. Dazu zählen: Alkalinität, N-Species (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺) und Fe-Species (Fe²⁺, Fe_{ges}).

4.3 Weiterführendes Erfolgsmonitoring

Nach Beendigung des Pilotversuches ist eine Untersuchung des beeinflussten Sedimentkörpers angedacht. Dafür ist es notwendig, im Bereich der Reichweite der Gasinjektion eine Zahl von Bohrungen (ca. 8-10 Stück) durchzuführen. Diese werden mit Hilfe der in Abschnitt 3.3 beschriebenen Bohrtechnik durchgeführt.

Die gewonnenen Sedimentkerne werden hinsichtlich des Carbonatgehaltes (mittels Carbonatbombe), TIC-Gehaltes und röntgenographisch (Mineralphasenzusammensetzung) untersucht.

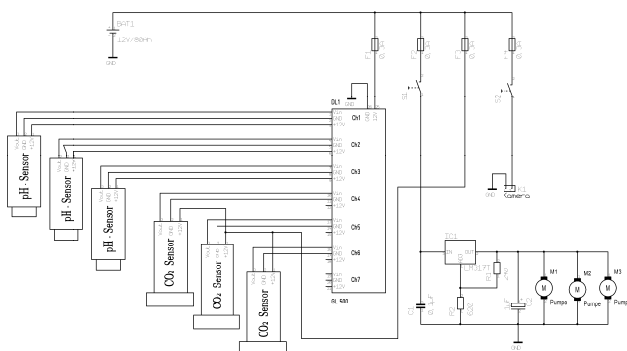


Abb. 5: Schaltplan des Monitoringsystems.

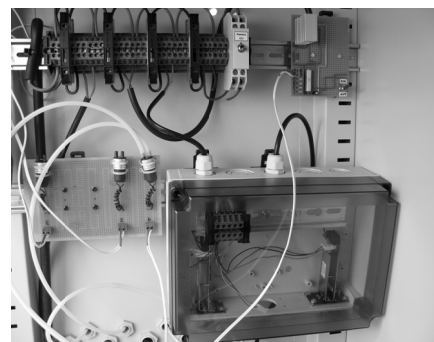


Abb. 6: CO₂-Sensoren inkl. Gas-pumpen.

Pilotversuch zur Wasserbehandlung im Tagebausee Burghammer unter Verwendung von CO₂ und Braunkohlenfilterasche

Christian Koch, Bastian Graupner & Florian Werner

Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. (DGFZ), Meraner Straße 10, 01217 Dresden, Germany, ckoch@dgfz.de, www.dgfz.de

Im August 2007 hat das DGFZ einen Pilotversuch zur Verbesserung der Wasserqualität am Tagebausee Burghammer im Rahmen des BMBF-Projektes **CDEAL** (Carbon dioxide elimination by using acid mine lakes and calcium oxide suspensions) erfolgreich durchgeführt. Als alkalisches Material zur Neutralisierung diente das im Tagebausee Burghammer lagernde Aschesediment. Die Aufnahme des Sedimentes konnte mit einem Saugspülbagger realisiert werden. Zur Erhöhung der Alkalinität des behandelten Wassers wurde dem Suspensionsstrom, in der dem Saugspülbagger angeschlossenen Rohrleitung, CO₂ zudosiert. Im Rahmen des Pilotversuchs wurden insgesamt 17 einzelne Versuche mit Durchflüssen von 50-250 m³/h und CO₂-Zugaben von 0,0 bis 13,6 mmol/L realisiert. Die gemessene Pufferkapazität des behandelten Wassers betrug zwischen 0,7 und 7,5 mmol/L.

In the course of the R&D project **CDEAL** the DGFZ e.V. conducted a pilot scale experiment at the acidic post mining lake Burghammer with the aim to improve lakes water quality. Deposited fly ash sediments were used to neutralise lake water. The sediment uptake was achieved using a suction excavator. Carbon dioxide was added to the suspension of lake water and sediments to increase the buffering capacity of the treated water. A total of 17 tests with varying discharges between 50 and 250 m³/h and injection of 0.0 to 13.6 mmol/L CO₂ were conducted. The buffering capacity of the treated water was determined to be 0.7 to 7.5 mmol/L.

1 Vorbemerkung

Der Pilotversuch des DGFZ e.V. zur Verbesserung der Wasserqualität im Tagebaurestgewässer Burghammer fand im August 2007 statt. Der eingesetzte Saugspülbagger mit Schwimmplattform, schwimmender Rohrleitung sowie diversen Booten bildete die Basis des Versuches zur Verwendung des Aschesedimentes. Die landseitig installierte CO₂-Gasversorgung (Gasflaschenbündel mit Schwimmleitung) vervollständigte das notwendige Versuchs-Equipment.

Da im Anschluss an den Pilotversuch des DGFZ der des Projektteams BTU Cottbus Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau / URS GmbH / Gebrüder Kemmer GmbH zum Einsatz eines Drucklufthebers als Alternative zum Saugspülbagger geplant war, wurde die Gasversorgung in beiden Testreihen verwendet.

Im Rahmen des Pilotversuchs wurden 17 einzelne Versuche realisiert. Jeder Versuch dauerte 2-3 Stunden und bestand aus den Schritten: (I) Förderung von Seewasser, (II) Förderung von Suspension ohne CO₂ Zugabe, (III) Förderung von Suspension mit Zugabe von CO₂. Im Rahmen der Versuche wurden der Durchfluss und damit Auf-

enthaltszeiten und Turbulenz sowie die CO₂-Zugabe in folgenden Bereichen variiert: (A) Durchfluss von 50-250 m³/h und (B) CO₂-Zugabe von 0,0 bis 13,6 mmol/L. Für die mechanische Lösung des Sedimentes wurde ein speziell auf die Altascheablagerungen angepasster Schneidkopf verwendet. Die Entwicklung erfolgte durch die Firma TWB Boblitz GmbH, welche für die Saugspülbaggerarbeiten vertraglich gebunden wurde. Der eingesetzte Saugspülbagger Typ „Wittstock“, als Saugspülbagger kleiner Bauart, ist sowohl in der Tiefe der aufnehmbaren Sedimente (4 m ab Wasseroberfläche) als auch in der Abbaubreite (ca. 3 m) beschränkt. Insgesamt wurde ein Volumen von ca. 75,5 m³ Aschesediment aufgenommen und umgelagert. Die dabei erzeugten 2500 m³ Prozesswasser wurden in den See zurückgeführt. Der kumulative CO₂-Verbrauch in den Versuchen lag bei ca. 400 kg. Die kontinuierliche Messwertaufnahme (pH-Wert, el. Leitfähigkeit, Temperatur) erfolgte an den verschiedenen Stationen im Verlauf des Spülstroms weitgehend störungsfrei. Vom behandelten Wasser wurden ebenso wie vom geförderten Feststoff an mehreren Stellen im Förderstrom Proben entnommen und analysiert. Ein Monitoring des Wasserkörpers sowie die

Tab. 1: Aktuelle Wasserbeschaffenheit Tagebaurestsee Burghammer.

Parameter	BGH-O	M0-O	M0-U	M2-O	M2-U	Zielwert
Datum	21.05.2007	23.08.2007	23.08.2007	14.09.2007	14.09.2007	
Ort der Probenahme	Flachwasser	Tiefe ca. 0,5 m	Tiefe ca. 7,0 m	Tiefe ca. 0,5 m	Tiefe ca. 5,2 m	
Temperatur (°C)	20,00	22,25	21,74	16,52	15,98	
pH-Wert (-)	2,98	2,90	2,90	2,87	2,92	6-8,5
K _{B4,3} (mmol/L)	3,07	2,82	2,87	2,85	2,67	
K _{B7,0} (mmol/L)	3,66	3,44	3,52	3,51	3,33	
TIC (mg/L)	< 0,5	0,81	0,90	0,25	0,25	
el. LF (µS/cm)	2370	2210	2210	2490	2508	
K (mg/L)	11,64	11,14	11,11	16,41	16,34	
Na (mg/L)	44,19	45,58	44,70	25,82	27,25	
Ca (mg/L)	344,14	289,08	301,75	292,83	336,50	
Mg (mg/L)	63,57	55,11	55,84	53,40	60,45	
Mn (mg/L)	5,62	5,36	5,40	5,64	5,67	
Cu gelöst (mg/L)	<0,01	<0,004	0,07	<0,004	0,05	< 0,04 mg/L
Zn gesamt (mg/L)	0,21	0,19	0,64	0,23	0,56	< 1 mg/L
Fe gesamt gelöst (mg/L)	30,07	19,42	20,91	18,30	18,51	< 3 mg/L
Al (mg/L)	4,47	4,31	4,46	4,55	4,56	
Cl (mg/L)	82,7	76,30	77,20	73,7	72,9	
SO ₄ (mg/L)	1150,0	1071,39	1071,30	1056,38	1243,50	

Echolot-Vermessung des Seebodens vor und nach dem Pilotversuch waren ebenfalls Teil des Pilotversuches.

2 Umweltmonitoring - Seewasser

Im Zeitraum Mai 2007 bis Oktober 2007 wurde die Seewasserqualität untersucht, um zum einen die Änderung der jahreszeitlichen Seewasserbeschaffenheit abzuschätzen und zum anderen, um die Auswirkungen des Pilotversuches auf den gesamten See einschätzen zu können.

In der nachfolgenden Tabelle (Tab. 1) sind ausgewählte Analysen des Seewassers dargestellt. Der Versuch war so dimensioniert, dass ein Einfluss auf die Änderung der Wasserqualität ausgeschlossen werden konnte.

3 Pilotversuch

Während der Baggerarbeiten und damit der Suspensionsförderung, waren starke Schwankungen des Förderstromes betriebsbedingt nicht zu verhindern. Der genaue Durchfluss zum Zeitpunkt der Probenahme wird im Prozessmonitoring anhand der aufgezeichneten pH-Peaks am Anfang und Ende der Rohrleitung (RL) bestimmt. Ein Maximum am Anfang wird auch als Maxi-

mum am Ende der RL reflektiert. Mit der zeitlichen Verschiebung lässt sich die Aufenthaltszeit (t_a) der Suspension in der Rohrleitung und daraus der Fördervolumenstrom ermitteln.

Innerhalb eines Versuches wurden jeweils zwei Probenahmen am Anfang, in der Mitte um am Ende der Fließstrecke durchgeführt.

3.1 Verfahrensbeschreibung

Der eingesetzte Saugspülbagger verfügt nicht über einen eigenen Antrieb, sondern wird per Seilzug bewegt. Die zwei notwendigen Führungsseile sind fest verankert. Durch die Konstruktion des Saugspülbaggers bedingt, war die maximale Arbeitstiefe ab Gewässeroberkante auf 4 m beschränkt. Die Wassertiefen im Arbeitsfeld von 2,8-3,0 m erlaubten damit eine maximale Aufnahme von einer 1,0-1,2 m starken Sedimentschicht.

Der Schneidkopf des Saugspülbaggers lockert das anstehende Sediment mechanisch. Über eine Feststoffpumpe wird die entstehende Suspension bis zum Ende der Druckrohrleitung gefördert. Der Fließweg der Suspension nach der Feststoffpumpe betrug 148 m. Das Ende der Druckrohrleitung war als vertikales Rohr zur permanenten

Sichtkontrolle der hergestellten Suspension gefertigt. Ein Trichter ermöglichte einen punktuellen Eintrag der Suspension in das Gewässer. Das CO₂ wurde dem Suspensionsstrom etwa 5 m hinter dem Schneidkopf über ein Kugelventil zugegeben.

3.2 Bearbeitung des Versuchsfeldes

Durch die Vermessung des Versuchsfeldes mit einem Echolot (gekoppelt mit einem GPS Empfänger), ist eine genaue Darstellung der Massenbewegung innerhalb des Pilotversuches möglich. In Abb. 1 ist die Differenz aus der Echolot-Messung vor und nach dem Pilotversuch dargestellt.

Der hergestellte Graben (Breite ca. 3 m, Länge ca. 40 m) ist deutlich zu erkennen. Ab Sedimentoberkante konnte ein Massenabtrag von 1,0 bis maximal 1,2 m auf einer Breite von 3,0 m nachgewiesen werden. Die Genauigkeit der Echolot-Aufzeichnung liegt bei 0,1 bis 0,2 m.

Zwischen den Ebenen -0,1 m und -1,2 m ab Sedimentoberkante liegt ein Volumen von 75,5 m³. Eine einheitliche Lagerungsdichte von 1800 kg/m³ angenommen, entspricht das einer Umlagerung von 135,9 t Aschesediment im Verlauf des Pilotversuches.

3.3 Versuchsdurchführung und Prozessmonitoring

Das Prozessmonitoring erfolgte über vier Probenahmestellen PN1 & PN2 (Anfang der RL), PN3 (Ende der RL) und PN4 (nachträglich installiert, Mitte der RL). PN1, PN2 und PN3 wurden als Bypässe der Druckrohrleitung ausgeführt. Damit war über die installierten Durchflussmesszellen eine kontinuierliche Aufzeichnung von pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und Temperatur möglich. PN4 erlaubte aufgrund seiner Lage nur eine diskontinuierliche Beprobung.

Den Verlauf der aufgezeichneten pH-Werte an PN1 und PN3 zeigt Abb. 2 für den Versuch PV14. Jeder der durchgeführten Versuche ist in die Abschnitte (1) Klarwasserförderung, (2) Förderung von Suspension, (3) CO₂-Begasung der geförderten Suspension, (4) Förderung von Suspension nach Stopp der CO₂-Begasung und (5) Klarwasserförderung zum Spülen der Rohrleitung eingeteilt.

Für den dargestellten Versuch **PV14** wurden ein Durchfluss von 100 m³/h und eine CO₂-Dosierung von 33,3 kg/h vor Versuchsbeginn eingestellt. In der Datenverarbeitung konnten über die gut identifizierbaren pH-Peaks (siehe Abb. 2) die Aufenthaltszeiten in der Rohrleitung konkretisiert werden. Es wurde ein Durchfluss im ersten Beprobungsintervall von 135 m³/h und eine CO₂-Dosierung von 5,63 mmol/L sowie bei der zweiten Beprobung ein Förderstrom von 83 m³/h bei 9,15 mmol/L dosiertem CO₂ bestimmt.

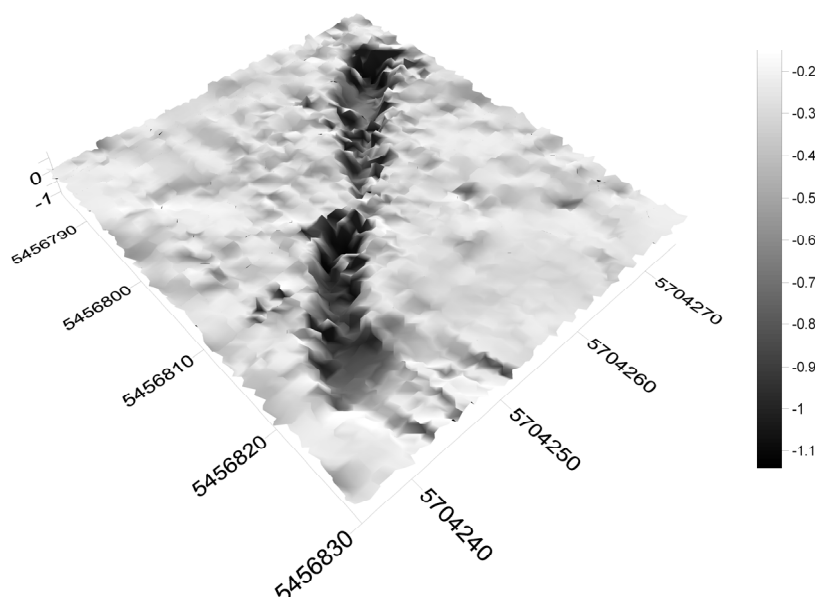


Abb. 1: Massenabtrag durch den Saugspülbaggereinsatz (Ebenen -0,1 bis -1,2 m).

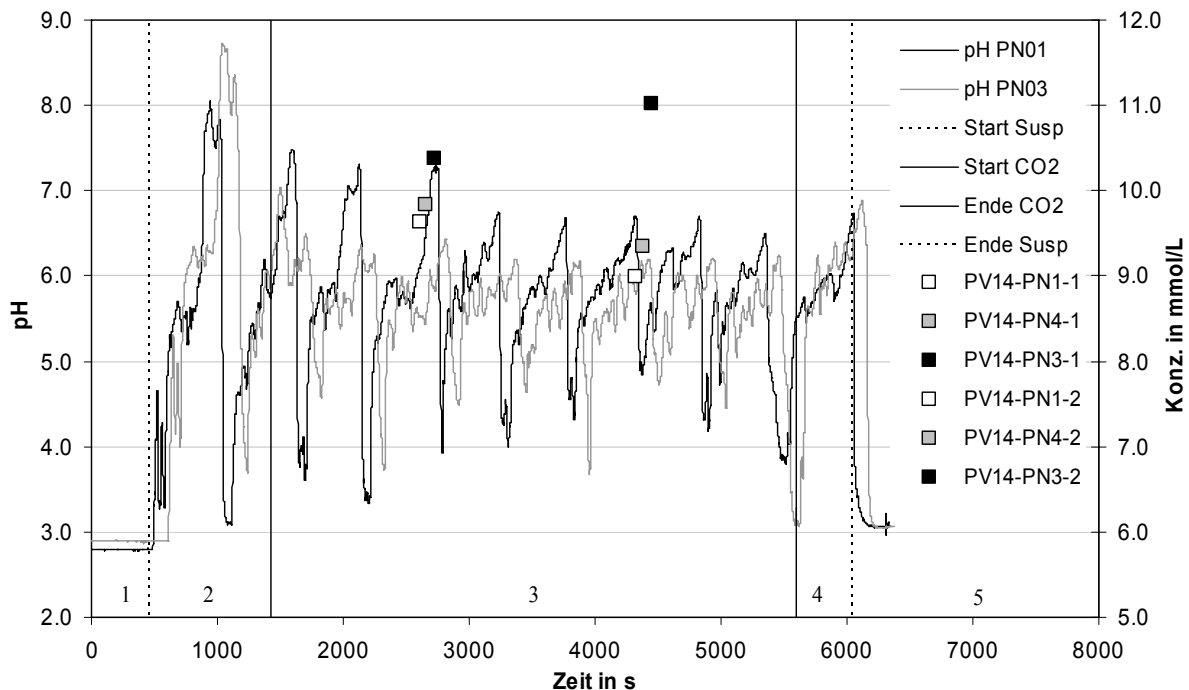


Abb. 2: pH-Wert Änderung an PN1 und PN3 sowie Ca^{2+} -Konzentration im Spülstrom (Versuch PV14)

Der wechselnde Anstieg und Abfall des pH-Wertes erklärt sich mit der zunehmenden Reaktivität der Sedimente mit der Sedimenttiefe. Wie aus den Voruntersuchungen zum BMBF-Projekt CDEAL bekannt, sind die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Altaschablagerungen vertikal verteilt. Mit zunehmender Sedimenttiefe zeigt sich eine deutliche Abnahme des Carbonatanteils. Die daraus folgende Vermutung, dass die Reaktivität der Sedimente in vertikaler Richtung zunimmt, konnte mit dem Pilotversuch bestätigt werden.

3.4 Ergebnisse

Generell konnte in allen durchgeführten Versuchen die Seewasserqualität verbessert werden. Der pH-Wert stieg in Abhängigkeit von der Bearbeitungstiefe an und erreichte Werte zwischen 6,5 und 7,5. Regelmäßig wurden pH Werte zwischen 7,5 und 8,5 detektiert. Messwerte im pH-Bereich von 8,5 bis 9,5 sind nur vereinzelt aufgetreten.

3.4.1 Trockensubstanzgehalt (TS-Gehalt)

Als Hauptanteil der reaktiven Minerale im Aschesediment konnten $\text{Ca}(\text{OH})_2$ und CaCO_3 identifiziert werden. Da auch Gips bei der Sedimentumlagerung gelöst wird, kann die Reaktivität des Aschesedimentes als Änderung der Calcium-Konzentration ($c_{\text{Ca}_2+, \text{korr}}$) des behandelten

Wassers beschrieben und wie folgt berechnet werden:

$$c_{\text{Ca}_2+, \text{korr}} = c_{\text{Ca}_2+, \text{PN}_x} - c_{\text{Ca}_2+, \text{See}} - c_{\text{Ca}_2+, \text{CaSO}_4, \text{PN}_x}$$

Dabei sind $c_{\text{Ca}_2+, \text{CaSO}_4, \text{PN}_x}$ die Änderung der Calciumkonzentration die auf die Lösung von CaSO_4 zurückzuführen ist, $c_{\text{Ca}_2+, \text{See}}$ die Ca^{2+} -Konz. des Seewassers und $c_{\text{Ca}_2+, \text{PN}_x}$ gemessene Ca^{2+} -Konzentration an der Probenahmestelle.

Aus den Datensätzen der durchgeführten Versuche sowie der eingeschränkten Beprobungsintervalle können Tendenzen abgeleitet werden. Die stark heterogene Verteilung der Eigenschaften des Ausgangsstoffs (Aschesediment) erschwert eine statistisch gesicherte Auswertung der verfügbaren Datensätze. Dennoch können für eine Gesamtseebehandlung grundlegende Aussagen abgeleitet werden.

In Abb. 3 und Abb. 4 ist der Zusammenhang zwischen den gemessenen TS-Gehalten der Suspension und der Änderung der Calcium-Ionen sowie der Säurekapazität des behandelten Seewassers dargestellt. Eine Abhängigkeit zwischen den im Bereich von 0,5 bis 3,5 Ma% schwankenden TS-Gehalten und der Erhöhung der Ca^{2+} kann nicht hergestellt werden. Gleiches gilt für die bestimmten $K_{\text{S4},3}$.

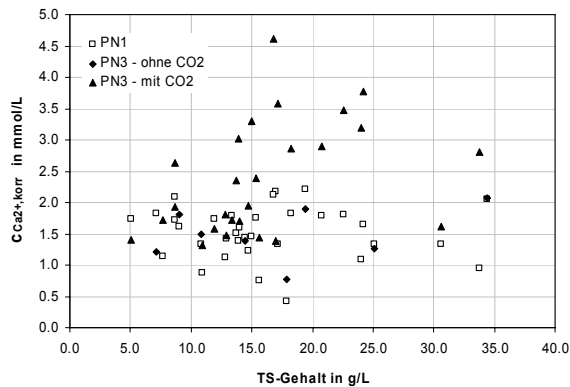


Abb. 3: Abhängigkeit der in Lösung gehenden Calcium-Ionen ($c_{\text{Ca}^{2+}, \text{kor.}}$) vom TS-Gehalt der Suspension.

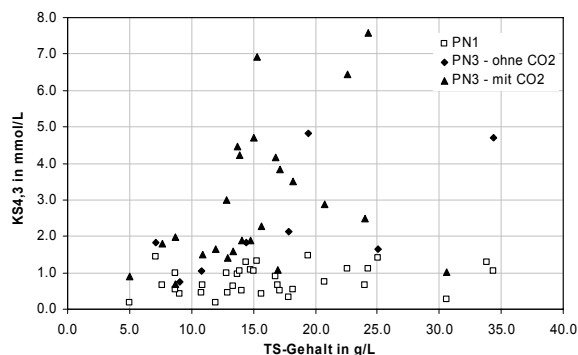


Abb. 4: Abhängigkeit der erreichten Säurekapazität des behandelten Seewassers vom TS-Gehalt der Suspension.

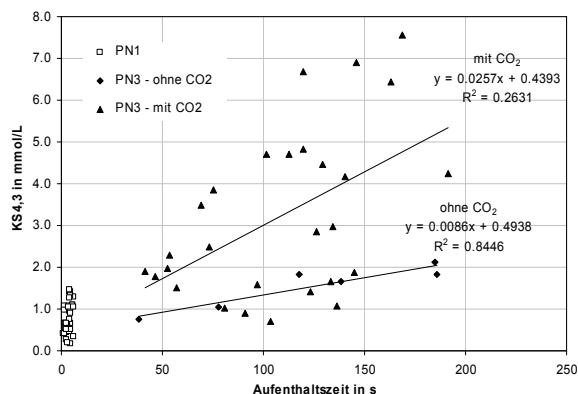


Abb. 5: Abhängigkeit des $K_{\text{S}4,3}$ von der Aufenthaltszeit mit und ohne den Einsatz von CO_2 .

3.4.2 Aufenthaltszeit

Die Aufenthaltszeit und damit die Reaktionszeit in der Rohrleitung, spielt für die Auslegung der Behandlungstechnologie eine entscheidende Rolle. Abb. 5 stellt den Zusammenhang zwischen der Aufenthaltszeit in der Rohrleitung und dem bestimmten $K_{\text{S}4,3}$ dar. Nach wenigen Sekunden Reaktionszeit, repräsentiert durch Proben der

Messstelle PN1, steigt der $K_{\text{S}4,3}$ des behandelten Seewassers auf Werte zwischen 0,19 und 1,46 mmol/L an. Mit der Erhöhung der Reaktionszeit steigt der $K_{\text{S}4,3}$ in allen Versuchen an und erreicht ein Maximum von 2,12 mmol/L im Versuch mit der höchsten Aufenthaltszeit bei dem kein CO_2 injiziert wurde. Zum Vergleich enthält Abb. 5 Daten der Messstelle PN3 von Versuchen, in denen CO_2 zum Suspensionsstrom zudosiert wurde. Tendenziell kann eine Verbesserung des Behandlungsergebnisses mit Erhöhung der Reaktionszeit festgestellt werden.

Während der Versuche wurde deutlich, dass die CO_2 -Eintragstechnologie eine entscheidende Rolle für die erreichten Ergebnisse spielt. Optimierungsbedarf zeigt sich bei der Gasdosierung, um die Einmischung von CO_2 zu verbessern.

3.4.3 Sulfat

Durch die Aufnahme der Aschesedimente wird auch die Sulfatkonzentration durch die Lösung von Gips im Wasserkörper erhöht. Eine Erhöhung zwischen 50 und 100 mg/L (respektive 4,6 und 9,3‰) wurde festgestellt.

3.4.4 Eisen, Aluminium und Mangan

Die Fe-Konzentration im Tagebausee unterliegt jahreszeitlichen Schwankungen und liegt im Bereich von 20-30 mg/L. Die Konzentration von Aluminium bewegt sich im Bereich von 4-4,5 mg/L. Durch die Erhöhung des pH-Wertes fallen Aluminium- und Eisenhydroxide aus und mindern die Fe- bzw. Al-Konzentrationen in der wässrigen Phase deutlich. Nach der Behandlung liegen die gemessenen Konzentrationen unterhalb von 3 mg/L (Fe) bzw. unterhalb von 0,1 mg/L (Al). Die Mangan-Konzentrationen werden durch die Behandlung von 5,4 mg/L auf 4,9 bis 0,3 mg/L gesenkt.

3.4.5 Spurenstoffe

Kupfer, Blei, Cobalt, Cadmium und Chrom wurden in das Prozess- und Umweltmonitoring aufgenommen. Im Seewasser wurden folgende Konzentrationen bestimmt (siehe Tab. 1): Cu < 4 µg/L, Pb < 10 µg/L, Co 90 µg/L, Cd < 5 µg/L, Cr 6 µg/L. Eine Erhöhung der Schwermetall-Konzentrationen im behandelten Wasser konnte nicht festgestellt werden. Die Co-Konzentration reduzierte sich durch die Behandlung auf 70 bis 10 µg/L.

3.4.6 Pufferkapazität

Einer Erhöhung der Pufferkapazität konnte in jedem Versuch nachgewiesen werden. Wie schon in den Batch-Versuchen des Projektes CDEAL

ermittelt, ist eine Erhöhung der Pufferkapazität des behandelten Wassers deutlich über 2 mmol/L nur mit der zusätzlichen Dosierung von CO₂ möglich. Erfolgt die Behandlung des Seewassers mit Aschesediment und CO₂ kann eine Pufferkapazität bis max. 8-10 mmol/L und im Mittel von **5 mmol/L** stabil erreicht werden. Voraussetzung ist die Aufnahme von Aschesedimenten aus Sedimenttiefen >0,6-0,8 m.

3.4.7 Effizienzsteigernde Effekte

Es wurden Messungen der vertikal differenzierten Seewasserbeschaffenheit mit einer Multiparametersonde durchgeführt, um während der Arbeiten des Saugspülbaggers mögliche Effekte zu quantifizieren, die für die Gesamtseebehandlung zur Steigerung der Effizienz des eingesetzten Verfahrens in die Kalkulation einbezogen werden können. Die Aufnahme von vertikalen Profilen im Nahbereich des Schneidkopfes des Saugspülbaggers während der Arbeit zeigte nur eine geringe Änderung der Wasserqualität. Es kann demnach nicht auf eine Erhöhung des Wirkungsgrades der Behandlung durch Verwirbelungen am Schneidkopf geschlossen werden.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Der Einsatz von CO₂ und Kalkprodukten ist in vielen Bereichen der Wasser- und Abwasserbehandlung seit Jahrzehnten Praxis. In der Trinkwasseraufbereitung wird CO₂ zum Einstellen des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes verwendet. Auf Großbaustellen fallen bei Betonarbeiten oftmals hochalkalische Wässer (pH 12,5) an. Zur Ableitung dieses Bauwassers in die öffentliche Vorfluter ist eine Behandlung in Form einer pH-Wert Absenkung notwendig. CO₂ wird vielfach für diese Maßnahmen eingesetzt. Zur Stabilisierung der Prozesswässer in der Papierindustrie wird ebenfalls CO₂, hier aber hauptsächlich mit Natronlauge verwendet. Untersuchungen zur Nutzung von CO₂ zur Erhöhung der Alkalinität von Flutungs- oder Sumpfungswasser wurden in Studien und Laborversuchen bereits im Jahr 1996 unternommen (Wiegler, 1995) und fanden Eingang in den Jahresbericht der LMBV 1996 (DGFZ-Bericht, 1996). In Wiegler (1995) wird die Möglichkeit gezeigt, Wasser aus der Reinigungsanlage Schwarze Pumpe sowie der Grubenwasserreinigungsanlage Raintza mit Calciumhydroxid und CO₂ zu konditionieren. Es wird beschrieben, dass Pufferkapazitäten (KS_{4,3}) von 4,5 bis 10 mmol/L in den Laborversuchen erreicht werden konnten. Die Versuche und de-

ren Ergebnisse sind in der LMBV Broschüre (1996) enthalten.

Der im August 2007 vom DGFZ realisierte Pilotversuch zur Verbesserung der Wasserqualität des Tagebaurestgewässers Burghammer knüpft an diese Vorarbeiten an und konnte erfolgreich abgeschlossen werden. Die Seewasserqualität wurde in jedem der 17 durchgeführten Versuche verbessert.

Die Konzentrationen von Schwermetallen, Eisen, Aluminium und Mangan werden durch die Behandlung nicht erhöht. Vielmehr konnte eine deutliche Reduzierung der Al-, Fe- und Mn-Konzentrationen gemessen werden. In den Versuchen erhöhte sich die Sulfatkonzentration nur geringfügig um 50-100 mg/L. Die Erhöhung ist damit kleiner als 10 % der gegenwärtigen SO₄-Konzentration des Seewassers. Damit erweist sich der Gipsanteil der Aschesedimente als unproblematisch bei der Seewasserbehandlung.

Während des Pilotversuches konnten insgesamt 75,5 m³ Aschesediment aufgenommen und zur Seewasserbehandlung mit CO₂ genutzt werden. Die Gesamtmasse des bewegten Sedimentes betrug 135 t und der kumulative CO₂-Verbrauch 400 kg.

Wie schon aus den Voruntersuchen des BMBF-Projektes CDEAL bekannt, sind die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Aschesedimentes stark heterogen innerhalb des Sedimentkörpers verteilt. In der Auswertung des Prozessmonitorings zeigte sich eine deutliche Abhängigkeit zwischen der Reaktivität und der Tiefe des aufgenommenen Aschesedimentes. Die Vermutung, dass mit der Erhöhung des TS-Gehaltes der Suspension auch eine Verbesserung der Wasserqualität erreicht wird, konnte nicht bestätigt werden. Es zeigte sich, dass die Reaktionszeit für die Prozesssteuerung, insbesondere bezüglich des CO₂-Lösungsverhalten, eine wichtige Rolle spielt. Eine Optimierung der CO₂-Einmischung in den Suspensionsstrom muss deshalb Ziel in der Verfahrensanwendung sein.

Der Pilotversuch hat bestätigt, dass die Konditionierung eines schwefelsauren Seewassers mit einer Acidität von 3 mmol/L bei Verwendung von CO₂ möglich ist. Die mögliche Alkalinität des so behandelten Wassers wird bei Verwendung von alkalischen Reststoffen auf 5-8 mmol/L als technisch realisierbar eingeschätzt. Werden Produkte mit hohem Wirkstoffgehalt, wie z.B. Ca(OH)₂-Suspensionen oder NaOH, verwendet, sind Alkalinitäten von > 10 mol/m³ möglich. Das konditionierte Wasser kann dann

auch zur Neutralisierung von schwefelsauren Oberflächenwässern genutzt werden.

Damit konnte die Machbarkeit eines Verfahrens zur alkalischen Konditionierung im Feldmaßstab gezeigt werden. Das im F&E-Projekt CDEAL untersuchte Konzept des Einsatzes von CO₂ zur alkalischen Konditionierung wird deshalb für die Behandlung schwefelsaurer Oberflächenwässer empfohlen.

5 Literatur

WIEGLEB (1995): Verfahrenstechnisches Konzept zur Präkonditionierung von Flutungswasser für Tagebaurestseen der Lausitz. - Institut für Forschung und Weiterbildung in der Umwelttechnik.

DGFZ-BERICHT AN DIE LMBV(1996): Wissenschaftliche und konzeptionelle Begleitung der Flutungsmaßnahmen für die Tagebaurestlöcher der Lausitz.

LMBV BROSCHÜRE (1996): „Sanierungskonzept der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse in den Bergbaufolgelandschaften der Niederlausitz“.



Pilotversuch zur kombinierten Förderung und Aktivierung alkalischer Sedimente mittels Druckluftheber (Airlift) und CO₂-Einsatz

Thomas Koch, Volker Preuß, Ralph Schöpke & Roland Koch

Brandenburgische Technische Universität Cottbus (BTU Cottbus) Lehrstuhl Wassertechnik / Siedlungswasserbau, Lehrgebäude 4 A Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus, Mail: koch.t@tu-cottbus.de

Es werden Ergebnisse des abgeschlossenen Pilotversuches aus dem BMBF-Verbundprojekt (LS Wassertechnik und Siedlungswasserbau der BTU Cottbus, der Fa. Gebr. Kemmer und der Fa. URS Deutschland GmbH) vom August 2007, zur Verbesserung der Wasserqualität des Tagebausees Burghammer vorgestellt. Das im Tagebausee Burghammer lagernde Aschesediment wurde als alkalisches Material zur Neutralisierung verwendet. Die Aufnahme des Sedimentes wurde mit einer Mammutpumpe (Airliftprinzip) realisiert. Zur Erhöhung der Alkalinität des behandelten Wassers wurde dem Förderstrom CO₂ zudosiert. Im Fokus des Beitrages steht sowohl die Darstellung der Kennfeldaufnahme der eingesetzten Mammutpumpe DN100 im Vergleich zu ihrer rechnerischen Dimensionierung, wie auch die Ergebnisdarstellung der Wasserbehandlung (Entsäuerung).

In the course of the R&D project SBR the chair of water technology and urban water construction of the BTU Cottbus, the companies Gebr. Kemmer and URS Deutschland GmbH conducted a pilot scale experiment at the acidic post mining lake Burghammer. The aim was to test a pilot scale air lift pump for lifting up sediments and to improve the lakes water quality by using this technology. Carbon dioxide was added to the suspension of lake water and sediments to increase the buffering capacity of the treated water. The article shows the results of improved lake water quality and a characteristic curve of the pilot air lift pump, which may be used for the design of a field application.

1 Vorbemerkung

Im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Entwicklung einer Anlage zur Behandlung/Entfernung von kontaminierten Sedimenten mittels eines schwimmenden Bioreaktors (SBR) (Patentschrift DE 44 16 591 C1) der URS Deutschland GmbH, der Fa. Gebrüder Kemmer und der BTU Cottbus (LS Wassertechnik und Siedlungswasserbau) sind an verschiedenen Demonstrationsstandorten Pilotversuche zur Förderung und Behandlung von Sedimenten mit der zentralen Technologie des schwimmenden Reaktors durchzuführen.

Ein zentrales Element der Projektbearbeitung des SBR stellt die Fördereinrichtung, welche als Druckluftheber (Mammutpumpe) konzipiert ist, dar. Vor diesem Hintergrund wurde die eigständige praktische Erprobung der Mammutpumpe ohne Kombination mit weiteren Elementen des SBR zur mechanisch-biologischen Behandlung von Sedimenten angestrebt. Diese Arbeiten ermöglichen eine Auswahl und Präzisierung der verschiedenen Bemessungsgleichungen von Mammutpumpen für den Anwendungsfall des SBR's.

Die Vorbereitung von Feldversuchen innerhalb des BMBF-Projektes CDEAL (Carbon dioxide elimination using acid mine lakes and calcium oxide suspensions), Teilprojekt 2 (DGFZ e.V.): „Einsatz von CO₂ und Aschesedimenten zur Behandlung des Tagebaufolgesees Burghammer“, bot die Möglichkeit, den Genehmigungsvorlauf dieses Projektes zu nutzen, um zeitnah Feldversuche zur Erprobung der Mammutpumpe im Tagebausee Burghammer durchführen zu können. Gleichzeitig eröffneten sich damit Synergieeffekte, die durch die gemeinsame Nutzung von Versuchsequipment den Aufwand für beide Forschungsthemen minimieren konnte. Die Durchführung der Feldversuche wurde soweit modifiziert, dass die gewonnenen Ergebnisse den inhaltlichen Ausprägungen beider Forschungsthemen gerecht werden.

2 Zielstellung

Mit der Durchführung der Feldversuche waren die folgenden Schwerpunkte zu bearbeiten:

- Bau und Betrieb einer schwimmenden Versuchsanlage (Mammutpumpe) zur Aufnahme

und Resedimentation von Sedimenten aus dem Tagebausee Burghammer

- Erfassung geeigneter Messwerte zum Betrieb und zur Steuerung der Mammutpumpe
- Aufnahme von Kennfeldern der Mammutpumpe (Luft-Wasservolumenströme) für unterschiedliche Tauchtiefen-Hubhöhen-Verhältnisse
- Erfassung und Bewertung der chemischen Prozesse bei der Förderung von Asche-Wasser-Suspensionen

Erfassung und Bewertung der Konditionierung des Suspensionsstromes mit reaktiven Gasen (CO₂).

3 Standortverhältnisse

3.1 Tagebaurestgewässer Burghammer

Der Tagebausee Burghammer ist Bestandteil der Speicherkette Dreiweibern-Lohsa II-Burghammer. Diese soll zukünftig zur Niedrigwasseraufhöhung der Spree genutzt werden. Da die Ausleitung der gesamten Speicherkette über den Tagebausee Burghammer erfolgen wird, ergeben sich hinsichtlich der Gewässergüte für diesen See besondere Anforderungen.

Mit einer Seefläche von 445 ha und einem Volumen von 36 Mio m³ bei Vollfüllung zählt der Tagebausee Burghammer (auch Bernsteinsee genannt) zu den großen Seen des Lausitzer Seenlandes. Gegenwärtig erreicht der Füllstand 90 %. Das Wasservolumen des Sees liegt bei 31,5 Mio m³.

Obwohl dem See seit Juli 1997 über 31,4 Mio m³ Flutungswasser zugeführt worden sind, weist er noch immer schwefelsaure Verhältnisse auf.

Die Beschaffenheit des Seewassers (vgl. Tab. 1)

ist gekennzeichnet durch eingetragene Pyritverwitterungsprodukte. Der pH-Wert liegt mit 2,9 im typischen Bereich des Eisenpuffers. Mit Sulfatkonzentrationen um 1.200 mg/L und einer Acidität von 2,9 mmol/L kann der Tagebausee Burghammer als mäßig saurer Bergbausee eingestuft werden. Die Konzentration an organischem und anorganischem Kohlenstoff liegt auf dem für diese Gewässerkategorie üblichen geringen Niveau.

3.2 Aschesedimente

Die Hohlform des Tagebaus Burghammer wurde jahrelang zur Verspülung von Kraftwerksasche aus dem Industriekomplex Schwarze Pumpe genutzt. In der Nordhälfte des Tagebausees lagert dadurch auf einer Fläche von mehr als 120 ha ein Aschesedimentkörper mit bis zu 40 m Mächtigkeit. Bei einer gegenwärtigen Wasserspiegellage um 108 mNN steht das Aschesediment bei ca. 3 bis 4 m Wassertiefe an.

4 Material und Methoden

4.1 Versuchsanordnung Mammutpumpe

Für die Durchführung der Feldversuche im TRG Burghammer wurde eigens eine Mammutpumpe DN 100 angefertigt. Als Schwimmkörper wurden Anlagen und Geräte aus dem Bestand der Fa. Gebr. Kemmer eingesetzt. Die Führung der Mammutpumpe erfolgte an einem Hydraulikausleger mit Kettengehänge (siehe Abb. 1).

Das Förderrohr bestand aus mehreren Rohrschüssen (Fußrohr 3500 mm, Kopfrohr 1000 mm, Verlängerung 3000 mm, Verlängerung 1000 mm), so dass nach Erfordernis die Länge zwischen 4,5 m und 8,5 m variiert werden konnte. Der Einlauf des Förderrohres wurde mit einem Abstandshalter versehen, um ein vollständiges Verschließen des Einlaufquerschnittes

Tab. 1: Wasserbeschaffenheit des TRG Burghammer.

Parameter	Konzentration/Wert	
Ltf	µS/cm	2290
pH	1	2,90
Temp	°C	15,8
K _{B4,3}	mmol/L	2,34
NP	mmol/L	-2,88
Fe	mg/L	16,1
Mn	mg/L	4,74
Al	mg/L	3,30

Parameter	Konzentration	
Ca	mg/L	283,7
Mg	mg/L	52,2
Na	mg/L	43,5
K	mg/L	12,1
SO ₄ ²⁻	mg/L	1222
Cl ⁻	mg/L	79,2
TOC	mg/L	2,6
TIC	mg/L	0,8



Abb. 1: Teilansicht der schwimmenden Versuchstechnik.

beim Aufsetzen auf dem Sediment zu verhindern. In ca. 40 cm Abstand vom Eintritt erfolgte getrennt die Zuführung der Druckluft und des CO_2 . Als technische Ausrüstung waren ein Kompressor zur Drucklufterzeugung und eine Hochdruckpumpe zur Speisung zweier am Fuß der Mammutpumpe angeordneter Jet-Düsen erforderlich. Abweichend von einem technischen Anwendungsfall war es für den Versuchsbetrieb notwendig, den Förderstrom in einen Zwischenbehälter zu leiten. Diese Anordnung wurde zur Messung/Probenahme des Förderstromes und seiner Ableitung ohne zusätzliche Fördereinrichtung gewählt.

5 Versuchsdurchführung

Die Durchführung der Versuche erfolgte vom 10.09.07 bis 20.09.07 und gliederte sich in drei wesentliche Abschnitte. Dabei wurden einerseits zur Charakterisierung des Förderverhaltens der Mammutpumpe bei unterschiedlichen Förderrohr-längen und Variation der Eintauchverhältnisse die Kennfelder bei Zweiphasenströmung (Wasser-Luft) aufgenommen. Die gewonnenen Messwerte bilden die Grundlage zur Überprüfung der Anwendbarkeit verschiedener Berechnungsansätze, welche der Literatur entnommen wurden.

Der zweite Bearbeitungsschwerpunkt zielte auf die Behandlung des Seewassers durch die Förderung von Aschesuspensionen ab, wobei zwischen der Förderung mit und ohne CO_2 -Konditionierung zu unterscheiden ist.

6 Ergebnisse und Bewertung

6.1 Kennfeldaufnahme der Mammutpumpe DN 100

6.1.1 Kennfelder

Zur Kennfeldaufnahme bei Zweiphasenströmung wurden drei der vier wesentlichen Einflussgrößen auf die Förderleistung einer Mammutpumpe variiert. Lediglich der Förderrohrdurchmesser blieb unverändert. Die Kennfeldaufnahme erfolgte mit den Förderrohr-längen 5,5 m; 6,5 m und 8,5 m, wobei jeweils die Luftmenge und das Eintauchverhältnis variiert wurden. Im Folgenden werden exemplarisch die Ergebnisse der Kennfeldaufnahme mit einer Förderrohr-länge von 8,5 m dargestellt.

Abb. 2 zeigt das aufgenommene Kennfeld der eingesetzten Mammutpumpe DN100. Dabei wurden die geförderten Wasservolumenströme in Abhängigkeit vom eingesetzten Luftvolumenstrom entsprechend der eingestellten Förderhöhen aufgetragen. Als Bezugsgröße wurde die Eintauchtiefe des Förderrohres der Mammutpumpe zu ihrer Gesamtlänge gewählt. Der Wirkungsgrad der Pumpe wurde nach INGERLE 82006) bestimmt, vgl. Gl. 1.

Die ermittelte Fördercharakteristik der Mammutpumpe DN 100 entspricht weitgehend den ermittelten theoretischen Grundlagen (vgl. WEBER, 1974). Abweichend davon wurde fast durchgängig für den Bereich des Maximalförderstromes die Ausbildung eines Plateaus festgestellt. Dieser

Effekt ist auf die Auswirkung des angeschlossenen Spiralschlauches zurückzuführen. Bei kleinem Eintauchverhältnis ist eine erhebliche Zunahme des Mindestlufteintrages zu verzeichnen, wodurch der Wirkungsgrad der Fördereinrichtung deutlich gesenkt wird (vgl. Abb. 3). Nach INGERLE (2006; Gl. 1) kann maximal ein Wirkungsgrad von 0,4 beim Lufthebeverfahren erreicht werden. Dabei wird der Wirkungsgrad der Drucklufterzeugung nicht berücksichtigt.

$$\eta = \frac{\gamma_w Q_f H}{\gamma_w Q_g T} \quad (\text{Gl. 1})$$

Wie Abb. 3 verdeutlicht, werden Wirkungsgrade $>0,2$ erst bei Eintauchverhältnissen $>2,3$ erreicht. In Hinsicht auf den bestimmungsgemäßen Einsatz des „Schwimmenden Bioreaktors“ zur Sedimentaufnahme in Fließgewässern wird bedingt durch die zu erwartenden Eintauchverhältnisse der Betrieb nur im Bereich kleiner Wirkungsgrade möglich sein.

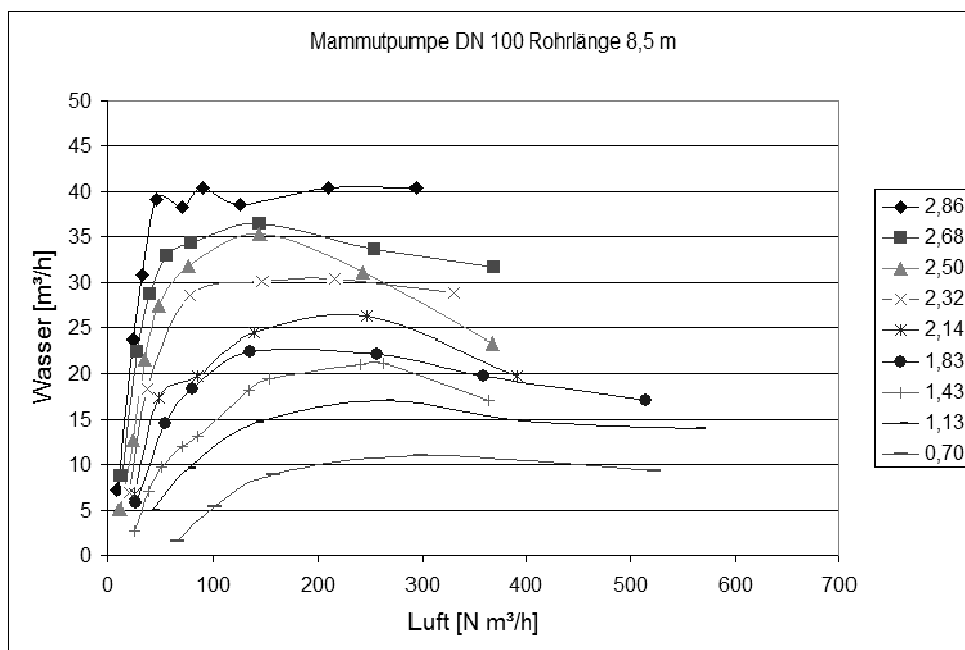


Abb. 2: Kennfeld für 8,5 m Förderrohrlänge.

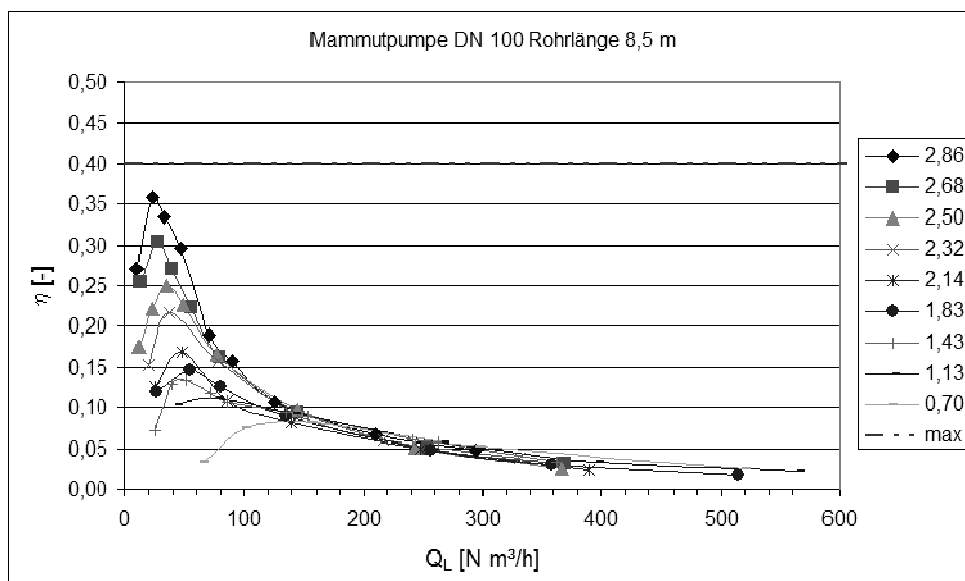


Abb. 3: Wirkungsgrad für das Kennfeld bei 8,5 m Förderrohrlänge.

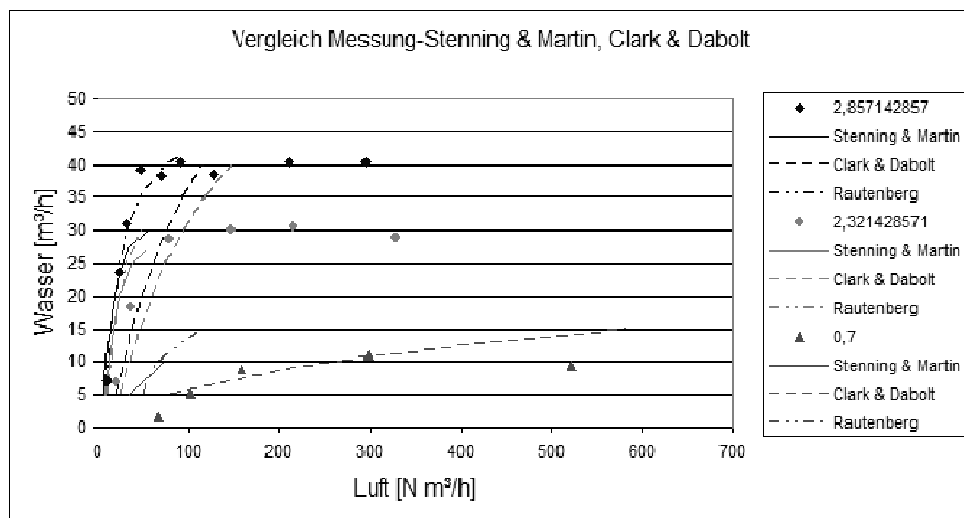


Abb. 4: Vergleich ausgewählter Messwerte bei 8,5 m Förderrohrlänge mit berechneten Förderkurven.

6.2 Vergleich der Kennfelder mit Berechnungsverfahren

6.2.1 Anwendbarkeit ausgewählter Berechnungsverfahren

Zur Berechnung der Förderströme von Mammutpumpen bei Zwei- oder Dreiphasenströmung wurde eine Vielzahl von Publikationen gesichtet und auf deren Anwendbarkeit hin überprüft (s. Literaturverzeichnis). Zum Vergleich der gemessenen mit den berechneten Werten wird die Situation mit 8,5 m Förderrohrlänge herangezogen. In Abb. 4 sind beispielhaft die Ergebnisse für drei Eintauchverhältnisse aufgetragen. Die Berechnungsansätze von RAUTENBERG und STENNING & MARTIN erbringen fast identische Ergebnisse. Das Verfahren von RAUTENBERG gestattet die explizite Berücksichtigung einer Saugrohrlänge unterhalb des Einblasquerschnittes sowie des Einlaufverlustes je nach baulicher Gestaltung. Da als einzige Bemessungsgleichung der Ansatz von RAUTENBERG mit Messwerten einer größeren Mammutpumpe (DN 300) verifiziert wurde, wird diese Gleichung für die Bemessung technisch relevanter Anlagen mit Betrieb im wirtschaftlichen Förderregime favorisiert.

Tab. 2: Vergleich der erreichten Förderströme mit den theoretisch möglichen Werten.

	Q ideal [m³/h]	Q real [m³/h]
Median	19	11
Mittel	21	13
Min	15	9
Max	40	25

6.3 Wasserbehandlung

6.3.1 Erzielte Förderströme

Den auf der Grundlage der aufgenommenen Kennfelder ableitbaren idealen Förderströmen wurden die gemessenen Förderströme gegenübergestellt (Tab. 2).

Für die Tatsache, dass die real erreichten Förderströme generell kleiner als die Erwartungswerte ausfallen, sind im Wesentlichen zwei Ursachen relevant. Während zur Kennfeldaufnahme die Mammutpumpe auf die jeweilige Eintauchtiefe fest positioniert war, wurde die Mammutpumpe während der Sedimentförderung permanent auf und ab bewegt. Das vertikale Bewegungsintervall lag im Meterbereich, wodurch die mittlere Eintauchtiefe geringer ausfällt als die Wassertiefe. In Folge der starken Verkräutung des Versuchsfeldes traten mehrfach Verzopfungen durch Wurzelballen auf. Diese konnten überwiegend durch Rückspülen der Mammutpumpe mit Druckluft beseitigt werden. Allerdings trugen die Unterbrechungen der Förderung zu einer Minderung des mittleren Volumenstromes bei. Es kann davon ausgegangen werden, dass diese Effekte der relativ kleinen Baugröße der Versuchsanlage geschuldet bleiben. Die Baugröße einer technischen Behandlungsanlage sollte bezüglich möglicher Verzopfungen unempfindlich sein.

Prinzipiell sind bei Förderung eines Dreiphasengemisches kleinere Förderströme zu erwarten, als sie bei gleichem Energieeintrag bei Zweiphasenströmung erzielt werden können. Ursache ist die größere Gemischdichte und der Schlupf zwischen Fest- und Flüssigphase. Allerdings fallen

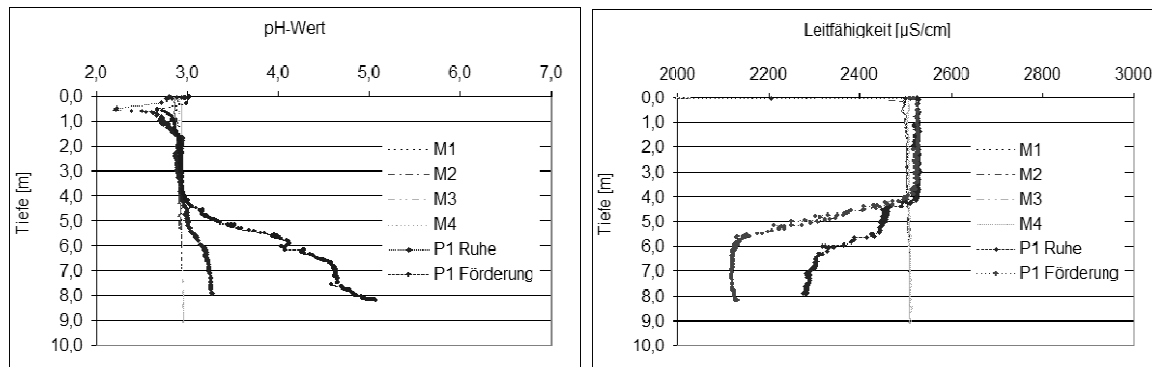


Abb. 5: Tiefenprofile für pH und elektr. Leitfähigkeit im Freiwasser (M1) und im Bearbeitungsfeld (P1) vor und nach einem Förderzyklus.

diese Faktoren unter Berücksichtigung der Partikelgröße und des erzielten Feststoffgehaltes in Relation zur Messgenauigkeit vernachlässigbar klein aus.

6.3.2 Feststoffgehalt der Suspension

Während der Förderung der Aschesuspension erfolgte stichprobenartig die Entnahme von Proben, um den Feststoffgehalt vor Ort als Schlammvolumen zu ermitteln. 72 % der Proben wiesen ein Schlammvolumen kleiner/gleich 50 mL/L auf. Das mittlere Schlammvolumen wurde zu 40,9 mL/L bestimmt. Aus dem Gesamtumfang der 125 Proben wurden von 17 Stichproben im Labor der Feststoffgehalt gemessen. Überträgt man die Ergebnisse der Labormessungen auf den gesamten Probenumfang, ergibt sich eine Spanne zwischen 0,02 und 11,6 % Feststoffgehalt der geförderten Suspension. Im Mittel lag der Feststoffgehalt bei 2,4 %.

6.3.3 Wirksamkeit der Entsäuerung

Während der Förderung der Aschesuspension wurden im Zwischenbehälter Messwerte für pH und elektrische Leitfähigkeit quasi-kontinuierlich aufgezeichnet.

In Relation zu den Ausgangswerten des unbehandelten, schwefelsauren Seewassers (pH 2,9, Ltf. ca. 2.500 µS/cm) wurde im Zwischenbehälter eine Teilentsäuerung erreicht. Während sich die elektrische Leitfähigkeit bei 2.000 µS/cm stabilisierte, schwankten die pH-Werte im Bereich zwischen 4,0 und 6,5. Dass keine pH-neutralen Verhältnisse erreicht werden konnten, ist einer zu geringen Reaktionszeit, die von der Sedimentaufnahme bis zum Messpunkt Zwischenbehälter nur im Sekundenbereich lag, geschuldet. Der Einfluss der Reaktionskinetik wurde durch einfache Schüttelversuche vor Ort bestätigt, bei welchen der pH der frisch entnomme-

nen Probe von 5,0 nach einer Minute Schütteln auf 7,0 anstieg.

Neben der Neutralisationsreaktion innerhalb der Fördereinrichtung werden im Nahumfeld des Bearbeitungsraumes ebenfalls Effekte erzielt. Die Aufnahme von Profilen mittels Multiparametersonde nach einer längeren Bearbeitungspause und unmittelbar nach einem Arbeitszyklus zeigen deutliche Unterschiede. Beispielhaft für die Parameter pH und elektrische Leitfähigkeit zeigt dies Abb. 5. Während bei der Kontrollmessung im Freiwasser die gesamte Wassersäule eine einheitliche Beschaffenheit aufwies, ergab sich am Bearbeitungspunkt ab der Sedimentoberkante eine deutliche Veränderung in Richtung Entsäuerung. Da diese Messung in einer lokal sehr begrenzt ausgearbeiteten Vertiefung vorgenommen wurde, waren diese Verhältnisse mangels Strömung auch nach einer längeren Ruhephase noch feststellbar.

Zur Bewertung des Entsäuerungseffektes ist die Betrachtung des pH-Wertes allein unzureichend. Entsprechend der am Lehrstuhl gebräuchlichen Methodik wird zur Erfassung der Säure bildenden und puffernden Inhaltsstoffe das Neutralisationspotenzial (NP) verwendet (SCHOEPKE *et al.*, 2002).

$$NP \approx K_{S_{4,3}} - 3c_{Al^{3+}} - 2c_{Fe^{2+}} - 2c_{Mn^{2+}} \quad (Gl.2)$$

Für das unbehandelte Wasser des Tagebausees Burghammer wurde das Neutralisationspotenzial zu $NP = -2,88 \text{ mol/m}^3$ bestimmt (in Abb. 6 als Kreis eingetragen). Bei zwei Proben wurde nur die Teilentsäuerung erreicht, da NP im schwach negativen Bereich verblieb. Alle anderen Proben weisen eine vollständige Entsäuerung auf, so dass diese Wässer in den angestrebten Bereich des Hydrogencarbonatpuffers überführt werden konnten. Typisch für die chemische Neutralisati-

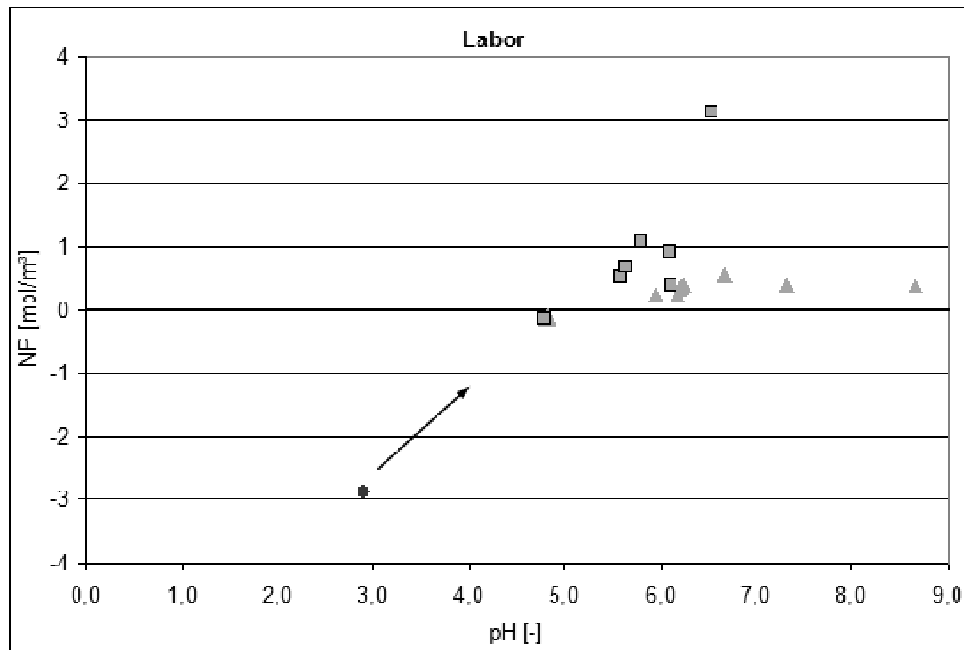


Abb. 6: Wirksamkeit der Entsäuerung von Wasser des TRG Burghammer (Kreis) durch Ascheresuspension ohne (Dreieck) und mit CO₂-Zugabe (Quadrat).

on ohne CO₂-Zugabe ist die nur sehr geringe maximale Pufferkapazität der behandelten Wasser um 0,3 mol/m³.

$$c_{\text{HCO}_3} = \sqrt{\frac{f_T}{K_T} \cdot \frac{c_{\text{CO}_2}}{c_{\text{Ca}}}} = \sqrt{\frac{f_T \cdot K_H}{K_T} \cdot \frac{p_{\text{CO}_2}}{c_{\text{Ca}}}} = \text{const} \cdot \sqrt{\frac{p_{\text{CO}_2}}{c_{\text{Ca}}}} \quad (\text{Gl. 3})$$

Wie Gleichung (3) verdeutlicht, wirkt die hohe Calciumkonzentration, die aus dem Seewasser und dem Neutralisationsmittel selbst herrührt, auf die erreichbare Hydrogencarbonatkonzentration limitierend. Diese geringe Pufferkapazität ist über den pH-Bereich von 5,5 bis 8,5 praktisch konstant.

Im Unterschied dazu führt die Steigerung des CO₂-Partialdruckes zu einer deutlichen Erhöhung der Hydrogencarbonatkonzentration (Gleichung 3; Abb. 6). Bei den Feldversuchen wurden 3,1 mol/m³ Pufferkapazität erreicht, in Laborversuchen konnten bis zu 8 mol/m³ realisiert werden. Die regional verbreiteten Oberflächenwässer, die zur Fremdfllutung verwendet werden, weisen in der Regel Pufferkapazitäten um 1,0 mol/m³ auf. Im Vergleich mit den Oberflächenwässern lassen sich durch Ascheresuspension und CO₂-Konditionierung Wasserbeschaffenheiten generieren, die eine erheblich nachhaltigere Wirkung bezüglich möglicher Rückversauerung durch den Zustrom potenziell saurer Kippengrundwässer aufweisen.

Im Hinblick auf die Freisetzung möglicher Problemstoffe aus den Altaschen wurde bei den eigen-

nen wie auch den durch das GFI durchgeführten Untersuchungen keinerlei Auffälligkeiten beobachtet. Die Sulfatkonzentrationen wurden nur unwesentlich erhöht.

7 Zusammenfassung

Die im September 2007 durchgeführten Versuche zur Neutralisation von Wasser des TRG Burghammer durch Resuspension von Aschesedimenten unter Verwendung einer Mammutpumpe als Fördereinrichtung haben die Machbarkeit dieser Behandlungstechnologie nachweisen können.

Die unterschiedlichen Lagerungsdichten des Aschesedimentes erfordern angepasste Techniken zum Lösen des Feststoffs. Eine Abhängigkeit der neutralisierenden Wirkung vom Feststoffgehalt der geförderten Suspension besteht nicht. Allerdings erfordert die Reaktionskinetik des Neutralisationsmittels ausreichende Kontaktzeiten.

Die Reaktion von Aschesediment mit dem Seewasser bewirkt in Folge hydrochemischer Zwänge für das behandelte Wasser nur eine schwache Pufferung. Diese lässt sich durch CO₂-Konditionierung erheblich steigern.

Eine nachteilige Veränderung der Wasserbeschaffenheit durch begleitende Inhaltsstoffe der Altasche ist nicht zu besorgen. Im Zuge der Neutralisation konnten die Metall-/Schwer-

metallkonzentrationen des Seewassers gesenkt werden. Die Sulfatkonzentration blieb nahezu konstant.

8 Literatur

CHISHOLM, D. (1982): Prediction of the Performance of Air-Lift Pumps. — Int. J. Heat & Fluid Flow 3(3), 149-152.

CLARK, N. N., DABOLT, R. J. (1986): A General Design Equation for Air Lift Pumps Operating in Slug Flow. — AIChE Journal 32(1), 56-64.

DEDEGIL, M. Y. (1974): Theoretische und experimentelle Untersuchungen zur Förderung von Schüttgütern nach dem Lufthebeverfahren. Karlsruhe, Univ., Diss.

HATTA, N., FUJIMOTO, H., ISOBE, M., KANG, J., S. (1998): Theoretical Analysis of Flow Characteristics of Multiphase Mixtures in a Vertical Pipe. — Int. J. Multiphase Flow 24(4), 539-561.

INGERLE, K. (2006): Berechnung und Optimierung von Drucklufthebern. — KA-Abwasser, Abfall 53(1), 42-47.

KOCH, R. (1973): Entscheidungsvorbereitung für den Einsatz von Flusswasserbelüftungsanlagen, Teil 4: Untersuchungen einer hydromechanischen Flusswasserbelüftung. Dresden, Univ., Diss.

NENES, A., ASSIMACOPOULOS, D., MARKATOS, N., KARYDAKIS, G. (1996): Simulation of Airlift Pumps for Moderate-Depth Water Wells. — Technika Chronika 14, 1-20.

RAUTENBERG, J. (1972): Theoretische und experimentelle Untersuchungen zur Wasserförderung nach dem Lufthebeverfahren. Karlsruhe, Univ., Diss.

REINEMANN, D., J., TIMMONS, M., B. (1989): Prediction of Oxygen Transfer and Total Dissolved Gas Pressure in Airlift Pumping. — Aquacultural Engineering 8, 29-46.

SCHÖPKE R., KOCH R., STRIEMANN A., PREUB V., REGEL R. (2002) Experimentelle Bestimmung des maximalen Säurebildungspotenzials bzw.

Pufferungspotenzials von sulfidhaltigen Lockergesteinen. — Grundwasser 2, 96-100.

STENNING, A. H., MARTIN, C. B. (1968): An analytical and Experimental Study of Air-Lift Pump Performance. — ASME Journal of Engineering for Power, 106-110.

TAGGART, C. T., MCQUEEN, D. J. (1982): A Model for the Design of Hypolimnetic Aerators. — Water Res. 16(6), 949-956.

WEBER, M. (1974): Strömungs-Fördertechnik. Mainz: Otto Krausskopf-Verlag.

WHITE, S. J. (2001): Bubble Pump Design and Performance. Master Thesis, Georgia Institute of Technology.

YOSHINAGA, T., Sato, Y. (1996): Performance of an Air-Lift Pump for conveying coarse Particles. — Int. J. Multiphase Flow 22(2), 223-238.

9 Abkürzungen und Symbole

Symbol	Bedeutung
D	Rohrdurchmesser
f	Reibungsfaktor ($f = 0,008$)
g	Erdbeschleunigung
H	Hubhöhe der Mammutpumpe
K	Verlust-Koeffizient
L	Gesamtlänge des Förderrohres der Mammutpumpe
Q_g	Luft-Volumenstrom
Q_w	Wasser-Volumenstrom
s	Schlupf-Verhältnis
T	Eintauchtiefe des Förderrohres der Mammutpumpe
TRG	Tagebaurestgewässer
v_1	Fließgeschwindigkeit im Eintrittsquerschnitt der Mammutpumpe
η	Wirkungsgrad
γ_w	Wichte des Wassers

Neutralisation des Speicherbecken (SB) Burghammer einschließlich Nachsorge mit Inlaketechnik

Günter Scholz¹, Wolfgang König² & Richard Teuchert³

¹Waldstraße 21 A, 02977, Hoyerswerda

²Rheinkalk GmbH, Am Kalkstein 1, 42489 Wülfrath

³Spremberg

Das SB Burghammer bildet im Speichersystem Lohsa II das entscheidende Bindeglied zum Flusssystem der Spree und steht damit im Mittelpunkt zahlreicher Untersuchungen zur optimalen Gestaltung der Speicherbewirtschaftung im Oberlauf des gesamten Fließgewässersystems.

Die Neutralisation und die damit verbundene Nachsorge dieses Gewässers mit einem pH-Wert von ca. 3,0 im Jahr 2008 hat auch Beispielcharakter zur Einstellung der Wasserqualität der Lausitzer Seenkette und saurer Tagebauseen im Leipziger Raum.

Wissenschaftliche Grundlagen für dieses Projekt wurden insbesondere an der TU-BA Freiberg, der TU Dresden und den Forschungseinrichtungen des Unternehmens Rheinkalk in jüngster Zeit geschaffen.

Wirtschaftlich bedeutsam ist bei der Anwendung der Inlaketechnik die flexible Nutzung des jahreszeitlich sehr unterschiedlich verfügbaren Flutungswassers aus den angrenzenden Flussläufen.

The reservoir Burghammer is a part of the storage system Lohsa II and the critical linking element to the river system of the Spree. According to that fact, Burghammer was the aim of several investigations with the topic of the optimal design for economical usage. These projects were suggested as beacon projects for the whole storage system.

The neutralization of the water, which has a pH-value of 3, in 2008 and the aftercare could be exemplary for the water treatment of the "Lausitzer see chain" and the acid open pit sees in the area near Leipzig.

In the recent past, scientific basics investigations for this project were done by the TU-BA Freiberg, the TU Dresden and the research facilities of Rheinkalk.

The intake technology has the economical impact, that the use of the seasonable unsteady availability of flooding water from the adjoining rivers is very flexible.

1 Vorbemerkung

Vor dem Hintergrund des Klimawandels haben die Fragen und Lösungskonzepte für die Renaturierung der Bergbaufolgeseen, im Besonderen im Lausitzer Raum, eine besondere Dynamik bezüglich wirtschaftlich machbarer Projekte erfahren. Hinzu kommt, dass der Grundwasserwiederanstieg in vielen Teilbereichen der Bergbauregion spezielle Lösungen erfordert, die mit dem Wasserqualitätsproblem der Einzelseen und Fließgewässern im Zusammenhang gelöst werden müssen.

Anknüpfend an die von der LMBV GmbH ausgelösten Arbeiten auf diesem Gebiet in den vergangenen 10 Jahren (SCHOLZ & RABE, 2005a,

2005b; DIETRICH *et al.*, 2005; MERKEL, 2005; ETA AG, 2000; HÖPPNER *et al.*, 2006; RABE & UHLMANN, 2006; BAHL *et al.*, 2007) wurden von der TU BA Freiberg und Partnern gezielte F/E-Leistungen getätigt (RESCHETILOWSKI & SCHÜPPEL, 2007; MERKEL, 2008), um wirtschaftliche Verfahren und Techniken zu entwickeln, die es gestatten, auch extrem saure Tagebaufolgeseen (TFS), wie sie in der Lausitz und im Leipziger Raum bei der Braunkohlenbergbausanierung in Deutschland anzutreffen sind, zukünftig zu bewirtschaften. Unter Bewirtschaftung ist hierbei stets die zu Beginn der Renaturierung erforderliche Startneutralisation als auch die Neutralisation der meist über den Grundwasserstrom zufließenden Acidität in den Folgejahren

zu verstehen. Dabei ist zu beachten, dass die Bewirtschaftung auch die Einbindung des zeitlich und örtlich sehr unterschiedlich verfügbaren Oberflächenwassers aus Flussläufen berücksichtigen muss, um kostenoptimale Lösungen anzubieten.

In diese Arbeiten wurden vor allem die wissenschaftlichen Erkenntnisse und praktischen Erfahrungen, die mit der Neutralisation saurer Gewässer in Norwegen, Schweden und Finnland in den vergangenen 20 Jahren erbracht wurden, einbezogen (KÖNIG *et al.*, 2007; LILJA *et al.*, 2007; SAURE, 2008).

Weil diese Erfahrungen aufgrund der unterschiedlichen chemisch-physikalischen und limnologischen Bedingungen nicht ohne weiteres übertragbar sind, wurden auch umfangreiche wissenschaftlich-technische Untersuchungen an der TU BA Freiberg und der TU Dresden unternommen, um die Anwendbarkeit von unterschiedlichen Kalk-Produkten für ihre Brauchbarkeit zur Seeneutralisation in der Lausitz und dem Leipziger Raum zu belegen.

Mit diesen Grundlagen wurden Verfahren und

spezielle Techniken entwickelt, die es gestatten, auch große TFS in kurzen Zeitabschnitten zu neutralisieren. Im Besonderen belegen dies auch die bisher im Auftrag der LMBV durchgeführten Pilotprojekte (SCHOLZ & RABE, 2005b; DIETRICH *et al.*, 2005; RABE & UHLMANN, 2006).

2 Die Stellung des TFS Burghammer im Speichersystem Lohsa II und deren Bewirtschaftung

Abb. 1 zeigt die territoriale Situation des Einzelgewässers im Speichersystem, wobei das Speichervolumen des TFS Burghammer von 6 Mio. m³ mit etwa 7 % am Gesamtsystem unbedeutend ist.

Sowohl die alleinige Komplettneutralisation des TFS Burghammer einschließlich Nachsorge/Bewirtschaftung als auch die Behandlung des Gesamtsystems erfordert eine komplexe Betrachtungsweise unter Einbeziehung aller möglichen positiven und negativen Auswirkungen auf Natur, Umwelt und Wirtschaft in den betreffenden Kommunen, Landkreisen und Ländern.

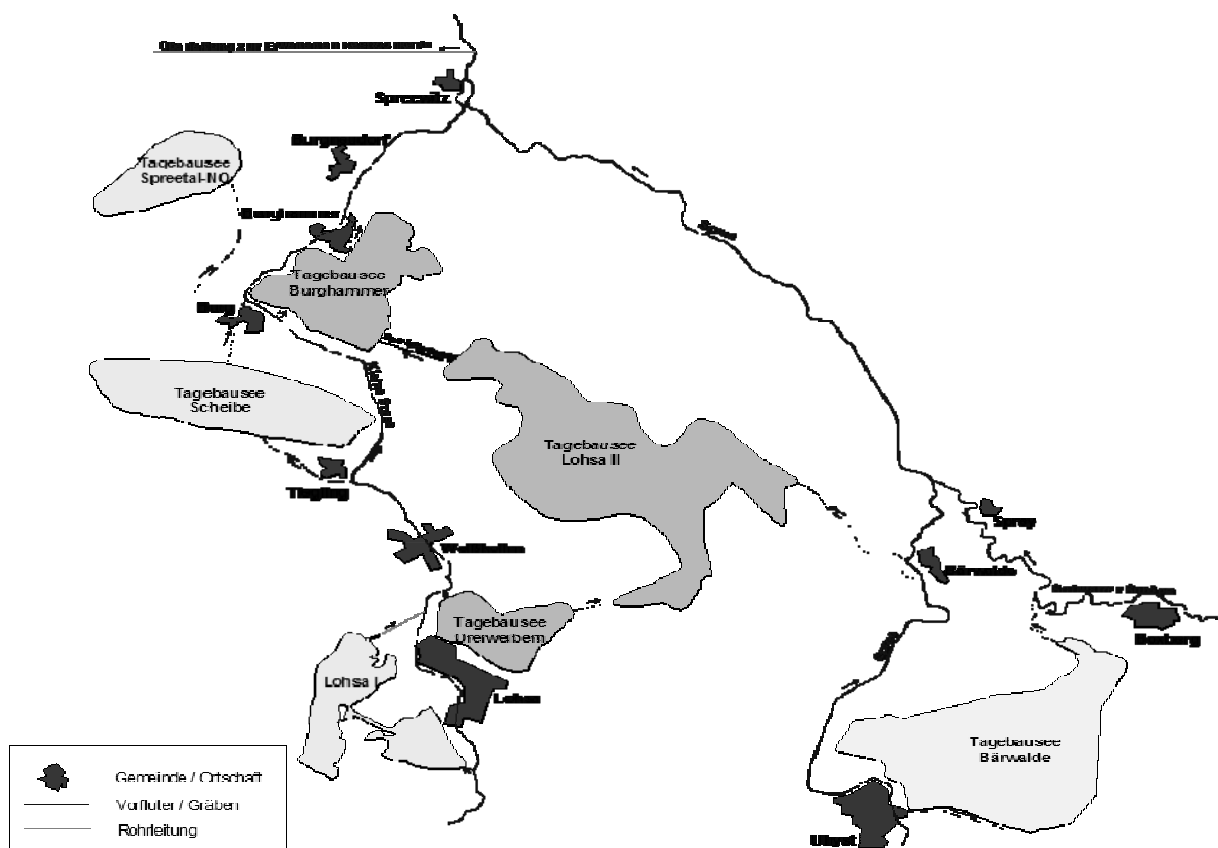


Abb. 1: Territoriale Einordnung Speichersystem Lohsa II.

Tab. 1: Ausgangswerte TFS Burghammer und Lohsa II für Modellrechnungen.

	Optimistischer Ansatz	Ungünstigerer Ansatz
Burghammer		
Acidität See als KB8,2	3,5 mmol/L	4,1 mmol/L
Acidität GW	5 mmol/L	9 mmol/L
Sulfat See	1.000 mg/L	1.050 mg/L
Sulfat GW	700 mg/L	1.000 mg/L
Lohsa II		
Acidität See als KB8,2	2,0 mmol/L	5 mmol/L
Acidität GW	7 mmol/L	10 mmol/L
Sulfat See	500 mg/L	600 mg/L
Sulfat GW	700 mg/L	1.000 mg/L
GW Zufluss Faktor	0,95	1,05
Flutung IV. Quartal	10 Mio. m ³	8 Mio. m ³
Flutung I. Quartal	12 Mio. m ³	8 Mio. m ³

Die Planung von entsprechenden Bewirtschaftungsprojekten erfordert deshalb ein einfach handhabbares Berechnungsmodell, welches möglichst alle Variablen genügend genau abbildet und mit fortschreitendem Wissenstand auch kalibrierbar ist.

Bei der Erarbeitung des nachfolgend beispielhaft dargestellten Berechnungen mit der möglichen Zeitschiene für die Jahre 2008 – 2012 für die Bewirtschaftung des Speichersystems wurden folgende Prämissen als Arbeitsgrundlage gesetzt:

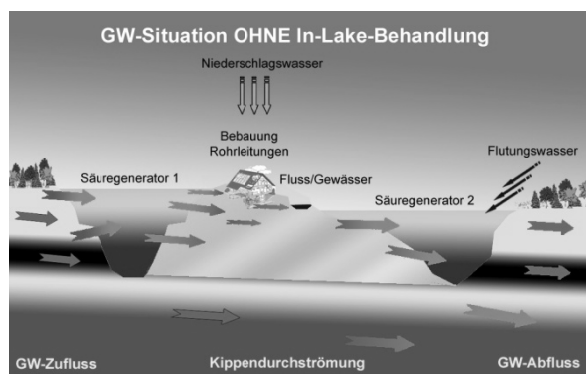
- Zeitnahe Neutralisation des Seekörpers TFS Burghammer- mit anschließender Absenkung des Wasserspiegels von 108,5 m NN (Juni 2008) auf 107,5 m NN (März 2009) aus Gründen der Beherrschung von Folgeerscheinungen des Grundwasserwiederanstiegs in der Gemeinde Burghammer und der Eisenbelastung zur Kleinen Spree und Spree
- Früheste mögliche Nutzung des gesamten Speichersystems Lohsa II für die Bewirtschaftung des Flusslaufes der Spree unter

Beachtung der gesetzlich festgelegten Sulfatlasten.

- Umgehende Entschärfung von Folgen des Grundwasserwiederanstiegs im Tal der Spreeaue und Schaffung von Voraussetzungen für ein optimales Brauchwasserangebot für den Industriekomplex Schwarze Pumpe für die nächsten 20 bis 40 Jahre unter Beachtung der Möglichkeiten des aktiven Bergbaus (Vattenfall Mining).

Die negative Wirkung des z.Z. zu hohen Stauwasserspiegels im TFS Burghammer mit zu hohen Eisenkonzentration in der Kleinen Spree und die vielfältig schädigende oberflächennahe Grundwasserströmung ist nicht tolerierbar und erfordert ein sofortiges Eingreifen (Abb. 2 und 3).

Die nachfolgenden nur kurz erläuterten Berechnungen und Betrachtungen wurden für den Zeitraum 2008 – 2012 in zwei Hauptvarianten mit jeweils zwei Untervarianten vorgenommen um ein breites Spektrum möglicher Ereignisse zu erfassen (AUTORENKOLLEKTIV, 2008). Alle erforderlichen Basisdaten sind zugänglichen Do-

**Abb. 2: Einfluss des Abströmens von saurem Seewasser auf Fließgewässer und andere Schutzgüter.****Abb. 3: Kleine Spree mit Eisenbelastung.**

kumenten der LMBV, der Gemeinde Spreetal und internen Datenbanken der Rheinkalk GmbH entnommen.

2.1.1 Hauptvariante 1

Eine alleinige Neutralisierung erfolgt im TFS Burghammer von Juni – Sep. 2008. Es erfolgt die notwendige Wasserspiegelabsenkung von ca. 108,4 m NN bis auf 107,5 m NN bis März 2009

2.1.2 Hauptvariante 2

Die Neutralisation wird 2008 im TFS Burghammer nach Hauptvariante 1 vorgenommen, 2009 wird Lohsa II zusätzlich neutralisiert und damit die Voraussetzung geschaffen, das Speichersystem ab 2010 vollständig zu nutzen

2.1.3 Untervariante 1

Optimistische Annahmen für entscheidende Parameter (s. Tab. 1)

2.1.4 Untervariante 2

Ungünstige Annahmen für entscheidende Parameter (s. Tab. 1)

Als Berechnungsgrundlage diene ein von TEUCHERT *et al.* (2008) entwickelter Modellansatz, welcher einfach handhabbar ist und alle erforderlichen Daten für eine genehmigungsfähige Dokumentation errechnen lässt.

Für den Nachweis der Verfügbarkeit von Flutungswasser wurde der Pegel Spremberg ausgewertet.

2.2 Berechnungsabläufe

In teilweise iterativen Schritten wurden die Wasserspiegelhöhen so festgelegt, dass die Ausleitungsbedingungen eingehalten werden. Grundwasserabflüsse, Niederschläge und Verdunstung wurden durch die unterschiedliche Größe der Nettobilanz berücksichtigt.

Weitere Vorgaben für die Berechnung waren:

- Acidität Spree kB4,3 -1,1 mmol/L
- Sulfat Spree 100 mg/L

Das Berechnungsmodell führt zu wichtigen Planungsgrundlagen wie:

- erforderliche Alkalitätszufuhr /Stoffmengen bei gegebener Flutungswassermenge
- Zeitabstände für erforderliche Nachsorgebehandlungen
- ausleitbare Wassermengen zur Einhaltung des Sulfatgrenzwertes im Fließgewässer u.a.

Im Ergebnis dieser Betrachtungen können beispielhaft für die Bewirtschaftung des Speichersystems Lohsa II die in den Tabellen 2 und 3 errechneten Aussagen getroffen werden.

Der erforderliche pH-Wert > 6 kann im TFS Burghammer bis September 2008 kurzfristig hergestellt werden.

Tab. 2: Optimistischer Ansatz Neutralisierungsaufwand SB Burghammer.

Monat	Aufwand Neutralisation	
	Mio. mol	t Kalkhydrat
Mrz 08		
Jun 08	50	3.500
Sep 08	50	3.500
Dez 08	7	500
Mrz 09	-	
Jun 09	9	750
Sep 09	5	450
Dez 09	4	350

Die Ausleitung in die Kleine Spree beträgt in den kritischen Sommermonaten (Beachtung des zulässigen Sulfatkonzentration) bis zu 0,2 m³/s und der Seewasserspiegel Burghammer kann somit noch 2008 unter die kritische Höhe von 108 m NN abgesenkt werden.

Für die Speicherwirtschaft wurde von etwa 20 Mio. m³ verfügbare Flutungswassermenge in den Monaten Oktober bis März ausgegangen.

Auch bei ungünstigeren Bedingungen gestattet das Verfahren im 4. Quartal 08 einen pH-Wert > 6 herzustellen.

Durch die damit mögliche Ausleitung in die Kleine Spree auch unter Beachtung des zulässigen Sulfatkonzentration kann ebenfalls noch vor dem Jahresende 2008 eine Absenkung des Wasserspiegels Burghammer unter 108 m NN erreicht werden.

Tab. 3: Ungünstigerer Ansatz für den Neutralisierungsaufwand SB Burghammer.

Monat	Aufwand Neutralisation	
	Mio. mol	t Kalkhydrat
Mrz 08		
Jun 08	70	4.800
Sep 08	74	5.100
Dez 08	11	750
Mrz 09	14	
Jun 09	13	1.100
Sep 09	12	1.000
Dez 09	11	1.000

Tab. 4: Abhängigkeit Sulfatkonzentration von der Bereitstellung von Flutungswasser.

Verfügbare jährliche Flutungswassermenge in Mio m ³	15	20	30	40
Sulfatkonzentration im SB Burghammer in mg/L				
1. Jahr	625	600	556	519
2. Jahr	545	504	436	384
3. Jahr	478	426	348	293
4. Jahr	421	364	283	231
5. Jahr	372	313	235	189

2.3 Sulfatproblematik

Die gegenwärtige Sulfatkonzentration von etwa 500 mg/l in Lohsa II und von etwa 1000 mg/l in Burghammer lässt ohne Maßnahmen zur Reduzierung dieser Werte eine dauerhafte Speicherwirtschaft nicht zu. Die Berechnungen führen zu einem Bedarf an Flutungswasser entweder über die Spree nach Lohsa II oder über die Kleine Spree, der in der folgenden Übersicht angegeben wird (Tab. 4).

Mit dem dritten Jahr ist eine Sulfatkonzentration realistisch erreichbar, die eine Speicherwirtschaft mit einer nennenswerten Wasserabgabe an die Spree ermöglicht.

Aus den Tabellen wird ersichtlich, dass die zeitnahe Inbetriebnahme des gesamten Speichersystems nicht nur realistisch ist sondern umgehend durchgeführt werden sollte, um für die Speicherwirtschaft maximal mögliche Wassermengen in guter Qualität verfügbar zu haben.

3 Verfahrensbewertung See- wasserbehandlung

Unabhängig davon, ob bei der Anwendung eines Inlakeverfahrens das Neutralisationsmittel per Schiff oder Rohrleitungssystem auf der Wasseroberfläche eines Sees verteilt wird, ergeben sich grundlegende Vorteile gegenüber einer Grubenwasserreinigungsanlage (GWRA). Das Verfahren beruht auf folgenden Hauptkomponenten:

- Großflächige Verteilung des jeweils gewählten alkalischen feinkörnigen/flüssigen Stoffes auf der Seeoberfläche,
- Nutzung der windinduzierten Strömungen im See zur Erfassung großer See-volumina als Reaktionsraum,
- Steuerung der Stoffkonzentration des jeweils eingesetzten alkalischen Stoffes entsprechend seiner chemisch-physikalischen Eigenschaften (Reaktivität, Kornzusammensetzung) und der konkret vorliegenden Wasser-

qualität durch spezielle Eintragsvorrichtungen und ein spezielles Monitoringsystem,

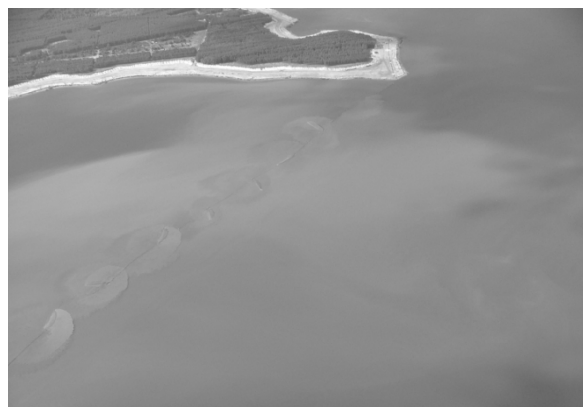
- Auswahl von am Markt preisgünstig verfügbarer Stoffe sowie Nutzung von Sekundärstoffen wie Braunkohlefilterasche (BFA) und Eisenhydroxidschlamm (EHS) aus GWRA.

Tragendes Element des Verfahrens ist die Sicherung einer bestimmten Stoffkonzentration und die Beeinflussung großer Seevolumina im Tagebausee.

Bei einer Normalwetterlage in der Lausitz kann mit Windgeschwindigkeiten an der Seeoberfläche eines Tagebausees von 2 bis 6 m/s gerechnet werden, womit Strömungsgeschwindigkeiten des Wassers an der Seeoberfläche von ca. 100 bis 800 m/h induziert werden.

Bei einer Sinkgeschwindigkeit von Feststoffteilchen von 1 bis 10 m/h (Kalk, Dolomit, Kalkmilch) sowie unter Beachtung der Turbulenzen an der Seeoberfläche kann davon ausgegangen werden, dass beim Einsatz eines 1.000 m langen Verteilsystems etwa 5 bis 10 Mio. m³/h Seewasser behandelt werden können. Genauso effektiv, jedoch wesentlich flexibler, kann ein Spezialschiff (NSG-BUL Sachsen) analoge Seewasservolumina in kurzer Zeit behandeln.

Der mit der kostenlosen Windenergie stets geschaffene „Rührkessel-Mechanismus“ ist das Hauptmerkmal für die hohe Wirtschaftlichkeit

**Abb. 4: Inlakebehandlung TFS Koschen.**

des Verfahrens. Die Kosten für die Neutralisierung je Kubikmeter liegen im Vergleich zu GWRA deutlich niedriger.

Anhand mehrerer Luftbildreihen konnte der Mechanismus der Stoffverteilung im TBS Koschen im Zeitraum September – Dezember 2004 dokumentiert werden (Abb. 4).

Die Kombination von Schiffs- und Rohrleitungstechnik ist im Fall kompliziert zu erreichender Seereale eine optimale Lösung für bestimmte TFS (Abb. 4).

Die wirtschaftlichen Vorteile der Inlake-Technik gegenüber einer GWRA sind in den Abb. 6 und 7 deutlich gemacht.

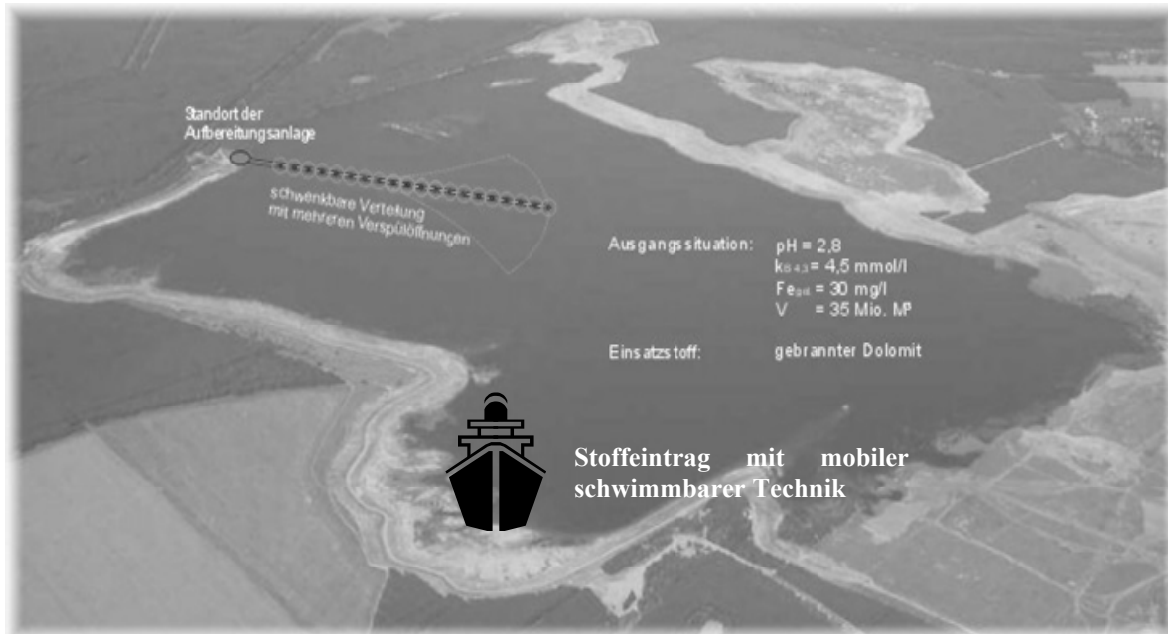


Abb. 5: Anpassung der Inlake-Technologie an unterschiedliche Seetypen durch mobile Technik (Ufer-technologie mit Suspensionsverteilung, Spezialschiff).

GWRA

- beschränkter Reaktionsraum
- limitierte Reaktionszeit (2 – 3 h)
- ungünstige Reaktionsbedingungen (pH-Wert 6 bis 8)
- Stoffumsatz limitiert, ca. 60 %, Überdosierung

Inlake-Technik

- 10^5 -facher Reaktionsraum
- erweiterte Reaktionszeit (> 100 h)
- günstige Reaktionsbedingungen (pH-Wert 3 bis 4)
- Stoffumsatz > 80 %

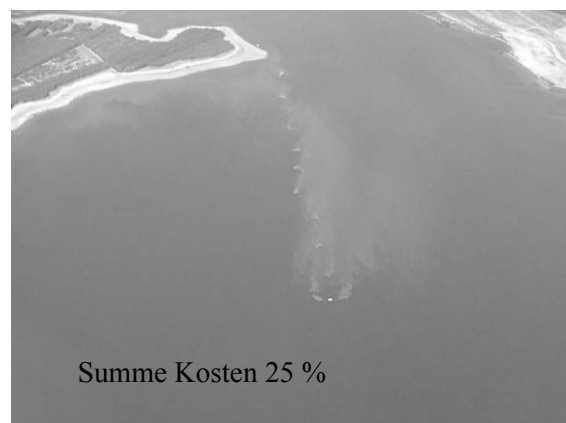


Abb. 6: Vergleich Inlaketechnik — GWRA.

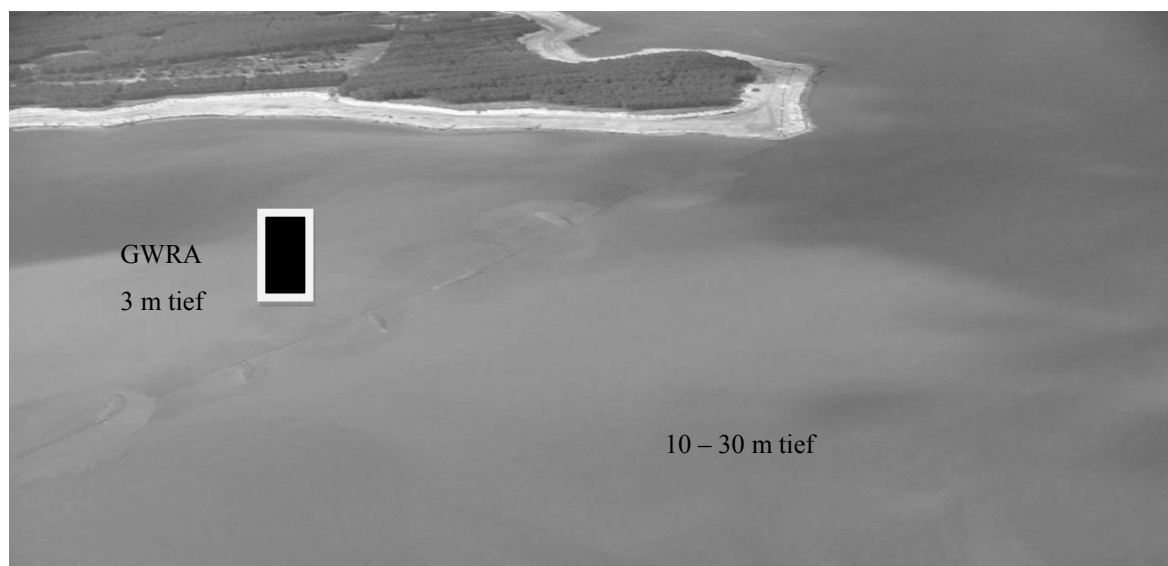


Abb. 7: Vergleich Reaktionsräume Inlaketechnik – GWRA.

Die großen Unterschiede zu verfügbaren Reaktionsräumen zwischen einer GWRA und der Inlaketechnik verdeutlicht Abb. 7.

Das rote Rechteck auf der Seeoberfläche des TFS Koschen (Abb. 6) stellt den Reaktionsraum der GWRA Raitzta dar. Damit wird deutlich, wie begrenzt sich die Bedingungen bezüglich Reaktionsraum und Reaktionszeit einer GWRA gegenüber der Inlake-Technik darstellen.

Für die Stoffauswahl der erforderlichen alkalischen Stoffe ergeben sich im Falle der Nutzung der Inlake-Technik für die Seeneutralisation völlig neue Chancen, wie im Kapitel 4 noch erläutert wird, wenn z. B. auch Calciumcarbonat (CaCO_3) unter bestimmten Voraussetzungen für die Seeneutralisation von TFS genutzt werden kann.

Mit der Kombination von Rohrleitungs- und Schiffstechnik des Inlakeverfahrens können z. B. so große Alkalitätsmengen in den TFS Burghammer umweltgerecht in den See eingetragen werden, dass er in 2-3 Monaten neutralisiert ist und die Nachsorge in kurzzeitigen Einsätzen mit wenigen Tagen/Wochen erledigt werden kann.

4 Wissenschaftlich Grundlagen

Um konkret für den TFS Burghammer exakte Daten für die Planung einer Seeneutralisation zu erhalten wurden mit original Seewasser gezielte Batchversuche im Labor der LAG GmbH Schwarze Pumpe und entsprechende Säulenversuche an der TU BA Freiberg durchgeführt.

Tab. 5 zeigt die verwendeten Produkte und die damit erzielten Ergebnisse am Beispiel der Versuche in Schwarze Pumpe.

Ziel der Versuche war die Beurteilung der Neutralisationsfähigkeit dolomitarmer und dolomitreicher kalkstämmiger Neutralisationsmittel, welche bei einer möglichen Gewässersanierung zur Anwendung kommen könnten. Alle Versuche wurden mit dem Wasser des TFS Burghammer durchgeführt.

5 Gefäße mit je 10 L Burghammerwasser wurden in Abständen von je 2 Stunden mit 1/3 der insgesamt benötigten Neutralisationsmittelmenge als Suspension versetzt. Die pH-Wert-Entwicklung wurde über einen Zeitraum von insgesamt 23 Tagen verfolgt.

Tab. 5: Ergebnisse kleintechnischer Neutralisationsversuche.

Produkt	pH-Wert	Basekapazität $K_{B6,5}$ in mmol/L	zugegebene Basen- menge in mmol/L	genutzte Basizität in mmol/L	Effizienz
CaCO_3	3,62	1	4,59	2,30	50,1 %
CaO	4,47	0,29	4,61	3,01	65,3 %
Ca(OH)_2	6,5	0,01	4,59	3,29	71,6 %
$\text{MgCO}_3/\text{CaCO}_3$	3,21	2,1	4,86	1,20	24,7 %
CaO/MgO	4,33	0,59	4,84	2,71	56,0 %

Tab. 6: Wirtschaftlichkeitsvergleich.

Verfahren	Behandlungszeitraum	zu behandelnde Wassermenge (in m ³)	Gesamtkosten (in €)	Spezifische Kosten (in €/m ³)
Mobile Auslaufbehandlung	2008 und 2009	6.000.000	1.800.000,00	0,30
Inlakebehandlung: Schiff mit Kalksteinmehl und Kalkhydrat	2008 und 2009	44.500.000	2.300.000,00	0,05
Inlakebehandlung: Schiff mit Kalkhydrat und ohne Flutungswasser	2009	6.000.000	400.000,00	0,07
Inlakebehandlung: Schiff mit Kalkhydrat und mit Flutungswasser	2009	6.000.000	200.000,00	0,03

Als Neutralisationsmittel wurden eingesetzt: Kalksteinmehl (CaCO_3), Branntkalk (CaO), Kalkhydrat (Ca(OH)_2), Dolomitmehl ($\text{CaCO}_3/\text{MgCO}_3$) und Branntdomolit (CaO/MgO).

Es zeigte sich, dass dolomithaltige Produkte eine bedeutend schlechtere Lösekinetik besitzen als dolomitarme. Jedoch konnte auch gezeigt werden, dass alle getesteten Produkte das Potential hatten den pH-Wert auf 7 anzuheben.

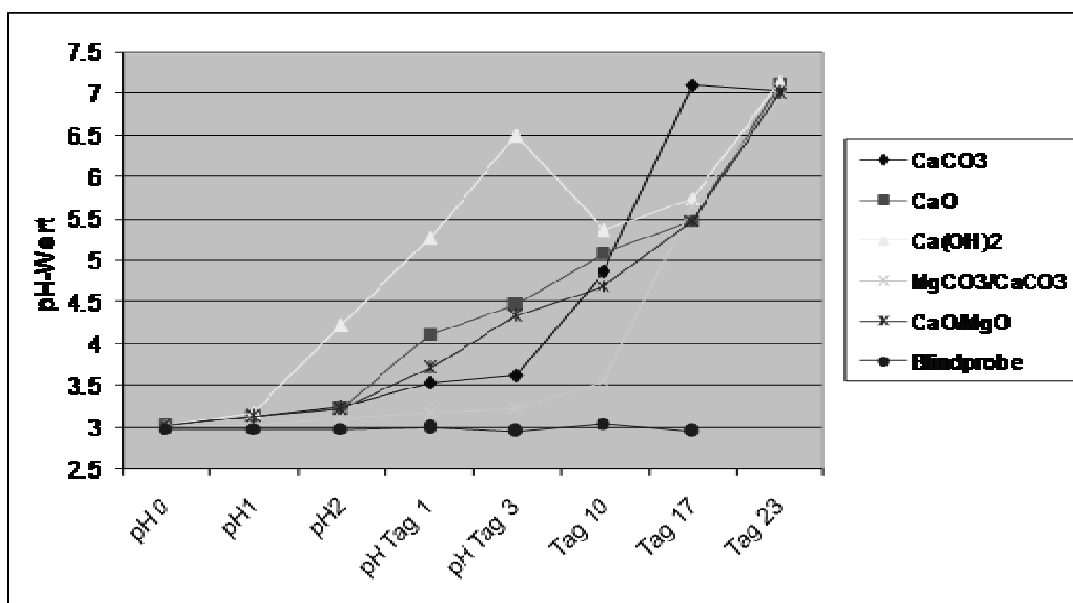
Bei der Untersuchung der Basekapazitäten nach drei Tagen, erwies sich Ca(OH)_2 mit 71,6% Wirkungsgrad am effizientesten. Der schlechteste Wirkungsgrad wurde mit ungebranntem Dolomitmehl erzielt. Er lag bei 24,7%.

Der kombinierte Einsatz von CaCO_3 und Ca(OH)_2 scheint bei der Gewässerbehandlung viel versprechend zu sein.

Unter entsprechenden Reaktionsbedingungen erscheinen alle getesteten als geeignet, wie aus Abb. 8 zu ersehen ist.

5 Gesamtbewertung und Wirtschaftlichkeit

Die primäre Inlakebehandlung hat gegenüber der Auslaufbehandlung eines sauren TFS (der noch eine Inlakebehandlung folgen müsste) wesentliche Vorteile. Wesentlich ist, dass nach der Initialneutralisation mit Flutungswasser gespült wer-

**Abb. 8: Ergebnisse von Neutralitätsversuchen mit verschiedenen Einsatzstoffen.**

den kann, und die Nachhaltigkeitskosten damit wesentlich gesenkt werden. Zusätzlich kann die Wasserbeschaffenheit hinsichtlich der Sulfatgehaltsabsenkung positiv beeinflusst werden.

Wichtig ist weiterhin, dass eine Voraussetzung für die mögliche Inbetriebnahme des Speichersystems Lohsa II gegeben ist.

In der folgenden Tab. 6 ist beispielhaft ein Wirtschaftlichkeitsvergleich dokumentiert.

Der Vergleich zeigt, dass mit der Inlakebehandlung die spezifischen Behandlungskosten um 75 bis 85 % gegenüber den Kosten der Auslaufbehandlung gesenkt werden und sich in Kombination mit der möglichen Flutung um > 90 % reduzieren lassen.

6 Risiken-Ausblick

Ungeachtet der relativ breiten Untersetzung des Vorhabens – Neutralisation TFS Burghammer mit einer umfassenden Grundlagenarbeit, Labor- und halbtechnischen Untersuchungen, verbleiben Risiken bei der Bewirtschaftung des gesamten Speichersystems.

Sie bestehen im Wesentlichen in:

- dem starken sauren GW- Zustrom aus den ehemaligen Kippenbereichen, der sich noch über Jahrzehnte auf die Seewasserqualität auswirkt
- der geringen Pufferkapazität, die sich mit einer reinen Inlakebehandlung mit Kalkprodukten nur in einer Größe von etwa 0,3 bis 0,6 mmol/L aufbauen lässt
- langen Winterperioden, die mit einer geschlossenen Eisdecke und damit einer schlechten Zugänglichkeit des Seekörpers verbunden sind

Die sich daraus ergebenden Konsequenzen sind:

- Durchführung eines soliden see- und luftgestützten Monitorings während und nach der Seebehandlung zur Gewinnung einer fundierten Datenbasis für die Kalibrierung der gewählten Modell- und Berechnungsansätze. Ggf. Veränderung des Einsatzstoffes zur Gewährleistung der Gesamtzielstellung!
- Inlakebehandlung des Seekörpers vorrangig im Sommer/Herbst und Nutzung der Seezirkulation für die Behandlung sowohl des Epilimnions als auch des Hypolimnions
- Einsatz von CO₂ für einen möglichst ausreichenden Pufferaufbau zwischen den Behandlungszyklen (TUBA FREIBERG; TUBA FREIBERG & ETA AG, 2008)

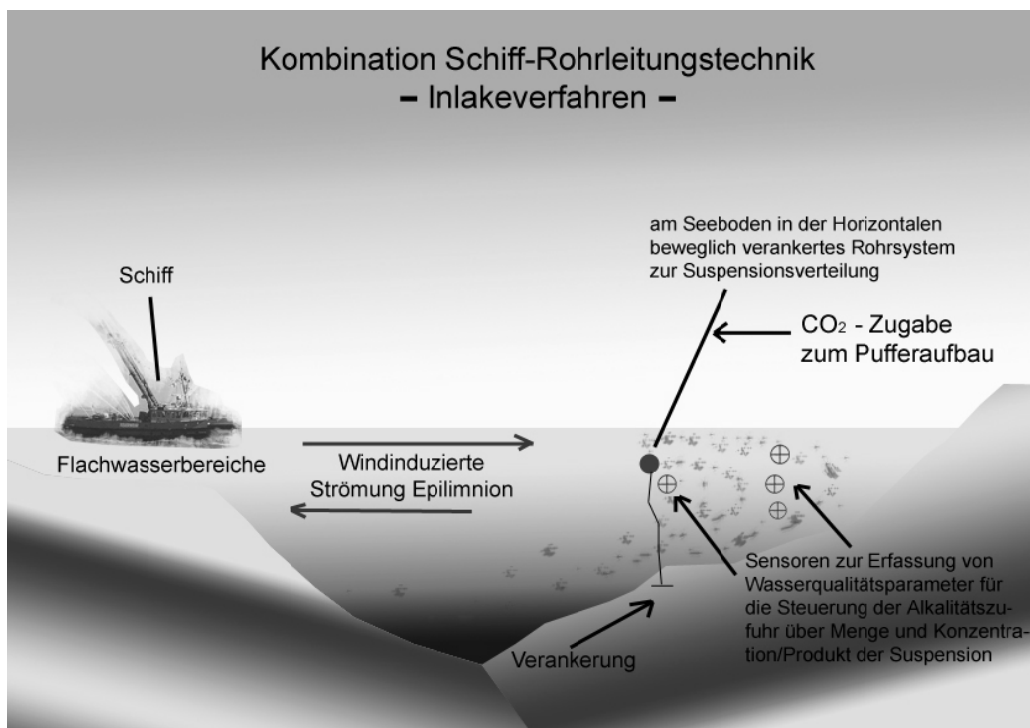


Abb. 9: Ausführungsvarianten Inlakeverfahren.

- Entsprechender Einsatz von Flutungswasser gegen die Wiederversauerung
- Einsatz von Inlake-Rohrleitungstechnik, die auch im Winterbetrieb verfügbar ist und das Einspeisen Alkalität in den Wintermonaten gestattet (Abb. 9).

7 Literatur

- SCHOLZ G.; RABE W. (2005a): Potentiale der Inlake-Verfahrens-Technik bei der Sanierung saurer Tagebauseen. – 3. Fachtagung Gewässergüte LMBV 28.01.2005 Hoyerswerda,
- SCHOLZ G.; RABE W. (2005b): Potentiale der Inlake-Verfahrens-Technik bei der Sanierung saurer Tagebauseen. – 3. Fachtagung Gewässergüte LMBV 28.01.2005 Hoyerswerda,
- DIETRICH B., RABE W., WEHNER O., SCHOLZ G. (2005): Resuspendierung von Kalksedimenten im Tagebausee Koschen mittels Verteilersystem. – 3. Fachtagung Gewässergüte LMBV 28.01.2005 Hoyerswerda
- MERKEL B. (2005): Alkalinitätserhöhung durch Zugabe von CO₂. – 3. Fachtagung Gewässergüte LMBV 28.01.2005 Hoyerswerda
- ETA-AG (2000): Abschlussbericht „Einsatz von Kraftwerksaschen der Lausitz zur Verbesserung der Wassergüte des Tagebaurestsees Burghammer i.A. der LMBV“ März 2000
- HÖPPNER St., RIEGER K., SCHOLZ G. (2006): Wirtschaftliche Bewertung aktiver und passiver Wasseraufbereitungssysteme für saure Bergbaugewässer. – Wissenschaftliche Mitteilungen Band 31 TU Bergakademie Freiberg: S. 105 – 112
- RABE W., UHLMANN W. (2006): Neue Erkenntnisse zur Anwendung von Inlakeverfahren für die Neutralisation von sauren Bergbaufolgeseen. – Wissenschaftliche Mitteilungen Band 31 TU Bergakademie Freiberg: S. 97 -104
- BAHL T., RIEGER K., SCHOLZ G. (2007): Wirtschaftlich effektive Verfahren zur Neutralisation saurer Tagebaurestseen. – Workshop - Management bergbaubedingten Säurepotentials, Institut für Bergbau und Spezialtiefbau TU Bergakademie Freiberg 22./23. Februar 2007
- RESCHETIŁOWSKI, W., SCHÜPPEL, B. (2007): Modellierungsansätze zur Inlakebehandlung von sauren Oberflächengewässer, TU Dresden.
- MERKEL B. (2008): Ist eine Behandlung saurer Bergbaubau-Seen mit Carbonat möglich und wirtschaftlich? – Fachtagung LMBV 18.01.2008 Senftenberg
- KÖNIG W., MERKEL B., RESCHETIŁOWSKI W., SANGEDAL L., SCHOLZ G. (2007): Erfahrungen zur Neutralisation saurer Seen/Gewässer in Schweden und ihre Übertragbarkeit bei der Braunkohlenbergbausanierung. – 4. Wasserkonferenz LMBV 09.11.2007 Großräschen
- LILJA G., ALLERT U., ALLERT H., PUST Ch., RABE W. (2007): Effektive Verfahren zur Neutralisation und Nachsorgebehandlung saurer Tagebaufolgeseen auf der Grundlage mobil einsetzbarer Schiffstechnik. – 4. Fachberatung LMBV 09.11.2007 Großräschen
- SAURE H. (2008): Vergleich der Neutralisationsversuche zwischen schwedischen Seen und Lausitzer Seen. – Fachtagung LMBV 18.01.2008 Senftenberg
- TEUCHERT R. U.A. (2008): Mathematisches Modell zur Bewertung der Ausleitfähigkeit des Speichersystems Burghammer-Lohsa II mit Inlakebehandlung der Seekörper.
- AUTORENKOLLEKTIV (2008), Planungsgrundlagen zur Neutralisation des TFS Burghammer, Internes Dokument der Rheinkalk GmbH, Feb 2008.
- TUBA FREIBERG, BMBF-Förderprojekt CDEAL: Carbon dioxide elimination by using acid mine lakes and calcium oxide suspensions.
- TUBA FREIBERG, ETA AG, COSAGS, Reduzierung von CO₂-Emissionen und die Behandlung von sauren Grubenwässern in Sachsen, Abschlussbericht, April 2008.

Übertragbarkeit schwedischer Erfahrungen bei der Behandlung saurer Tagebaufolgeseen in Deutschland

Christopher Pust¹ & Heiko Saure²

Rheinkalk GmbH, Am Kalkstein 1, 42489 Wülfrath^{1,2}, christopher.pust@rheinkalk.de¹, heiko.saure@rheinkalk.de²

In Norwegen und Schweden wiesen Anfang der 70-iger Jahre ca. 20.000 Seen sowie weite Flussbereiche einen pH-Wert von 3,5 bis < 5,5 auf. Dieser Umstand war mit ökologischen Problemen verbunden, insbesondere mit einem flächendeckenden Fischsterben.

Nach einer Ursachenforschung wurden in den Jahren von 1980 bis 1985 Verfahren und Methoden zur Lösung dieses Problems mit einem Etat von 10 Mio. US \$ entwickelt.

Ab 1980 werden bis heute jährlich ca. 70.000 t Kalkprodukte (teilweise Kalkhydrat und vorzugsweise Kalksteinmehl mit einer Körnung von 0 bis 0,1 mm) mit schwimmenden Dosieranlagen in Seen eingetragen. Allein in Schweden werden heute jährlich ca. 600 Seen im pH-Bereich von 4,5 bis 6,5 zur Sicherung der Nachhaltigkeit mit mobilen schwimmenden Eintragssystemen behandelt. Die Gesamtkosten belaufen sich auf ca. 25 Mio. €/a.

An schwimmender mobiler Technik werden verschiedene Module mit Lager- und Dosiervorrichtungen mit Silokapazitäten von 7 bis 15 t eingesetzt, auf denen eine Suspensionsherstellung integriert ist. Mit Hilfe von Düsen erfolgt eine breitflächige Verteilung auf der Seeoberfläche.

Back in the 70ies more than 20.000 lakes and rivers in Norway and Sweden showed pH value between 3,5 and 5,5, causing ecological problems, especially widespread reduction of fish population.

After investigations of the origin of the problems processes and methods have been developed in the years 1980 till 1985 with a budget of more than 10 Mio. US \$.

Since 1980 till today approximately 60.000t of lime products (mainly limestone powder with a particle size in the range of 0-0,1mm and partially lime hydrate) are applied by mobile floating dosing units, accounting for yearly costs of about 25 Mio. €/a. Today in Sweden approximately 600 lakes are treated with mobile floating dosing units to maintain values between pH 4,5 and 6,5.

Those floating mobile dosing units (ships) are different modules with storage capacities between 7 and 15 t, spreading it as a suspension via nozzles onto the lake.

1 Das Problem versauerter Seen in Schweden

Vor etwas über 41 Jahren, Ende Mai 1967, rief Ulf Lundin, Fischereibeauftragter in Uddevalla, Westscheden, Svante Odén, Professor für Bodenkunde an der Schwedischen Universität für Landwirtschaft, an. Für Lachs und Forelle bekannte Gewässer waren plötzlich tot. Lundin nahm Wasserproben und stellte fest, dass der pH Wert der Gewässer bei 4 lag. Warum? Lag es an den in Göteborg verbrannten Schwerölmengen?

Odén war zuvor Leiter des Bereichs für Atmosphärische Chemie in der meteorologischen Ab-

teilung. Hier war er unter anderem Teil des Netzwerkes EACN, das sich seit den 50iger Jahren mit Niederschlagschemie beschäftigt. Schlagartig wurde klar, dass die vor allem über Westscheden abregnenden Schwefelmengen, die zur Versauerung der Gewässer und für den Rückgang der Fischbestände verantwortlich waren, vor allem durch die vorherrschenden Westwinde aus Westeuropa herangetragen wurden. Fischbestände und vor allem die für schwedische Papierindustrie wichtige Forstwirtschaft waren existentiell bedroht (SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1991).

Es hat noch über 20 Jahre gedauert, bis das Problem auch politisch außerhalb Schwedens aner-

kannt wurde und man von der Technologie der hohen Schornsteine zur Schwefelabscheidung zu effektiven Rauchgasreinigungsanlagen übergang. Dass Versauerung immer noch eine generelle Bedrohung für unsere Böden ist, wird heute u. a. im zweiten Entwurf des europäischen Bodenschutzgesetzes beschrieben (COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION, 2006).

2 Maßnahmen: Technologien und Reagenzien

Nach ersten privaten Maßnahmen in den 70er Jahren beschäftigten sich Wissenschaftler insb. zu Beginn der 80er Jahre intensiv mit der Wiederherstellung und dem Schutz versauerter Gewässer. In Anbetracht der Vielzahl der Gewässer brauchte man Verfahren, die gleichermaßen wirksam wie kosteneffizient sind.

Heute werden zu etwa gleichen Teilen folgende Verfahren eingesetzt:

- Kalkung der Seen
- Kalkung der Zuläufe
- Kalkung der umgebenden Einzugsgebiete

Zur Vereinfachung der Auswahl des geeigneten Verfahrens hat die schwedische Umweltschutzbehörde eine Entscheidungsstrategie entwickelt, die als erste Lösung immer die Kalkung der betroffenen oder im Wasserlauf vorgeschalteten Seen vorsieht (Abb. 2).

2.1.1 Kalkung der Seen

Die direkteste Maßnahme ist die direkte Kalkung der Seen. Hierzu werden entweder mobile Schiffstechnik oder Hubschrauber eingesetzt.

Der Einsatz eines Schiffes ist die kostengünstigste Variante, da mit verhältnismäßig geringem Aufwand große Mengen aufgenommen und verteilt werden können. Dies setzt natürlich die Zugänglichkeit des Sees hierfür voraus.

Eine besondere Maßnahme ist die Verteilung der Reagenzien auf zugefrorenen Seen mit Traktor und Streuer, dies ist aber auch sicherlich die Variante mit dem höchsten Risiko.

Vorwiegend in unzugänglichen Regionen werden Hubschrauber eingesetzt, allerdings kann hiermit keine Kalkung in der Vogelbrutzeit vorgenommen werden.

Generell hängen die Kosten für die jeweilige Maßnahme natürlich stark von der eingesetzten Technologie, von den eingesetzten Reagenzien und von der Zugänglichkeit ab.

Im Vergleich der drei Varianten ist die Kalkung mit Schiffen in der Regel die kostengünstigste Methode. Muss der Hubschrauber eingesetzt werden, steigen die Kosten erheblich.

2.1.2 Kalkung der Zuläufe

Falls eine Kalkung der Seen alleine nicht ausreicht, werden auch die Zuläufe eines Sees behandelt. Dies erfordert die Aufstellung von Kalkbevorratungs- und Dosiervorrichtungen. Die

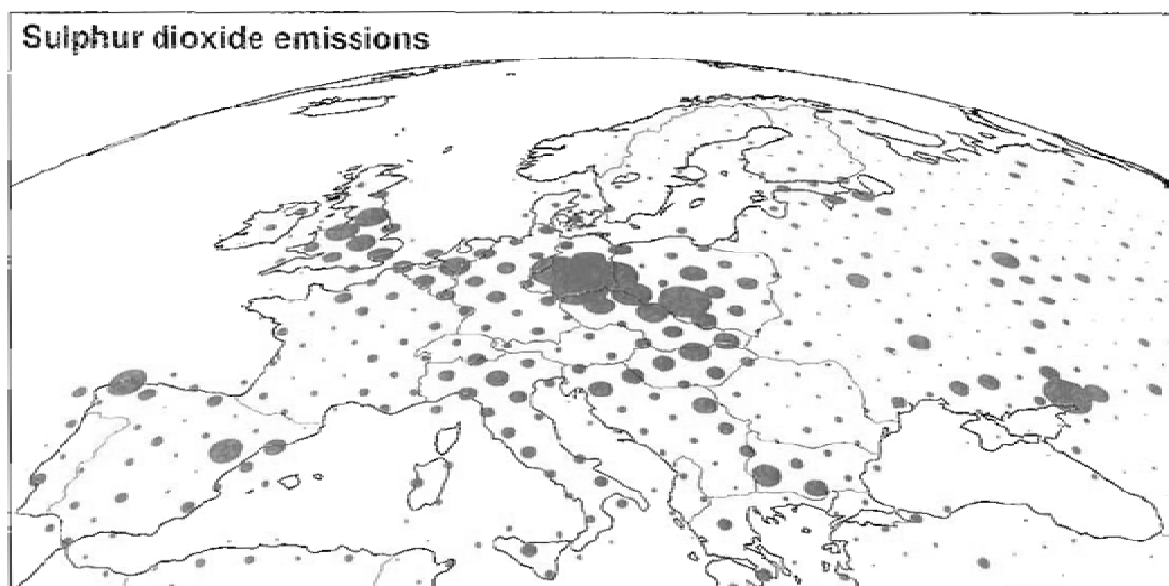


Abb. 1: Schwefelemissionen 1985 in Zentral- und Westeuropa (SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1991)

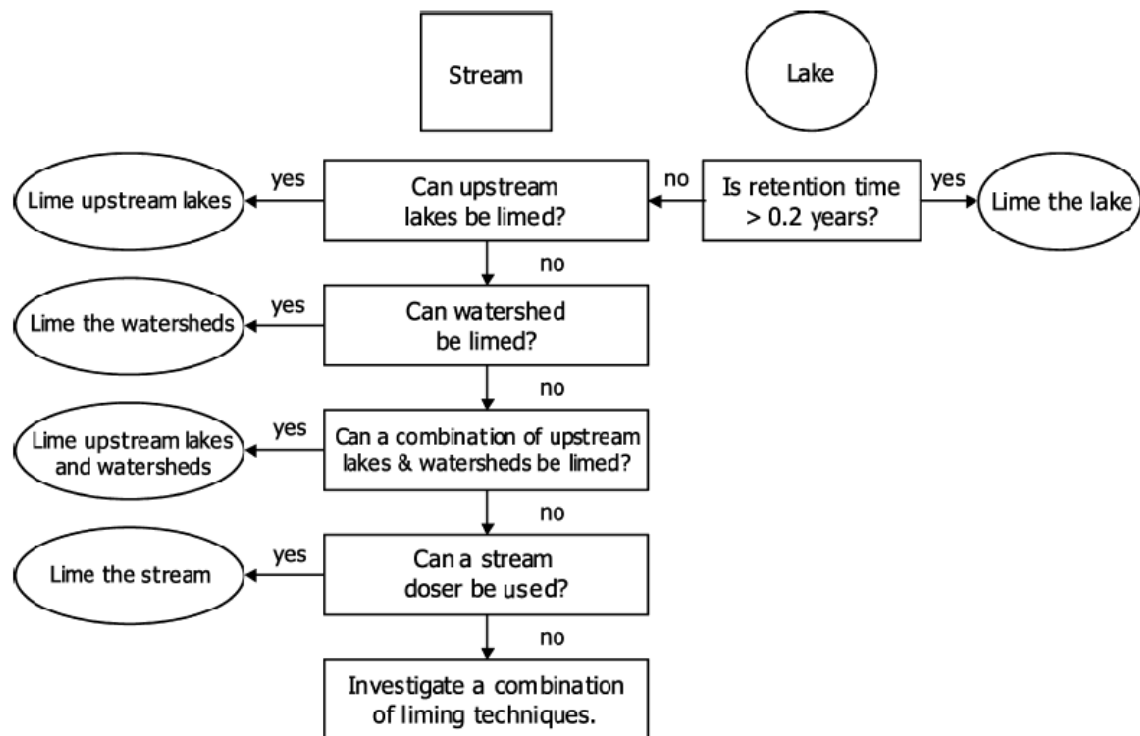


Abb. 2: Von der schwedischen Umweltschutzbehörde entwickelte Entscheidungsstrategie zur Bestimmung der geeigneten Kalkungsmethode.

Energieversorgung für diese Anlagen in der weitläufigen schwedischen Natur wird vielfach von Solarpanels übernommen. Die erforderlichen Investitionen für jeden einzelnen Standort führen zu höheren Kosten im Vergleich zur Kalkung mit der Schiffstechnik.

2.1.3 Kalkung der Einzugsgebiete

Für eine erfolgreiche Kalkung des Wassereinzugsgebietes ist eine detaillierte Kenntnis der betroffenen Böden und hydrogeologischen Gegebenheiten erforderlich. In den oftmals sumpfigen Gebieten kommt vorzugsweise der Helikopter zum Einsatz, damit wird diese Variante auch zu der teuersten der drei genannten.

2.2 Die verwendeten Reagenzien

Für die Neutralisation der Seen wurden unterschiedlichste Reagenzien wie Brandkalk, Kalkhydrat, Olivin, Kalksteinmehl sowie Dolomitmehl in unterschiedlichen Korngrößenverteilungen ausprobiert. Heutzutage werden über 90% der Projekte zur Kalkung mit Kalk- und Dolomitmehl ausgeführt, in Schweden nahezu ausschließlich mit Kalksteinmehl. Es ist einfach in der Handhabung, nahezu überall verfügbar und kostengünstig. Darüber hinaus sind die Risi-

ken für die Umwelt im Falle einer erheblichen Überdosierung äußerst gering.

Die Auflösungsdaten in Schwefelsäure (zu Abb. 3):

1. Gelöschter Kalk
2. Calcit
3. K-Slag-(Tricalciumsilikat-Zerfallsschlacke)
4. Dolomit
5. Olivin
6. K-Feldspat

Die Reaktionsrate von kalk- und dolomitstämmigen Produkten (Kurven 2 und 4 in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) geht bei pH-Werten von kleiner pH 2 deutlich zurück. Dies ist wahrscheinlich auf eine Ausfällung von Sulfat auf der Kalkoberfläche zurückzuführen, die die weitere Auflösung hemmt (SVERDRUP 1985). Deutlich wird insbesondere die allen anderen Mineralien überlegene Auflösungsgeschwindigkeit von gelöschtem Kalk sowie die geringere Auflösungsrate von Dolomit im Vergleich zu Calcit.

Dolomit schied damals aufgrund der eher geringen Auflösungsrate aus; auf gelöschten Kalk

wurde trotz der überlegenen Reaktivität aufgrund der Möglichkeit lokal erhöhter pH-Werte und dem damit verbundenen Risikos für den Fischbestand verzichtet. Von den anderen Reagenzien wurde vor allem wegen ihrer geringen Wirksubstanz abgesehen.

In Großversuchen vor über 30 Jahren bestätigte Sverdrup seine zunächst mit Laborversuchen bestätigten theoretischen Überlegungen im Großversuch. Hierbei findet er u. a. heraus, dass trocken eingebrachte feinteilige Reagenzien weit hinter den Erwartungen hinsichtlich Auflösungsgeschwindigkeit und Effizienz zurückbleiben. Die wird durch eine bei der Benetzung stattfindende Agglomeration der eigentlich vorteilhaften feinen Partikel erklärt. Eine vorhergehende Dispergierung vor dem Einbringen in den See führt zu den erwünschten Ergebnissen.

Die verwendeten Reagenzien sollten darüber hinaus über eine möglichst hohe Reinheit verfügen, um eine ausreichende Neutralisationskapazität zu gewährleisten und den Eintrag an Begleitelementen gering zu halten; der Dolomitgehalt sollte aufgrund der Beeinträchtigung der Auflösungsgeschwindigkeit einen $\text{Mg}(\text{CO}_3)_2$ – Gehalt 5 w% nicht überschreiten (SVERDRUP, 1985; OLEM, 1991; DICKSON & BRODIN, 1995; BROCKSEN *et al.*, 1992).

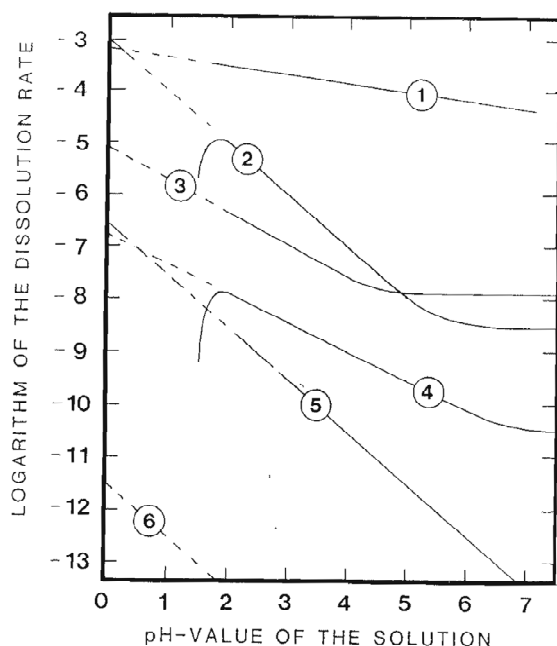


Abb. 3: Auflösungsrate für verschiedene Mineralien (SVERDRUP, 1985)

2.3 Bestimmung der Dosiermenge

Für die Bestimmung der erforderlichen Menge an Reagenz werden verschiedene Modelle genutzt, je nachdem ob die Dosierung in einen See, in den Zulauf oder das Einzugsgebiet erfolgt. Folgende Parameter werden hierzu herangezogen (SVERDRUP *et al.*, 1984; BROCKSEN *et al.*, 1992; DONELLY *et al.*, 2003):

- Lage / Ort der Maßnahme
- Art des verwendeten Reagenz
- Auflösungsgeschwindigkeit des verwendeten Reagenz
- Wassertemperatur
- Durchfluss (Strom)
- Seevolumen
- Mittlere Verweilzeit des Wassers im See
- Acidität des Gewässers
- Acidität der in Kontakt stehenden Sedimente
- Anteil an organischer Masse im See
- Säureeintrag von weiteren Zuflüssen
- Säureeintrag aus der Atmosphäre
- Pufferkapazität der Böden

2.4 Technologien

Da die Kalkung der Seen in der Regel maximal einmal pro Jahr erfolgt, ist die Anschaffung der teuren Ausbringungstechnologie für eine Gemeinde oder ein Bundesland nicht wirtschaftlich.

Diese Dienstleistungen werden spezialisierten Unternehmen überlassen, die durch einen größeren Aktionsradius eine hohe Auslastung der mobilen Geräte (Schiffe, Helikopter) erzielen und zusammen mit einer optimalen logistischen Lösung für den jeweiligen Anwendungsfall die kostengünstigste Alternative darstellen.

Heute werden ca. 200.000t an feinem Kalksteinschlacke zur Neutralisation der schwedischen Gewässer eingesetzt, davon entfallen rund 70.000 t auf die mobile Schiffstechnik.

2.4.1 Kalkung mit mobiler Schiffstechnik

Wie schon oben beschrieben gehört die Kalkung mit Schiffen zu den kostengünstigsten Varianten und ist sicherlich auch für die Tagebaufolgeseen eine geeignete Technologie, da sie im Vergleich zu den schwedischen Seen als leichter zugänglich sind. Darüber hinaus ist sie die einzige zur



Abb. 4: Mobile Schiffstechnik - Vom Transport zum Einsatz in kürzester Zeit.

Verfügung stehende Technologie, die sich neben den GWRA im Großmaßstab bewährt hat.

Für die Behandlung der vielen, nicht immer einfach zugänglichen Seen in Schweden wurde die mobile Schiffstechnik perfektioniert: Das Schiff kann über herkömmliche Straßen transportiert werden und ist in kürzester Zeit entladen und gewässert. Nach Beladung mit dem Reagenz kann es unmittelbar mit der Kalkung des Sees beginnen (Abb. 4).

Ein auf dem Schiff befindlicher Vorratsbehälter kann ca. 10t an Kalksteinmehl aufnehmen, das in Form einer Suspension in gewünschter Konzentration durch Düsen großflächig verteilt wird. Unter günstigen logistischen Voraussetzungen können mit diesem Schiffstyp Ausbringungsleistungen von mehr als 200 t pro Tag erreicht werden, durch Einsatz mehrere Boote kann die Leistung weiter gesteigert werden.

Die behandelte Seeoberfläche wird durch Aufzeichnung eines GPS-Signals genau dokumentiert. Auch die besondere Behandlung von Uferbereichen wird hier vermerkt (Abb. 5).

2.4.2 Kalkung mit dem Helikopter

Die Kalkung mit dem Helikopter zählt wegen der hohen Kosten des eingesetzten Gerätes zu den teuersten Maßnahmen. Dafür wird eine gute Verteilung im unwegsamen Gelände erzielt; auch für die Forstkalkung in Deutschland werden bekanntermaßen vorzugsweise Helikopter eingesetzt.

2.4.3 Kalkung mit Dosieranlagen

Fest installierte Dosieranlagen werden ausschließlich an fließenden Gewässern installiert. Entweder es wird das Reagenz unmittelbar in das Gewässer dosiert, oder es wird dem Gewässer zunächst ein Teilstrom entnommen, dem das Reagenz zugegeben wird. Der Teilstrom wird dann in das Gewässer zurückgeleitet.

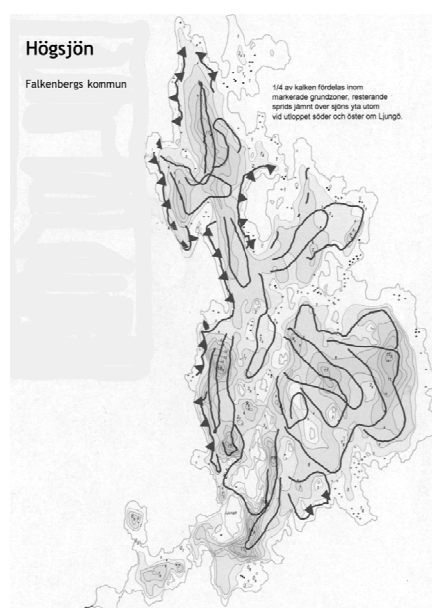


Abb. 5: Aufzeichnung der behandelten Seeoberfläche mittels GPS-Signals.



Abb. 6: Kalkung mit Helikopter.



Abb. 7: Dosieranlage an einem Fließgewässer mit Solarpanel.

3 Vergleich mit sauren Tagebauseen und Gemeinsamkeiten

Tagebaufolgeseen und schwedische Binnengewässer haben hinsichtlich Ihrer Genese nicht viel gemein. Auch die Ursache der Versauerung scheint auf den ersten Blick unterschiedlich zu sein: In Schweden wird sie durch sauren Regen verursacht, im Bereich der Lausitz durch saure Kippengrundwässer. Und dennoch gibt es Gemeinsamkeiten: Die hauptsächlich auf Schwefel

zurückzuführende Versauerung und auch der Wille, diese zugunsten einer verbesserten Umwelt zu korrigieren. Und noch einen gemeinsamen Faktor gibt es: Die Größe der Wasserflächen verlangt professionelle Verfahren – mit dem Kalken eines kleinen Fischteiches sind diese Aufgaben nicht zu vergleichen.

Auch im Bereich der Tagebaufolgeseen lautet die Aufgabe geeignete alkalische Reagenzien zu angemessenen Kosten und in einem begrenzten Zeitrahmen wirkungsvoll im See zu verteilen. Standortbezogene Investitionen kommen aus Zeit- und Kostengründen nicht in Frage, nach erfolgter Maßnahme soll die Natur- bzw. das Erholungsgebiet ohne verbleibende Bauten hinterlassen werden.

Bei dieser Anzahl an gemeinsamen Rahmenbedingungen ist es sicherlich statthaft, auf in Schweden mittlerweile über Jahrzehnte bewährte Technologien und Erfahrungen zurückzugreifen und aufzubauen.

Die Schiffstechnik ist aufgrund der vorteilhaften Kosten und Ihrer hohen Kapazität sicherlich zu bevorzugen; hinsichtlich der Reagenzien ist Kalksteinmehl wohl auch im Falle der Tagebaufolgeseen das Mittel der Wahl. Da es hier keine Fischbestände gibt, ist sicherlich auch gelöschter Kalk, d. h. Kalkhydrat, in Betracht zu ziehen – insbesondere bei pH-Werten größer 4-5, bei denen die Auflösungsrate von Calcit auf ein geringes Maß fällt.

Die Unterschiede in der Wasserchemie, den Sedimenten und der Art der Säurezufuhr erfordern jedoch eine Überprüfung und Anpassung der in Schweden entwickelten Modelle zu den Reagenzien und der Abschätzung der erforderlichen Dosiermengen. Hierauf wird im Vortrag von Prof. Merkel, Prof. Reschetelowski und Herrn Schüppel näher eingegangen.

4 Literatur

- BROCKSEN, R. W., MARCUS, M.D., OLEM, H. (1992): Practical guide to managing acidic surface waters and their fisheries. Michigan, USA. Lewis Publishers Inc.
- COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION: Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending directive 2004/35/EC, 2006/0086 (COD)
- OLEM, H. (1991): Liming acidic surface waters, Michigan, USA. Lewis Publishers.

- DICKSON, W. & BRODIN, Y.-W. (1995): Strategies and methods for freshwater liming. In L. Henrikson and Y.-W. Brodin (eds), Liming of acidified surface waters, A Swedish synthesis, 81-124. Solna, Schweden. Springer-Verlag.
- DONELLY, A., JENNINGS, E., ALLOTT, N. (2003): A review of liming options for afforested catchments in Ireland, Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy, Vol. 103B, No. 2, 91-105.
- SVERDRUP, H., ROLV, R., BJERLE, I. (1984): A simple model for the reacidification of Limed Lakes, Taking the simultaneous deactivation and dissolution of calcite in the Sediments into Account, Chemica Scripta, Vol. 24, 53-66.
- SVERDRUP, H.-U. (1985): Calcite Dissolution Kinetics and Lake Neutralisation, Doktorat Thesis, Department of Chemical Engineering, Lund Institute of Technology.
- SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1988): Liming of lakes and watercourses. Official Guidelines. Swedish Environmental Protection Agency.
- SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1991): Acidification and liming of swedish freshwaters, Schmidts Boktryckeri AB, Helsingborg, ISBN 91-620-1109-X.



Prognosewerkzeuge zur Beurteilung der Effizienz von Inlaketechniken für die Neutralisation und Nachsorge saurer Tagebaufolgeseen

Broder Merkel & Mandy Schipek

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, Gustav- Zeuner-Str. 12, 09599 Freiberg

Acid mine drainage (AMD) aus der Pyritverwitterung führt in vielen Restseen des Lausitzer Braunkohlereviere unter anderem zu so niedrigen pH-Werten, dass eine Behandlung des Seewassers notwendig ist. Mit Hilfe von Säulenversuchen und geochemischer Modellierung wurde an einem See (Burghammer) exemplarisch untersucht, inwieweit Methoden und Erfahrungen aus der Seenkalkung in Skandinavien bzw. anderen Bergbaurestseen übertragbar sind. Sowohl die Säulenversuche als auch die Modellrechnungen zeigten, dass dies möglich ist. Es müssen 300 g Kalk pro m³ Seewasser eingesetzt werden um den pH 7.2 im Kalkkohlsäuregleichgewicht zu erhalten. Bis zum pH von 5 wurde eine Effektivität von 75% erreicht. Für den realen Fall einer Seekalkung wird die Effektivität auf Grund der tatsächlichen Seetiefe im Vergleich zu den 2m Säulen besser eingeschätzt. Insgesamt kann geschlossen werden, dass auch Tagebaurestseen erfolgreich gekalkt werden können. Es empfiehlt sich eine stufenweise Kalkung bis pH 5 und eine Restbehandlung mit CaO auf pH 7.2 bis 7.6. Eine Nachbehandlung in Abständen von ca. 2 Jahren wird notwendig sein, wenn Acidität über Grund- und Kippenwasser nachgeliefert wird.

Acid mine drainage from sulfide oxidation causes such low pH in some open pit lakes in the lignite mining area of the Lausitz, Germany, that lake water treatment is absolutely needed. The applicability of experiences and techniques from lake mining in Scandinavia and some open pit lake liming projects worldwide were investigated by means of large scale column experiments and geochemical modeling using water from Lake Burghammer as an example. Both column experiments and modeling proved that this is possible. 300 g carbonate per m³ of lake water is needed to reach the carbonate-carbondioxide-equilibrium at pH 7.2. For the neutralization up to pH 5 an efficiency of 75% was obtained. However, in the case of lake liming the efficiency is likely to be better due to the actual depth of the lake in comparison to 2 m columns used in the experiments. The overall conclusion is that lake liming is a suitable option as well for acid open pit lakes. A step by step application of carbonate is recommended in order to reach pH 5 and then switching to CaO to obtain the final pH of 7.2 to 7.6. In case that acidity is provided to the lake by ground- and heap water an additional treatment will be obligatory more or less every two years.

1 Einleitung

1.1 Acid mine drainage (AMD)

Acid Mine Drainage ist in vielen Bergbaugebieten das zentrale Umweltthema. Niedrige pH-Werte, hohe Sulfatgehalte und Eisenhydroxidausfällungen sind die primären Folgen aus der Sulfidverwitterung. Durch die niedrigen pH-Werte werden vielfach aber weitere zum Teil problematische Elemente aus dem Gestein gelöst. Oft sind Wässer aus dem Bergbau auch nur gering gepuffert, verfügen also über eine geringe Alkalinität [ALK]. Da die Sulfidverwitterung letztlich auf die Bildung von Schwefelsäure hinausläuft, ist der pH-Wert, der sich bei der Zugabe einer bestimmten Menge an Schwefelsäure in einem Wasser einstellt, auch eine Frage der

Alkalinität des Wassers. Die Alkalinität eines natürlichen Wassers ergibt sich aus dem anorganischen Kohlenstoff und der Protonenbilanz:

$$[\text{ALK}] = [\text{HCO}_3^-] + 2 [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

In vom Bergbau beeinflusste Wässer muss die Gleichung jedoch erweitert werden zu:

$$[\text{ALK}] = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] + [\text{B}(\text{OH})_4^-] - [\text{H}^+] - [\text{NH}_4^+] - [\text{HSO}_4^-] - 2[\text{Mn}^{2+}] - 2[\text{Fe}^{2+}] - 2[\text{Cu}^{2+}] - 3[\text{Al}^{3+}]$$

1.2 Saure Tagebaufolgeseen

Im Gegensatz zum tiefen Bergbau für den Land-senkungsprobleme die Regel sind, drückt sich das Massendefizit im Tagebau in Form von Tagebaufolgeseen aus. Ein intensiver Braunkohlen-

tagebau hinterlässt somit am Ende eine Seenlandschaft, die durchaus als positive Landschaftsveränderung interpretiert werden kann. Weist das Wasser in den Seen jedoch pH-Werte unter 6 auf, wird sich kein Fischbestand einstellen und bei noch niedrigeren pH-Werten (pH 4, pH 3) wird auch eine Nutzung der Seen für Freizeitaktivitäten nicht möglich sein. Hinzu kommt, dass ein Tagebaufolgesee kein in sich isoliertes Gebilde ist, sondern über Grundwasserströme und/oder oberirdische Verbindungen mit anderen Gewässern kommuniziert. Somit ist die nachhaltige Herstellung einer guten Wasserbeschaffenheit in den Tagebaurestseen eine extrem wichtige Aufgabe der Bergbausanierung. Die Nachhaltigkeit ist problematisch, weil durch die lang anhaltende Grundwasserabsenkung und den damit verbundenen Sauerstoffeintrag während des aktiven Tagebaus sowohl im Anstehenden als insbesondere in den Kippenbereichen die Sulfidverwitterung stattgefunden hat. Es wird somit über eine schwer abzuschätzende Zeit zu einer Nachlieferung von Säure aus diesen Bereichen kommen. Es muss somit angenommen werden, dass Sanierungsmassnahmen über einen erheblichen Zeitraum (Jahrzehnte) notwendig sein werden, bis sich das Gesamtsystem durch Selbstreinigungs- und Selbstheilungsprozesse stabilisiert hat.

1.3 Saure Seen in Skandinavien

Die Problematik der sauren Seen in Skandinavien besteht darin, dass einerseits der skandinavische Schild überwiegend aus Graniten aufgebaut ist und Carbonate nur sehr vereinzelt auftreten. Damit ist in den skandinavischen ober- und unterirdischen Gewässern die Mineralisation sehr gering und nur eine geringe Pufferkapazität (Alkalinität) vorhanden. Andererseits erfahren die skandinavischen Länder mit Beginn der industriellen Revolution einen Export von luftgetragenen Schadstoffen, insbesondere auch SO_2 und NO_x aus Großbritannien und angrenzenden Industrienationen. Dies verursachte eine Absenkung der pH-Werte auf einen Bereich von ca. 4.5 bis 5.5. Mehrere Jahrzehnte Erfahrungen mit der Kalkung von Seen haben auch zur Entwicklung von Modellen zur Beschreibung der Auswirkungen auf Wasserchemie und das Ökosystem geführt (HAKANSON, 2003). Allerdings sind alle skandinavischen Seen ebenso wie Seen und damit auch Tagebaurestseen in Mitteleuropa dimiktische Seen, d.h. sie werden auf Grund der klimatischen Bedingungen sowohl im Frühjahr wie auch im Herbst einmal vollständig durchmischt.

Damit ist es in erster Näherung unerheblich, ob die Säurefracht wie bei den Skandinavischen Seen über den Niederschlag oder bei einem Tagebaurestsee über das Grund- bzw. Kippenwasser eingetragen wird. Die Dimiktik macht auch die Modellierung vergleichsweise einfach, weil eben alle 6 Monate mit einer völligen Durchmischung von Epilimnion und Hypolimnion gerechnet werden kann.

1.4 Sanierung saurer Gewässer

Hinsichtlich der Sanierung saurer Gewässer wurden wissenschaftliche Untersuchungen und Erfahrungen in großem Maße in den skandinavischen Ländern gemacht. Seit über 30 Jahren wird dort Kalk zur direkten Seesanieung eingesetzt, wobei das Ausbringen durch Kalkung von Einzugsgebieten, Aufbringen auf Eisflächen im Winter, bzw. per Boot oder per Hubschrauber erfolgt (HENRIKSON, *et al.*, 1995; SVERDRUP, 1983). Der Schlüssel für eine erfolgreiche Ausbringung per Boot oder Hubschrauber liegt in der richtigen Kornverteilung des Kalks (0-0.2 mm), denn wenn die Körner zu groß sind, sinkt das Carbonat schnell ab und versinkt im Sediment, wo es zusätzlich an der Oberfläche passiviert wird und somit seine neutralisierende Wirkung nicht entfalten kann (P. Nyberg, *et al.* 1988). Positive Effekte wurden nicht nur hinsichtlich der Wasserchemie sondern auch für das gesamte Ökosystem konstatiert (DRISCOLL *et al.*, 1996; GUHRÉN *et al.*, 2007; IIVONE, *et al.*, 1995). Es existieren aber durchaus auch Überlegungen und Erfahrungen mit der Sanierung von Bergbaurestseen durch Kalkung, z.B. aus den USA (CASTRO *et al.*, 2000; DOWLING *et al.*, 2004), Finnland (AHTIAINEN *et al.*, 1983). Für saure Seen in Deutschland ist trotz erheblicher Forschungsaktivitäten bislang relativ wenig zu diesem Thema in der internationalen Literatur verfügbar (BOZAU *et al.*, 2007; HEMM *et al.*, 2002; KOSCHORRECK *et al.*, 2007).

2 Prognosewerkzeuge

2.1 Laboruntersuchungen

Eine der wichtigsten Laborversuche ist die genaue Untersuchung der chemischen Zusammensetzung des jeweiligen Wassers, denn nur mit einer guten quantitativen Analyse aller Wasserinhaltsstoffe kann eine Aussage im Sinne einer Prognose für eine Sanierungsmethode getroffen werden. Insbesondere müssen auch anorganische und organische Spurenbestandteile analysiert

werden, da sie einen großen Einfluss auf das Ökosystem See haben können (z.B. der Quecksilbergehalt für den Fischbestand eines Sees). Ferner gehören dazu einfache Batch-Versuche, um Sanierungsmethoden hinsichtlich ihrer Wirkung auf ein bestimmtes Wasser zu untersuchen.

2.2 Technikumsversuche

Da Batch-Versuche nicht ohne weiteres auf natürliche Systeme übertragen werden können, ist es erforderlich Technikumsversuche für eine geplante Sanierungsvariante zu implementieren. Für die Untersuchung wie sich feinkörniger Kalk und Kalkprodukte in einem See verhalten wurden 2 m hohe Säulen aus Plexiglas aufgebaut und mit einem Originalwasser (Restsee Burghammer, Lausitz) gefüllt. Am Boden der Säulen wurde Seesediment aus dem See Burghammer als 10 cm hohe Schicht eingebaut. Die Zugabe der Kalkprodukte erfolgte bezogen auf die Oberfläche bzw. das zu behandelnde Wasservolumen. Da die Restseen in der Lausitz mittlere Wassertiefen von ca. 20 m aufweisen, ist dieses Design hinsichtlich der zu erwartenden Ergebnisse extrem konservativ, da im realen See eine ca. 10-mal längere Absinkstrecke für die partikuläre Carbonatfracht zur Verfügung stehen würde. Im Folgenden werden nur die Ergebnisse der Säule mit der Applikation von Carbonat besprochen.

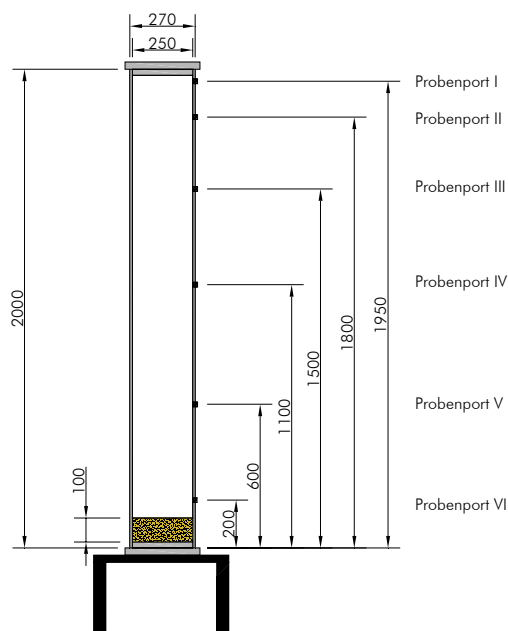


Abb. 1: Schemazeichnung der Plexiglassäulen mit 6 Probenahmemöglichkeiten (Septen) in unterschiedlichen Tiefen.

Die Aufgabe des Kalkes erfolgte analog zur Aufgabe des Kalkes von einem Boot aus; dazu wurde das Originalprodukt der Fa. Rhein-Kalk mit jeweils 3 g / 300 cm³ in Originalseewassers gelöst, eine Minute geschüttelt und dann mittels einer Prallplatte auf die Wasseroberfläche der Säulen aufgegeben. Durch die Verwendung einer Prallplatte wurde eine dynamische Mischung durch das Hineingießen des Wassers weitgehend vermieden. Die Reaktionszeit von ca. 1 Minute entspricht der Reaktionszeit, die auf schwedischen Ausbringungsbooten zur Verfügung steht, wenn Seewasser angesaugt, mit dem trockenen Kalk in einem Mischer verwirbelt und dann über Schläuche auf den See gespritzt wird. Nach dem Eingeben des Kalks bzw. der Kalkprodukte konnte die Ausbreitung einer Wolke nach unten beobachtet werden; ebenso das relativ schnelle Absinken einiger weniger grober Partikel bis an den Grund der Säule in 1.90 m Tiefe.

Die Beprobung des Wasserkörpers wurde über die installierten Septen durchgeführt. Mit Hilfe von 20 mL-Spritzen (Omnifix Luer Solo 20 mL, Fa. Braun) und Kanülen (Miraject 17x42, Fa. Hager Werke) wurden Proben zur pH-Wert-Messung und zur Messung der elektrischen Leitfähigkeit gewonnen. Das Probenvolumen betrug je Probe 1,5 mL; der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit wurden täglich bestimmt. Probenahmen für die Bestimmung von Hauptanionen und -kationen wurden zu ausgewählten Zeitpunkten durchgeführt.

2.3 Modellierung

Alle Berechnungen wurden auf Basis der thermodynamischen Datenbank LLNL (Lawrence Livermore National Laboratory, California) und dem Programm PHRREQC durchgeführt. Mittels der Option EQUILIBRIUM_PHASES kann in PHRREQC direkt berechnet werden, welche Menge an Carbonat benötigt wird, um ein vorgegebenes Wasser ins Kalkkohlgleichgewicht zu bringen und man erhält die Zusatzinformation welcher pH-Wert sich einstellen wird. Die Zugabe definierten Mengen an Carbonat oder Kalkprodukten wie z.B. CaO erfolgt in PHRREQC mittels der Option REACTIONS. Das Programm geht dann von einer 100% Umsetzung der Substanz mit dem vorgegeben Wasser aus und berechnet unter anderem den sich daraus ergebenden pH-Wert. Diese Zugabe kann in beliebig definierbaren Schritten erfolgen, man kann somit quasi eine Titration des Wassers mit z.B. Carbonat durchführen und die Entwicklung des pH-Wertes als Folge plotten. Für eine realistische

Modellierung ist es erforderlich sich an Hand der Ausgabedaten zu informieren, welche Mineralphasen durch die Reaktion möglicherweise in Übersättigung kommen. Für Mineralphasen die im Falle der Übersättigung dazu tendieren relativ spontan unter normalen Druck- und Temperaturbedingungen tatsächlich auszufallen, muss dies mittels der Option EQUILIBRIUM_PHASES

auch im Modell erfolgen. Eine dritte Option, die für die im Rahmen dieser Arbeiten durchgeführten Modellrechnungen verwendet wurde, ist MIX. Damit können verschiedene Wässer in beliebigen Anteilen gemischt werden. Hiermit wurde modelliert, wie sich der pH-Wert und die Wasserchemie im Burghammersee ändern, wenn nach einer Neutralisierung wieder saures Grund- und

```

DATABASE LLNL.dat
Title Kinetics of calcite solution
KNOBS; -iterations 5000; -pe_step_size 0.1 -step_size 0.1
Solution 1; pH 2.89; temp 3.4; pe 12.86; units ppm; Li 0.05; Na 53.9; K 9.11; Ca 340.7 charge; Mg 47.65; Fe(+2) 2.22;
Fe(+3) 20.9 Mn(2) 6.55; N(-3) 0.19 as NH4; N(+5) 1.40 as NO3; N(+3) 0.044 as NO2; P 0.25; F 1.34; Cl 81.3;
S(+6) 1251 as SO4; C 1.70 as C; Al 3.7
KINETICS 1; Calcite; -tol 1e-8; -m0 3.e-3; -m 3.e-3; -parms 50 0.6; -steps 7200 in 50 steps
-step_divide 10000
RATES; Calcite; -start; # Busenberg & Plummer 1982
10 si_cc = si("Calcite")
20 if (m <= 0 and si_cc < 0) then goto 200
30 k1 = 10^(0.198 - 444.0 / (273.16 + tc) )
40 k2 = 10^(2.84 - 2177.0 / (273.16 + tc) )
50 if tc <= 25 then k3 = 10^(-5.86 - 317.0 / (273.16 + tc) )
60 if tc > 25 then k3 = 10^(-1.1 - 1737.0 / (273.16 + tc) )
70 t = 1
80 if m0 > 0 then t = m/m0
90 if t = 0 then t = 1
100 moles = parm(1) * 0.1 * (t)^parm(2)
110 moles = moles * (k1 * act("H+") + k2 * act("CO2") + k3 * act("H2O"))
120 moles = moles * (1 - 10^(2/3*si_cc))
130 moles = moles * time
140 if (moles > m) then moles = m
150 if (moles >= 0) then goto 200
160 temp = tot("Ca")
170 mc = tot("C(4)")
180 if mc < temp then temp = mc
190 if -moles > temp then moles = -temp
200 save moles
-end

SELECTED_OUTPUT; -file burghammer.csv; pH
EQUILIBRIUM_PHASES; Fe(OH)3(a) 0 0; Boehmite 0 0; Fluorite 0 0; Gypsum 0 0; MnHPO4 0 0; Jarosite(ss) 0 0;
FCO3Apatite 0 0; Birnessite 0 0; Rhodochrosite(d) 0 0; Rhodochrosite 0 0; Strengite 0 0; CO2(g) -3.5 ;
O2(g) -0.7
Save solution 2; end

```

Abb. 2: Codierung der Aufgabenstellung „Kinetik der Carbonatlösung nach BUSENBERG & PLUMMER“ innerhalb von PHREEQC.

Kippenwasser zuströmt. Auf eine hydrodynamische Modellierung der Strömung im Seekörper sowie die Ausbildung einer Sprungschicht im Sommer wurde verzichtet, weil von einer vollständigen Durchmischung des Sees zweimal im Jahr ausgegangen werden kann.

Der geochemische Programmcode PHREEQC bietet neben der chemischen Thermodynamik auch die Möglichkeit, beliebige Reaktionskinetik zu implementieren. Für die Berechnung der Calcit-Lösungskinetik wurde das empirische Modell von PLUMMER & BUSENBERG (1982) benutzt; es zeigt wie alle anderen Arbeiten zu diesem Thema eine signifikante Abhängigkeit vom pH-Wert: hohe Lösungsraten bei niedrigen pH-Werten und eine deutliche Abnahme mit Annäherung an den Neutralpunkt. Es konnte zwar gezeigt werden, dass im Falle der Kalkung von Seen die Calcitlösungskinetik oberflächenkontrolliert ist (COMPTON *et al.*, 1989), die Ergebnisse, die mit diesem Modell errechnet wurden, wiesen aber nur geringfügig geringere Lösungsraten auf. Der hier gewählte Modellansatz ist ohnehin nulldimensional, es wurde also davon ausgegangen, dass dem Carbonat hinreichend Zeit zur Verfügung steht. Nicht berücksichtigt wurde somit, dass möglicherweise insbesondere größere Calcit-Partikel innerhalb des Zeitraums von 30 Minuten gemäß Navier-Stokes Gesetz den Seegrund erreicht haben und nicht mehr mit dem Seewasser reagieren.

Eine Modellierung, die das Absinken der Partikel in Abhängigkeit von ihrer Größe, die dynamische Abnahme der Größe durch die gleichzeitig stattfindende Auflösung sowie die Oberflächenabhängigkeit der Lösungskinetik berücksichtigt, wäre wesentlich aufwendiger. Eine Studie aus Schweden konnte zeigen, dass vergleichbare einfache Modellierungen auch im regionalen Maßstab Ergebnisse liefern, die im guten Einklang mit Messergebnissen in gekalkten Seen stehen (GÖRANSSON *et al.*, 2006).

3 Ergebnisse

3.1 Säulenversuche mit Wasser aus dem See Burghammer

Die Zusammensetzung des Seewassers von Burghammer ist Abb. 2 im oberen Bereich (solutions 1) zu entnehmen. Alle Angaben sind in ppm, das Wasser wies eine elektrische Leitfähigkeit von 2260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf, einen pH-Wert von 2.9 und einen Sauerstoffgehalt von 11.9 mg/L auf. Die Versuche wurden bei einer konstanten Temperatur von 20°C durchgeführt. Damit waren in etwa Bedingungen vorgegeben, wie Sie im Frühsommer und Herbst zur Zeit der Durchmischung herrschen.

Abb. 3 zeigt den Verlauf des pH-Wertes über die Zeit in Folge von 5 Carbonat-Zugaben von 3-mal 6 g CaCO_3 und 2-mal 3.6 g CaCO_3 , in Summe

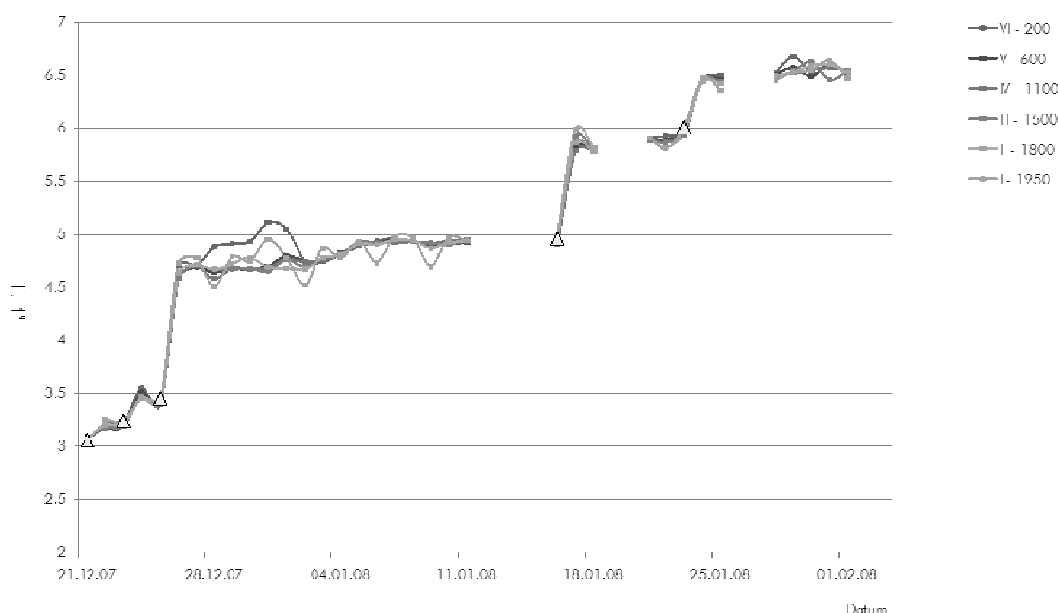


Abb. 3: Veränderung des pH-Wertes des Seewassers Burghammer aufgrund der fünfmaligen Zugabe von jeweils 3-mal 6 g und 2-mal 3.6 g Carbonat.

also 25.2 g. Da die Säule ein Wasservolumen von 93.3 L hat entspricht dies einer Carbonatzugabe von 270 g/m^3 . Die Zugaben sind jeweils durch ein Δ in der Grafik markiert. Der zeitliche Abstand zwischen den Zugaben war einerseits versuchstechnisch bedingt und diente andererseits auch zur Prüfung der Fragestellung, inwieweit es noch zu einer Veränderung über die Zeit ohne weitere Kalkzugabe kommt. Der Verlauf zeigt sehr gut jeweils den schnellen Anstieg des pH insbesondere nach der dritten, vierten und fünften Dosierung. Die Abnahme des pH-Anstiegs für diese drei Dosierungen ist andererseits auch ein Hinweis auf die geringer werdende Reaktionskinetik. Die geringen Unterschiede in den 6 Entnahmehorizonten sind Hinweis auf eine nicht vorhandene Zonierung.

3.2 Geochemische Modellierung mit PHREEQC

Zur Gesamtneutralisation des Burghammer-Wassers sind nach Modellrechnung 0.003 mol/l also 300 g/m^3 Carbonat notwendig. Um den in Abb. 3 gezeigten pH-Wert von ca. 6.5 im Säulenexperiment zu erreichen werden nach der Modellierung 155 g/m^3 (Abb. 4) gegenüber 27 g/m^3 im Experiment benötigt. Daraus ergibt sich, dass für den Bereich von pH 3 bis 6.5 eine Effizienz von ca. 58% erreicht wurde. Um einen pH-Wert von 4.9 zu erreichen sind nach Modellierung 150 g/m^3 und gemäß Experiment 193 g/m^3 einzusetzen. Dies entspricht einer effektiven Nutzung des eingesetzten Carbonats von 78%. In einem realen See mit 20 m Wassertiefe statt einer Säule mit nur 2 m Länge wird die Effizienz jedoch besser sein, weil mehr Reaktionszeit durch die 10-mal längere Wegstrecke für absinkende Carbonatpartikel zur Verfügung steht.

Um zu klären, inwieweit die unterschiedlichen Ausgangs-pH-Werte einen maßgeblichen Einfluss auf das Neutralisationsverhalten zeigen, wurde eine Neutralisierung mit CaCO_3 gemäß dem kinetischen Ansatz von PLUMMER & BUSENBERG (1982) mittels PHREEQC modelliert (Abb. 2).

Das Wasser aus Burghammer hatte dabei einen Anfangs-pH-Wert von 3, das für einen repräsentativen schwedischen See mit geringer Mineralisation einen pH von 5. Abbildung 5 zeigt, dass in beiden Seen, nach ca. 30 Minuten das Gleichgewicht erreicht ist, es also kein nennenswerter Unterschied besteht. Im Tagebausee mit einem Start-pH von 3.0 muss zwar deutlich mehr Kalk eingesetzt und gelöst werden als in einem Skan-

dinavischen See mit einem Start-pH von 5; begünstigend wirkt sich aber die schnellere Reaktionskinetik bei niedrigen pH-Werten aus.

Bei der stufenweisen Zugabe wurden in Abhängigkeit vom jeweiligen pH-Wert die Mineralphasen $\text{Fe}(\text{OH})_{2.7}\text{Cl}_{0.3}$, MnHPO_4 , $\text{FCO}_3\text{Apatit}$ und Rhodochrosit übersättigt und im Modell ausgefällt. Dadurch stellte sich in diesem Modell letz-

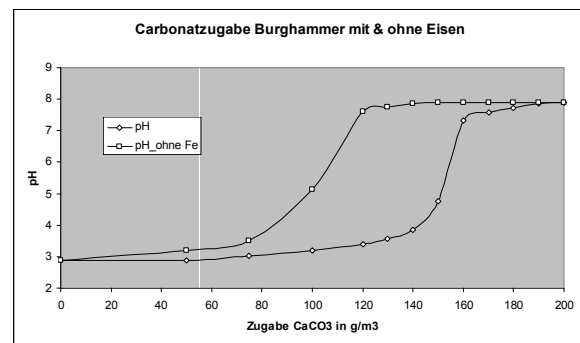


Abb. 4: Modellierter Entwicklung des pH-Wertes (pH) mit dem Wasser des Sees Burghammer. Die Kurve „pH ohne Fe“ zeigt zum Vergleich den theoretischen Fall der Pufferung unter der Annahme, dass kein Eisenpuffer existieren würde (Fe= Null gesetzt).

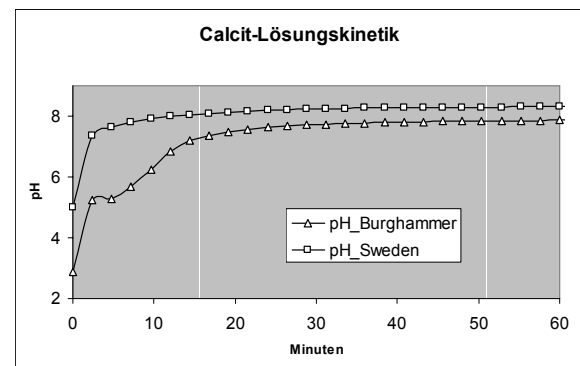


Abb. 5: Entwicklung des pH-Wertes aufgrund der Lösungskinetik für einen Modellsee in Schweden und Burghammer.

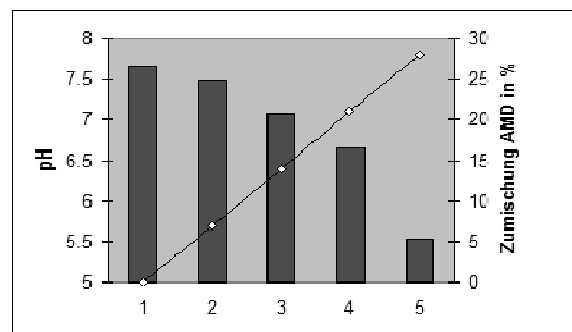


Abb. 6: pH-Wert nach Erreichen des KKG und nach Zumischen von jeweils 7% Ausgangs-AMD.

tlich ein Gleichgewichts-pH-Wert von 7.6 ein (Abb.4). Durch mehrmaliges Zumischen von jeweils 7% des Originalwassers zu dem neutralisierten Wasser konnte gezeigt werden, dass erst mit der vierten Zugabe ein pH-Wert von 6 unterschritten wurde.

4 Zusammenfassung

Sowohl mittels der Säulenversuche als auch mittels geochemischer Modellierung konnte gezeigt werden, dass eine Sanierung des Sees Burghammer, der hier exemplarisch herangezogen wurde, mittels Zugabe von CaCO_3 möglich ist. Die dabei notwendigen Mengen sind erwartungsgemäß deutlich größer als bei einem Skandinavischen See. Dennoch muss verdeutlicht werden, dass die Aussage, dass eine Seesanierung durch Zugabe von Kalk bzw. Kalkprodukten „teuer“ sei (KLAPPER *et al.*, 1996), zu allgemein ist. Aus den Technikumsversuchen und den Modellrechnungen zeigt sich, dass die „Grundlast“ der Acidität mittels CaCO_3 neutralisiert werden kann. Ab einem pH-Wertbereich von 5 macht sich die geringere Carbonatlösungskinetik zunehmend bemerkbar. Daher bietet sich an, die restliche Neutralisation mittels CaO durchzuführen, da dessen Reaktionskinetik kaum pH-abhängig ist.

5 Literaturverzeichnis

- AHTIAINEN, M., SANDMAN, O. & TYNNI, R. (1983): Sysmäijrvi - a lake polluted by mining waste-water. – *Hydrobiologia* **103**:303-308.
- BOZAU, E., BECHSTEDT, T., FRIESE, K., FRO?MMICHEN, R., HERZSPRUNG, P., KOSCHORRECK, M., MEIER, J., VO?LKNER, C., WENDT-POTTHOFF, K., WIEPRECHT, M. & GELLER, W. (2007): Biotechnological remediation of an acidic pit lake: Modelling the basic processes in a mesocosm experiment. – *J Geochem Explor* **92**(2-3):212.
- CASTRO, J. M. & MOORE, J. N. (2000): Pit lakes: Their characteristics and the potential for their remediation. – *Environmental Geology* **39**(11):1254.
- COMPTON, R. G., PRITCHARD, K. L. & UNWIN, P. R. (1989): The dissolution of calcite in acid waters: mass transport versus surface control. – *Freshwater Biology* **22**(2):285.
- DOWLING, J., ATKIN, S., BEALE, G. & ALEXANDER, G. (2004): Development of the Sleeper pit lake. – *Mine Water and the Environment* **23**(1):2.
- DRISCOLL, C. T., CIRMO, C. P., FAHEY, T. J., BLETTE, V. L., BUKAVECKAS, P. A., BURNS, D. A., GUBALA, C. P., LEOPOLD, D. J., NEWTON, R. M., RAYNAL, D. J., SCHOFIELD, C. L., YAVITT, J. B. & PORCELLA, D. B. (1996): The experimental watershed liming study: comparison of lake and watershed neutralization strategies. – *Biogeochemistry* **32**(3):143.
- GÖRANSSON, E., BRINGMARK, E., RAPP, L. & WILANDER, A. (2006): Modeling the effect of liming on calcium concentration in Swedish Lakes. – *Environmental Monitoring and Assessment* **119**(1-3):331.
- GUHRÉN, M., BIGLER, C. & RENBERG, I. (2007): Liming placed in a long-term perspective: A paleolimnological study of 12 lakes in the Swedish liming program. – *Journal of Paleolimnology* **37**(2):247.
- HAKANSON, L. (2003): Consequences and correctives related to lake acidification, liming and mercury in fish - A case-study for Lake Hüljesjö, Sweden, using the LakeWeb-model. – *Environmental Modelling and Assessment* **8**(4):275.
- HEMM, M., SCHLUNDT, A., KAPFER, M. & NIXDORF, B. (2002): Beispiele für Neutralisierungsversuche am Steinberger See (Bayern) und Zieselsmaar (Nordrhein-Westfalen) - aus der UBA-Studie „Tagebauseen in Deutschland“. –
- HENRIKSON, L., HINDAR, A. & THORNELOF, E. (1995): Freshwater liming. – *Water, Air, and Soil Pollution* **85**(1):131.
- IIVONEN, P., JARVENPAA, T., LAPPALAINEN, A., MANNIO, J. & RASK, M. (1995): Chemical, biological and socio-economic approaches to the liming of Lake Alinenjärvi in southern Finland. – *Water, Air, and Soil Pollution* **85**(2):937.
- KLAPPER, H., GELLER, W. & SCHULTZE, M. (1996): Abatement of acidification in mining lakes in Germany. – *Lakes and Reservoirs: Research and Management* **2**(1-2):7.
- KOSCHORRECK, M., BOZAU, E., FRO?MMICHEN, R., GELLER, W., HERZSPRUNG, P. & WENDT-POTTHOFF, K. (2007): Processes at the sediment water interface after addition of organic matter and lime to an acid mine pit lake mesocosm. – *Environmental Science and Technology* **41**(5):1608.
- NYBERG, P. & THORNELOF, E. (1988): Operational liming of surface waters in Sweden. – *Water, Air, and Soil Pollution* **41**(1-4):3.
- SVERDRUP, H. (1983): LAKE LIMING. – *Chemica scripta* **22**(1):12.



Quantifizierung des Aciditätszustroms in einen neutralisierten Tagebausee zu Beginn der Nachsorgephase

Volker Neumann¹, Claus Nitsche¹, Karl-Heinz Pokrandt¹ & Bernd-Stephan Tienz²

¹BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden, Tiergartenstr. 48, 01217 Dresden, E-Mail: vneumann@bgd-gmbh.de

²LMBV Lausitzer und Mitteldeutsche Braunkohlenverwaltungsgesellschaft mbH, Ingenieurbereich Sanierung Mitteldeutschland, Walter-Köhn-Straße 2, 04356 Leipzig

Der Bockwitzer See südlich Leipzig besitzt derzeit (Februar 2008) ein Volumen von 18,7 Mio. m³ und eine Fläche von ca. 1,7 km². In einem LMBV-Pilotvorhaben erfolgte 2004-2006 eine In-Lake-Neutralisation des stark sauren Sees (pH-Wert 2,7; Fe_{ges} 55 mg/L; Al ca. 19 mg/L). Planungsgrundlage bildete die limnologische Prognose der Seewasserbeschaffenheit, basierend auf den Ergebnissen des montanhydrologischen Monitorings (MHM; Merkblatt der LMBV). Mit der Bilanzierung der erfolgreichen In-Lake-Neutralisation des Sees (pH-Wert 6-7; Fe_{ges} < 1 mg/L; Al < 0,5 mg/L) wurde ein Prognosefehler von ca. 10 % nachgewiesen. Ursache ist ein permanenter Aciditätszustrom zum See, der für die Nachsorgephase in seinen Teilströmen zu quantifizieren war. Als eine Hauptquelle des Aciditätszustroms erwies sich die Nachversauerung der Böschungssedimente (durch Lufteintrag mit der Sickerwasserneubildung). Aus den hier gewonnenen Erkenntnissen werden für zukünftig zu sanierende Tagebauseen praktische Maßnahmen abgeleitet, die ein effektives und wirtschaftliches Handeln erlauben.

Lake Bockwitz in the south of Leipzig has a volume of nearly 18,7 Mio. m³ and an area of ca. 1,7 km² (February 2008). An in-lake neutralisation of the former open pit lake with high acidity content (pH 2,7; Fe_{total} 55 mg/L; Al 19 mg/L) has been accomplished as an LMBV field study project 2004-2006. A limnological prognosis was therefor the basis, working with montane-hydrological monitoring program (abbr. MHM; a LMBV-specific guideline) results. According to the balance of the successful in-lake neutralisation process (pH 6-7; Fe_{total} < 1 mg/L; Al < 0,5 mg/L) an error of ca. 10 % revealed. This error originated from a permanent inflow of acidity into the lake, which had to be quantified in its different portions for the state of post-operative treatment. As a result, the post-acidification of lake-front sediments (through oxidation by oxygen inflow linked to seepage water recharge) was addressed as the main source of acidity inflow. The perceptions gained here can be transferred as practical measures to the reclamation of other former open pit lakes, affording cost-effective action.

1 Einleitung

Der Bockwitzer See (ehemals Hauptrestloch des Braunkohletagebaus Borna-Ost) südlich Leipzig besitzt nach Erreichen des Endwasserspiegels von 146,1 m NHN (nach Abschluss der Wasserspiegelabsenkung 2007) ein Volumen von 18,7 Mio. m³ und eine Fläche von ca. 1,7 km² (Februar 2008). Zwischen 2004 und 2006 erfolgte im Rahmen eines LMBV-Pilotvorhabens eine stufenweise In-Lake-Neutralisation des stark sauren Sees (pH-Wert 2,7; Al ca. 19 mg/L; Fe_{ges} 55 mg/L) mittels Soda. Planungsgrundlage bildete eine limnologische Prognose der Seewasserbeschaffenheit, die auf den Ergebnissen des montanhydrologischen Monitorings (MHM; LMBV, 2007) basierte (Guderitz *et al.*, 2003). Die vorgenommene Bilanzierung des erfolgreichen Pilotvorhabens (pH-Wert 6-7; Al < 0,5 mg/L; Fe_{ges}

< 1 mg/L) zeigte, dass zur Eliminierung der Acidität im Seewasser bzw. im Seesediment etwa 65 % bzw. etwa 20 % der dem Seewasser dosierten Soda benötigt wurden. Weitere 5-10 % sind Verluste, 10 % neutralisierten den permanenten Zustrom saurer Wässer in den See. Der letzte Anteil entspricht, bezogen auf die berücksichtigte Aciditätsfracht, dem für den Bockwitzer See erhaltenen Prognosefehler. Dieser resultiert, wie vermutet wurde, vor allem aus dem Messfehler, d. h. der Repräsentativität des Grundwassers der MHM-Gütemessstellen hinsichtlich der dem See aus den einzelnen Grundwasserbilanzräumen bzw. -körper unmittelbar zuströmenden Acidität (Neumann *et al.*, 2007).

Der in der Flutungsphase eine untergeordnete Bedeutung besitzende permanente Aciditätszustrom zum See ist für die Planung der Nachsorge-

Tab. 1: Übersicht zu den Strömungspfaden GWM (MHM-Sondermessnetz) → Grundwassermessstelle im seenahen Bereich der Böschung (RP) → Bockwitzer See, orientiert an dem Hauptzustrom des Grundwassers entsprechend der geohydraulischen Modellierung sowie dem Kippen-GWL.

GWM – Grundwasser (MHM-Sondermessnetz)	GWM – Böschung RP [Markscheidernr.]	Zustrom aus
36871 (RBZ4) + 36881 (RBZ5) + 36951 (RBZ12) + 37011 (RBZ18)	RP1 / RP2 [61291 / 61301] RP3 / RP 4 [61311 / 61321]	Kippen-GWL GWL [23/]*24 (Hauptzustrom aus Osten)
[36941 (RBZ11)]* 36971 (RBZ14)	RP5 / RP 6 [61331 / 61341]	GWL [23/]*24 (Hauptzustrom aus Südosten)

* RBZ11 bis 2004 leer

phase zu quantifizieren. Ziel muss letztendlich sein, die für die Sicherung der Ausleitkriterien des aus dem See in den Vorfluter ausgeleiteten Überschusswassers notwendigen Aufwendungen für Bedarfsneutralisationen der nächsten Jahre abschätzen zu können. Hierzu wurden 2007 die im Bereich der LMBV erste Erosionsmessstelle (inkl. Niederschlagsmessung) sowie sechs Grundwassermessstellen im seenahen Bereich der Böschungen errichtet und die über etwa ein Jahr erfassten Daten ausgewertet.

2 Überwachung des Stoffeintrages aus den Böschungen

2.1 Errichtung und Beprobung der Messstellen

Zur Überwachung des Stoffeintrages aus den Böschungen durch das in den Bockwitzer See infiltrierende Wasser wurden im Januar 2007 insgesamt sechs Grundwassermessstellen als Rammpegel an drei Standorten errichtet (s. Tab. 1). Die Standorte wurden entsprechend der Bilanzgebiete der geohydraulischen Modellierung (GUDERITZ *et al.*, 2003) ausgewählt, für die Hauptgrundwasserzuströme ausgewiesen wurden (RP4 bis RP6). Der dritte Standort (RP1/2) wurde zur Abschätzung der Beschaffenheit des aus dem Kippen-GWL zuströmenden Grundwassers festgelegt (s. Abb.1). Alle sechs Messstellen stehen in der Aufschüttung und wurden durch einen Packer vor Luftzutritt geschützt.

Zwischen Februar 2007 und Dezember 2007 wurde insgesamt achtmal beprobt und auf folgende Parameter analysiert: pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, abfiltrierbare Stoffe, Alkalinität

und Acidität ($K_{S4,3^-}$, und $K_{B8,2^-}$ bzw. $K_{B4,3^-}$ -Wert), gelöste Metalle (Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Aluminium, Mangan, Eisen), Eisen (gesamt sowie zweiwertig), Chlorid und Sulfat.

2.2 Ergebnisse

Die acht Analysen einer Messstelle weisen für die pH-Werte und die Hauptbestandteile i.d.R. geringe Abweichungen (relative Standardabweichung <10 %) auf. So streuen die Werte der elektrischen Leitfähigkeit für die RP1 bis RP3 zwischen 1 % bis 4 %. Größere Abweichungen treten bei den Ergebnissen der übrigen drei RP auf (11 % bis 21 %). Bedingt durch den Ausbau als Rammpegel schwankt die Menge der abfiltrierbaren Stoffe dagegen in allen sechs Messstellen sehr stark (um 38 % bis 140 %).

An allen drei Standorten herrscht ein Überschuss der Acidität über die Alkalinität mit bereits stark sauren (RP3 bis RP5), sauren (RP1 bzw. RP6) oder schwach sauren (RP2) pH-Werten. In den Wässern der drei letztgenannten Messstellen würde sich im Gleichgewicht mit der Atmosphäre (PHREEQC-Rechnungen) ebenfalls ein stark saurer pH-Wert einstellen. Die obere Messstelle weist stets eine höhere Nettoacidität (Differenz aus $K_{B8,2^-}$ und $K_{S4,3^-}$ -Wert) auf als die untere (RP1/2 und RP5/6 um Faktor 1,5; an RP3/4 um 5,8). Die höchste Nettoacidität der drei oberen Messstellen wird an der RP3 am Ostufer festgestellt (mehr als doppelt so viel wie in der oberen Messstelle im Kippenbereich). Die höchste Nettoacidität der unteren Messstellen liegt im Kippenbereich (RP2) und ist gegenüber RP4 um das 1,8-fache bzw. gegenüber RP6 um das 2,6-fache höher.

Die beiden Grundwässer aus dem Kippen-GWL (RP1/ RP2) unterscheiden sich in der Konzentration einer Reihe von Parametern signifikant von den anderen vier Grundwässern (hohe Alkalinität und Konzentration an Sulfat, Calcium, Magnesium; dagegen deutlich geringere Chloridkonzentration). Tendenziell (bei starken Schwankungen) hat in der RP1 der Gelöseisen-Gehalt zwischen Februar und Dezember zugenommen; in der RP2 blieb er dagegen gleich (s. Abb. 2). Das Grundwasser im Hangbereich der Kippe ist

nach den gemessenen Wasserständen gespannt, vor Ort erkennbar an dem Hangaustritt mit sehr saurem Wasser zwischen Erosions- und Grundwassermessstelle und dem artesischen Grundwasser an der Messstelle RP2. Dementsprechend wirkte sich die Absenkung des Seewasserspiegels um ca. 1,3 m deutlich weniger auf die Wasserspiegellage aus (0,05 bis 0,12 m), im Gegensatz zu den anderen vier Messstellen (0,61 bis 0,77 m).

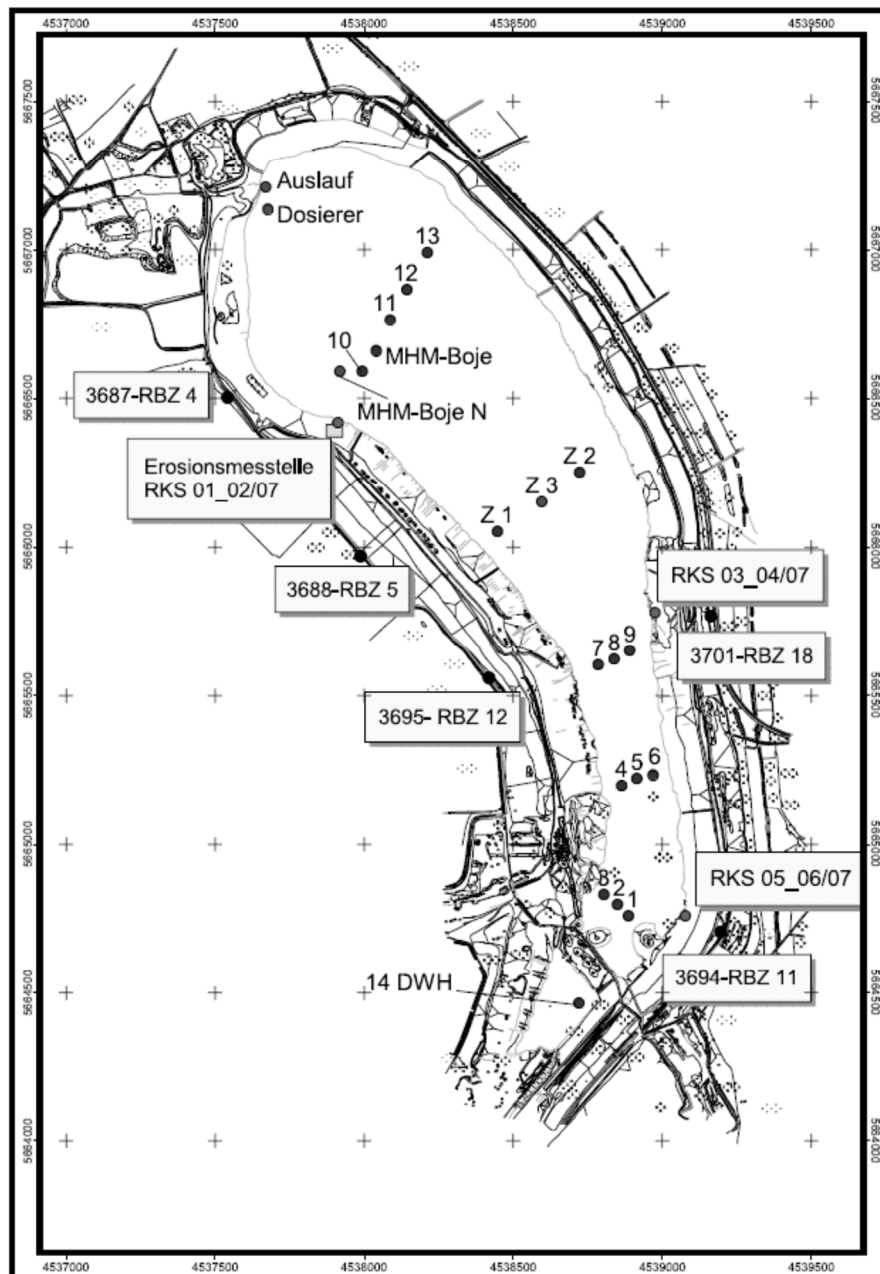


Abb. 1: Karte des Bockwitzer Sees (ehemals Hauptrestloch) mit Dammwasserhaltung (DWH) – Lage der Grundwassermessstellen im seenahen Bereich (RP; hier bez. als RKS01/07-RKS06/07) mit den nach dem Strömungspfad zugehörigen Gütemessstellen des MHM-Sondermessnetzes, der Erosionsmessstelle sowie von Auslaufbauwerk („Auslauf“) und Dosierer.

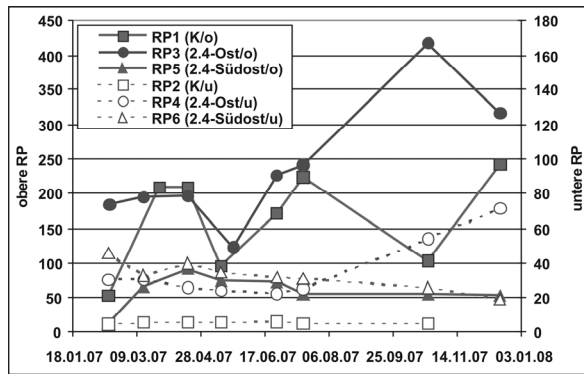


Abb. 2: Gelösteisen-Konzentration in den Grundwassermessstellen (RP1 bis RP6; obere: ausgefülltes Symbol) in der seenahen Böschung (2007; Phase der Wasserspiegelabsenkung): tendenzielle Zunahme in den oberen RP mit den höchsten Konzentrationen (RP1, RP3) sowie in dem unteren RP an der Ostböschung (RP4), dagegen tendenzielle Abnahme im RP6 (Südosten).

Eine Sonderstellung nimmt das Grundwasser der RP3 (Ostböschung) ein: Teilweise werden ähnlich hohe Konzentrationen wie im Kippen-GWL festgestellt (Eisen, Calcium), teilweise sind die Konzentrationen demgegenüber sogar deutlich höher (Aluminium, Sulfat) oder liegen in ähnlicher Konzentration vor wie in RP4 bis RP6 (Chlorid, Magnesium, Kalium). In RP3 steigt tendenziell die Gelösteisen-Konzentration an; auf niedrigerem Konzentrationsniveau auch in RP4 (s. Abb.2).

2.3 Diskussion der Ergebnisse

Generell ist zwischen den Grundwassermessstellen im Anstrom (Rasensohlenbereich; MHM-Sondermessnetz) und den neu errichteten Messstellen im seenahen, unteren Böschungsbereich (RP1 bis RP6) eine gravierende Veränderung der Beschaffenheit festzustellen. Dies kann am besten anhand der Nettoacidität dargestellt werden (s. Abb.4). So wird im Bereich der Kippe im Westen und des Gewachsenen im Osten aus dem Überschuss an Alkalinität (2 bis 6 mmol/L bzw. 3 mmol/L) im anströmenden Grundwasser (Nettoacidität mit negativem Vorzeichen) innerhalb des seenahen Böschungsbereiches ein Überschuss an Acidität (oben/ unten: 10/ 6 mmol/L bzw. 23/ 4 mmol/L). Im Südosten (RP5/ RP6), wo die Böschung deutlich dichter bewachsen ist, ist nur eine vergleichsweise geringe Erhöhung der Acidität (ca. 2 auf 3-4 mmol/L) bei der Böschungspassage zu beobachten (nicht dargestellt). Dies unterstreicht nochmals den offensichtlichen Einfluss der bei der Böschungssanierung eingesetzten Materialien und der seitdem entstandenen Vegetation auf die Beschaffenheit des die Böschung passierenden Wassers.

Die Tatsache, dass an allen drei Standorten die obere Messstelle stets die höhere Acidität aufweist, zeigt, dass dieser Anteil aus der Sickerwasserneubildung mit daran gekoppelter Nachversauerung resultieren muss. Die Messungen sind repräsentativ, da durch die eingebauten Packer der Zustrom von Luft über das Messstellenrohr ausgeschlossen ist. Stellt man die Sulfatkonzentration als Funktion der Gelösteisen-

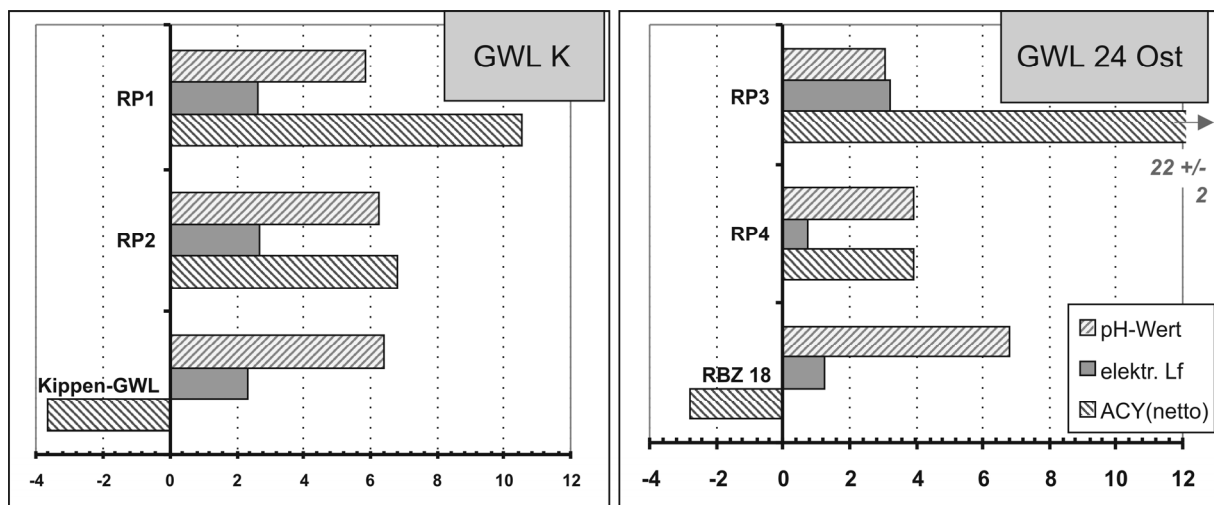


Abb. 3: Wesentliche Beschaffenheitsparameter des Grundwassers im Anstrom (Rasensohlenbereich; MHM-Sondermessnetz) und im Grundwasser der seenahen Böschungen für zwei Bilanzgebiete wesentlicher Grundwasserzuströme (Bild links: Kippe - Mittelwert aus drei GWMS, s. Tab.1; Bild rechts: GWL 24 / östliche Böschung).

Konzentration messstellenspezifisch dar (s. Abb. 4) und vergleicht mit dem stöchiometrischen Verhältnis, das aus der Pyritoxidation resultiert (gestrichelte Linien), zeigt sich besonders für die beiden oberen Messtellen mit der höchsten Eisenkonzentration (RP1, RP3) eine Beeinflussung durch „frische“ Nachversauerung der Böschung durch Sickerwasser. Die sehr hohe Acidität an der östlichen Böschung (RP3), die in dieser Höhe nicht erwartet wurde, ist vermutlich auf die Aufschüttung versauerter bzw. versauerungsgefährdeter Substrate im Zuge der Böschungsarbeiten und fehlender Vegetationsschicht und damit erhöhter Sickerwasserneubildung mit daraus resultierender Nachversauerung der Sedimente infolge Sauerstoffzufuhr zurückzuführen.

Im unteren Teil der Böschungen erfolgt eine Aciditätszunahme im Grundwasser (gegenüber dem Anstrom) infolge der Elution der durch Belüftung (Folge der Grundwasserabsenkung bzw. Kippenbildung) versauerten Böschungssedimente.

Ausgehend von den vorhandenen Daten des hydraulischen Modells zum mittleren Zustrom in den Bilanzgebieten (Kippe $0,1 \text{ m}^3/\text{min}$ und Osten/Südosten jeweils $0,7 \text{ m}^3/\text{min}$) kann über die Mittelwerte der vorliegenden Nettoaciditätsanalysen der mittlere Aciditätszustrom auf $(18 \pm 3) \text{ kmol/d}$ überschlagen werden. Bei dieser Kalkulation wurde der Gesamtzustrom eines Bilanzgebiets zu gleichen Teilen auf den oberen und unteren Grundwasserbereich der Böschung auf-

geteilt, obwohl aufgrund der Aufhöhung (Folge des Sickerwasserzutritts, s. unten) im oberen Bereich ein höherer Durchfluss auftritt. Entsprechend geändert, würde sich die kalkulierte Aciditätsfracht noch weiter erhöhen. Demzufolge können **mindestens die Hälfte bis zwei Drittel des festgestellten, permanenten Aciditätszustroms in den See** auf Basis der vorliegenden Datenlage **durch diese Aciditätsquelle** untersetzt werden. Dies bestätigt die Ende 2006 getroffene Einschätzung als eine der Hauptquellen der dem See zuströmenden Acidität.

Grundsätzlich ist hieraus abzuleiten, dass

- bei zukünftigen Prognosen zur Beschaffenheitsentwicklung von Tagebauseen die Sickerwasserneubildung im Bereich acidischer Böschungen berücksichtigt werden muss,
- dem Auftragen von Deckschichten auf die Böschungen zur Bildung einer möglichst dichten Vegetationsschicht, ggf. unter Zuhilfenahme von alkalischem Material bei der Böschungssanierung, eine große Bedeutung zukommt.

Mit einer diese Tatsachen berücksichtigenden Böschungssanierung ist es möglich, die Sickerwasserneubildung und die Nachversauerung effektiv und wirtschaftlich zu reduzieren. Für den Bockwitzer See ist aufgrund des umfassenden FFH-Gebiets die Herstellung einer dichten Vegetationsschicht nachträglich jedoch nicht mehr möglich.

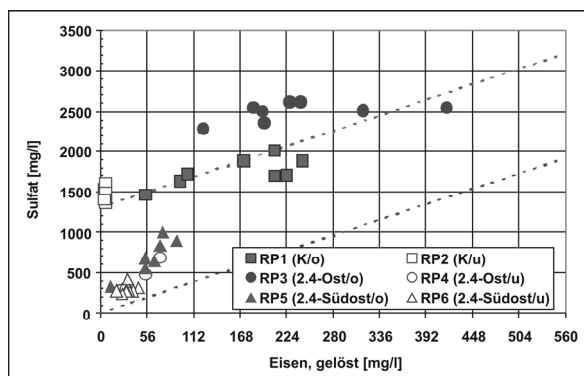


Abb. 4: Zusammenhang zwischen der Konzentration an Sulfat und an gelöstem Eisen im Grundwasser der seenahen Böschung (RP1 bis RP6; Symbole wie Abb. 2): tendenziell höhere Konzentrationen in den jeweiligen oberen Messtellen als Folge fortschreitender Verwitterung im seenahen Böschungsbereich durch versickern den Niederschlag (gestrichelte Linien: Korrelation entsprechend Pyritoxidation).

3 Überwachung des Stoffeintrages über die Böschungserosion

3.1 Errichtung der Erosions- und Niederschlagsmessstelle

Nach Abstimmung mit dem Sachverständigen der LMBV mbH für Böschungen über den Standort wurde die Erosionsmessstelle LMBV im Januar 2007 errichtet (Ausführung: Fa. UGT GmbH Müncheberg). Entsprechend den hydraulischen Randbedingungen der Erosionsmessstelle wurde die Gesamtfläche so bemessen, dass ein mittlerer Abfluss von max. 8 L/min (480 L/h) eingehalten wird (Niederschlagsereignis: $15 \text{ mm/h} = 15 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$). Aus diesen Randbedingungen resultiert für die Erosionsmessfläche (bei einem maximalen Durchfluss von 480 L/h) eine Fläche von 30 m^2 . Das oberflächlich abfließende Wasser wird bis zur ausgelegten Menge über das

Karussell mit Probenahme flaschen erfasst. Extremereignisse werden über einen Bypass mit Erfassung des Wasservolumenstroms abgeleitet. Die Analyse aller Feststoffproben erfolgte auf die Parameter Gesamt- und Trockenmasse, pH-Wert, Alkalinität/Acidität (von einzelnen Proben: Kornverteilung), die der Wasserproben mit einem ähnlichen Programm wie die Grundwassermessstellen in der seenahen Böschung (abweichend: ohne Kalium, Mangan und Eisen(II), aber mit o-Phosphat-P und Gesamtposphor).

Die Erfassung der Niederschlagsmenge erfolgte nahe der Erosionsmessstelle. Das über den Niederschlagsmesser aufgefangene Wasser wurde in einem Behälter gesammelt und auf pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit sowie Alkalinität/Acidität analysiert.

3.2 Beprobung der Erosions- und Niederschlagsmessstelle

Seit Inbetriebnahme der Erosionsmessstelle konnten bis Dezember 2007 insgesamt 21 Proben untersucht werden. Die Wasserproben aus der Erosionsmessstelle wurden nach Erfassung des gesamten Volumens als Mischprobe analysiert, wobei jeweils eine unfiltrierte und eine filtrierte Teilprobe sowie das Feinstkorn gewonnen wurde. In Abstimmung mit dem wissenschaftlichen Partner (Dr. Biemelt, BTU Cottbus) wurden an drei Stellen der Erosionsmessstelle entsprechend der angetroffenen Bodenarten insgesamt neun Proben zur Ermittlung der Kornverteilung, des TOC-Werts und der Trockenrohddichte ausgewählt. Zuvor waren zwei Proben entnommen und auf die Kornverteilung, den pH-Wert und die Acidität/Alkalinität analysiert worden.

Das über den Niederschlagsmesser aufgefangene Wasser wurde in einem Behälter gesammelt und analysiert. Im o.g. Zeitraum wurden insgesamt zwölf Proben untersucht.

3.3 Ergebnisse der Wasser- und Sedimentanalysen

Die Beschaffenheit des in der Erosionsmessstelle gefassten Wassers schwankt bei nahezu allen Parameter stark; über die 90-Percentil-Werte lässt es sich jedoch eindeutig beschreiben als saures (pH-Wert 4,74), gering mineralisiertes Wasser (elektrische Leitfähigkeit 170 $\mu\text{S}/\text{cm}$) mit einem Überschuss an Acidität (ca. 0,66 mmol/L) gegenüber der Alkalinität (0,08 mmol/L). Mit fallendem pH-Wert wachsen der Mineralisierungsgrad (z. B. die Konzentration an Natrium,

Calcium und Magnesium), die Acidität und i. d. R. (mit einer Ausnahme) der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen an (folglich auch des Gesamteisens; nicht eindeutig für Gesamtposphor). Die genannte Ausnahme ist der mit 5,7 g/L an abfiltrierbaren Stoffen mit Abstand höchste Wert, der an einer Mischprobe nach Starkniederschlagsereignissen im Mai 2007 ermittelt wurde.

Demgegenüber kann das Niederschlagswasser als schwach saures bis neutrales (pH-Wert im Mittel $5,47 \pm 0,82$), sehr gering mineralisiertes Wasser (elektrische Leitfähigkeit 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$) mit nahezu ausgeglichenem Gehalt an Alkalinität (ca. 0,12 mmol/L) und Acidität (0,09 mmol/L) eingeschätzt werden (außer pH-Wert: 90-Percentil-Werte).

An der Erosionsmessstelle wurden 2007 drei Typen von Feststoffproben gewonnen: Schurfproben aus der Fläche der Erosionsmessstelle (0-5 cm bzw. 5-10 cm), das in die Gläser gespülte, aus der Erosionsfläche stammende Feinstkorn und das im Gerinne abgelagerte, erodierte gröbere Korn. Für die untersuchten Parameter (pH-Wert, Acidität/ Alkalinität) zeigen sich keine wesentlichen Unterschiede. Die Mittelwerte der pH-Messungen liegen bei 4,3, 4,2 bzw. 3,8 (gleiche Reihenfolge wie oben), die der Acidität betragen 54 mmol/kg, 65 mmol/kg und 47 mmol/kg. Vergleicht man die Körnungslinie von Proben aus dem Gerinne mit der von Substratproben, finden sich eine ebenso große Übereinstimmung: es handelt sich durchweg um Sande mit tonigen, schluffigen und feinkiesigen Anteilen. Der Anteil < 2 mm liegt zwischen 92,1 % und 95,4 %, der Feinstkornanteil (< 63 μm) beträgt zwischen 30,3 % und 50,5 %. Diese Ähnlichkeit ist aufgrund der gleichen Herkunft erwartungsgemäß.

Insgesamt erfolgte 2007 ein Massenabtrag von ca. 10 kg / 30 m² bzw. 3,3 t/(ha*a). Der durch die Erfassung an der Anlage probenahmebedingte Fehler wird bislang auf unter 20 % abgeschätzt.

3.4 Diskussion der Ergebnisse (Erosionsmessstelle)

Aus dem Vergleich der Beschaffenheit von oberflächlich ablaufendem Wasser zum Niederschlagswasser ergibt sich, dass durch den Kontakt mit dem Böschungssubstrat eine Mobilisierung ungelöster Partikel (Erosion) stattfindet und damit verbunden lösliche Bestandteile des Substrats herausgelöst werden. Infolgedessen erhöht sich die Mineralisation und Acidität des dem See oberflächlich zuströmenden Wassers. Mit Hilfe

des im geohydraulischen Modell genannten (durchschnittlichen) oberirdischen Abflusses von $0,1755 \text{ m}^3/\text{min}$ ($252,72 \text{ m}^3/\text{d}$) und der hier ermittelten durchschnittlichen Nettoacidität des abfließenden Wassers ($0,35 \text{ mol}/\text{m}^3$) ergibt sich überschlägig ein Zustrom von etwa $0,1 \text{ kmol}/\text{d}$. Demzufolge ist diese Quelle der Acidität (zumindest im gegenwärtigen Zustand des Sees) unbedeutend und in der Bilanz vernachlässigbar.

Die Verlagerung von Böschungssubstrat (Erosion) kann abgeschätzt werden, indem man die Masse des dem Gerinne entnommene Korns mit der jeweilig bestimmten Acidität multipliziert, die erhaltenen Aciditäten aufsummiert und den Beobachtungszeitraum berücksichtigt, so ergibt sich ein durchschnittlicher Eintrag an feststoffgebundener Acidität von $3 \text{ mmol}/\text{d}$. Unter Berücksichtigung der Fläche von 30 m^2 ergeben sich folglich $0,1 \text{ mmol}/(\text{d} \cdot \text{m}^2)$ bzw. im Durchschnitt täglich $1 \text{ mol}/\text{ha}$. Werden die stark sauren, ca. 46 ha umfassenden Böschungsbereiche aus der Oberflächenkartierung (GUDERITZ *et al.*, 2003) zugrundegelegt, ergibt sich ein durchschnittlicher Eintrag an feststoffgebundener Acidität von nur $0,05 \text{ kmol}/\text{d}$ in den See, d. h. auch diese Aciditätsquelle ist (gegenwärtig) vernachlässigbar. An dieser Einschätzung ändert sich sehr wahrscheinlich nichts, wenn angenommen wird, dass durch Starkniederschlagsereignisse kurzzeitig ein deutlich erhöhter Eintrag von Feststoffen erfolgt, der durch die bestehende Anlage bisher nicht erfasst werden konnte.

Wichtigstes Ergebnis ist die Ableitung des mittleren jährlichen Abflussbeiwerts Y von $0,2$ aus den vorliegenden Messungen zum Niederschlag und oberflächlichen Abfluss. Dies bedeutet, dass im Bereich unbedeckter Böschungen (wie an der Erosionsmessfläche) im jährlichen Mittel bis zu 50% und mehr des Niederschlags versickert, wodurch in Übereinstimmung mit der diskutierten Beschaffenheit des Grundwassers der Messstellen im seenahen Böschungsbereich (s. Abschnitt 2.1.3) nochmals die Bedeutung der Nachversauerung der Böschungen durch Sickerwasser unterstrichen wird.

4 Zusammenfassung

Mit Hilfe der in der Phase der Wasserspiegelabsenkung durchgeführten Untersuchungen ist es am Beispiel des Bockwitzer See erstmals überhaupt gelungen, den Beitrag verschiedener Aciditätsquellen zu der 2006 ermittelten, dem See permanent zuströmenden Acidität ($20 \dots 30 \text{ kmol}/\text{d}$) abzuschätzen. Dieser Zustrom

von Acidität in den See konnte durch die Quantifizierung der Stoffeinträge, die in der Nachsorgephase neutralisierter Tagebauseen zunehmend an Bedeutung gewinnen, in der Größenordnung bestätigt werden. Ein wesentlicher Anteil des Aciditätszustroms, nach derzeitiger Datenlage etwa die Hälfte bis zwei Drittel ($15 \dots 20 \text{ kmol}/\text{d}$), erfolgt über die Elution versauerter Böschungsbereiche über das Sickerwasser (ungesättigter Bereich; mit Nachversauerung) bzw. über das Grundwasser (gesättigter Bereich; Elution der Acidität). Die Ergebnisse zeigen, dass in den unbedeckten Böschungen mindestens die Hälfte des Niederschlags versickert, wobei nicht nur Produkte der Versauerung eluiert werden und letztlich in den See verlagert werden, sondern auch Sauerstoffeintrag in den ungesättigten Bereich der Böschungen erfolgt, d. h. die Versauerung der Böschung weiter fortschreitet („Nachversauerung“). Von untergeordneter Bedeutung ist der Eintrag erodierten Materials (Flächen ohne Rinnen) sowie durch oberflächlich ablaufendes Niederschlagswasser (je ca. $0,1 \text{ kmol}/\text{d}$).

Besonders der bisher unterschätzte Prozess der Nachversauerung von Böschungssedimenten (infolge des Sauerstoffeintrags, verbunden mit der Sickerwasserneubildung) führt zu einem Anstieg der Acidität im oberen Grundwasserbereich gegenüber der in den Grundwassermessstellen im Anstrom (Rasensohlenbereich; MHM-Sondermessnetz), deren Beschaffenheit für die Prognose verwendet worden war (und üblicherweise verwendet wird).

Grundsätzlich ist hieraus abzuleiten, dass bei zukünftigen Prognosen zur Beschaffenheitsentwicklung von Tagebauseen die Sickerwasserneubildung im Bereich acidischer Böschungen berücksichtigt werden muss. Außerdem kommt dem Auftragen von Deckschichten auf die Böschungen zur Bildung einer möglichst dichten Vegetationsschicht, gegebenenfalls unter Zuhilfenahme von alkalischem Material, eine große Bedeutung zu. Damit ist es möglich, die Sickerwasserneubildung und die Nachversauerung als Hauptquellen eines Aciditätszustroms in der Nachsorgephase effektiv und wirtschaftlich zu reduzieren.

Die Dauer der Beschaffenheitsveränderung des Grund- und Sickerwassers bei der Böschungspassage ist jedoch unbekannt. Diese prinzipielle Unsicherheit für notwendige prognostische Berechnungen für die Nachsorgephase in den nächsten Jahren soll beseitigt werden, indem einerseits die Lage der Versauerungsfront in der Bö-

schung bestimmt wird, andererseits das mobilisierbare Aciditätspotential und die Kinetik der Elution im ungesättigten und gesättigten Böschungsbereich mittels laborativer Prozessuntersuchungen ermittelt wird.

5 Literatur

GUDERITZ, I., MÜLLER, K., BETHGE, C., NEUMANN, V. & NITSCHKE, C. (2003): Limnologisches Prognosegutachten für die Restseen im Tagebauterritorium Borna-Ost/Bockwitz, im Auftrag der LMBV mbH, unveröff., Dresden, 19. Dezember 2003.

LMBV MBH (2007): Montanhydrologisches Monitoring der LMBV mbH (MHM), Merkblatt der LMBV, November 2007.

NEUMANN, V., NITSCHKE, C., TIENZ, B.-S., POKRANDT, K.-H. (2007): Erstmalige Neutralisation eines großen Tageausees durch In-Lake-Verfahren – Erste

Erfahrungen zu Beginn der Nachsorgephase - In: B. MERKEL, H. SCHAE BEN, CH. WOLKERSDORFER, A. HASCHE-BERGER (Hrsg.), Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer, 58. Berg- und Hüttenmännischer Tag, 14.-15. Juni 2007, Freiberg Wiss. Mitt. Inst. Geol., 35, 2007, S. 117-124.

6 Danksagung

Wir danken der LMBV mbH für die Finanzierung des Projekts und den beteiligten Mitarbeitern der LMBV für die geleistete Unterstützung. Herrn Dr. D. Biemelt und Frau Dipl.-Geol. A. Schapp (BTU Cottbus) sei für die wissenschaftliche Begleitung, Herrn cand. Dipl.-Hyd. B. Heinrich für die sorgfältige Ausführung der Untersuchungen an der Erosionsmessstelle gedankt.

Beschaffenheitsprognose für Sumpfungswässer am Beispiel des Tagebaues Vereinigtes Schleenhain

Michaela Reichel¹, Christian Bergmann², Bastian Graupner¹, Christian Koch¹ & Florian Werner¹

¹ Grundwasserforschungsinstitut GmbH (GFI), Meraner Str. 10, 01217 Dresden, E-mail: mreichel@gfi-dresden.de

² Mitteldeutsche Braunkohlegesellschaft mbH (MIBRAG), Wiesenstraße 20, 06727 Theissen

Die von der MIBRAG mbH gehobenen Sumpfungswässer im Abbaufeld Schleenhain dienen als Flutungswässer für die im Südraum von Leipzig befindlichen Tagebaurestseen. Ein Teil der Wässer wird in die Flutungsleitung der LMBV mbH übergeleitet. Die Beschaffenheit dieser Wässer ist im Hinblick auf die Ableitung in oberirdische Fließgewässer sowie die Überleitung in die Flutungsleitung von grundlegender Bedeutung. Die Beurteilung und Prognose der Wasserbeschaffenheit zielt auf die geogen begründeten und durch den Bergbau verursachten Veränderungen der gelösten Bestandteile des Wassers ab. Hintergrund der Beschaffenheitsprognose ist eine verzeichnete Verschlechterung der gehobenen Wässer bezüglich Eisen- und Sulfatgehalten sowie der Acidität. Die Grundwasserströmung für den Tagebau Vereinigtes Schleenhain wird innerhalb des hydrogeologischen Großraummodells Süd (HGMS) beschrieben. Die Entwicklung der Sumpfungswasserbeschaffenheit wird durch den erwarteten Grundwasserzustrom und dessen Beschaffenheit bestimmt.

The mine drainage waters of MIBRAG mbH which are pumped in the open pit mine “Schleenhain” is partly used to flood mining lakes in the south of Leipzig. The water is transported using a 60 km pipeline. The composition of this water is of importance with regard to its discharge into rivers as well as with regard to its utilisation as mine flooding water. The estimation and forecast of the water quality is aimed at geogenic mine-related factors. The motivation for this work is a measured debasement of the pumped mine drainage water w.r.t. iron- and sulphate-concentration as well as acidity. The groundwater flow of the “Vereinigtes Schleenhain” is modelled with the HGMS (*Hydrogeologischen Großraummodell Süd*). The trend of the mine drainage water quality is defined by the expected groundwater flow and its quality.

1 Einleitung

Im Tagebau Vereinigtes Schleenhain im Südraum von Leipzig hebt die MIBRAG rund 40 m³/min Grundwasser als Sumpfungswasser zur Gewährleistung einer sicheren und planmäßigen Betriebsführung. Die Beschaffenheit dieser Wässer ist im Hinblick auf die Ableitung in oberirdische Fließgewässer sowie die Überleitung in die Flutungsleitung der LMBV zur Flutung der im Südraum von Leipzig befindlichen Tagebaufolgessen von grundlegender Bedeutung. Insbesondere für eine Wasserbehandlung ist die zukünftige Entwicklung der Wasserbeschaffenheit eine wesentliche Planungsgrundlage. Aufgrund der beobachteten Entwicklung der Beschaffenheitsparameter Acidität, Eisengehalt und pH-Wert im Sumpfungswasser kann nicht von einer gleich bleibenden Beschaffenheit in der Zukunft ausgegangen werden.

2 Wasserbeschaffenheit

2.1 Schlüsselparameter

Die Beschaffenheit des Sumpfungswassers ist für die Planung der Ableitung und Behandlung von wesentlicher Bedeutung. Die Beurteilung und Prognose der Wasserbeschaffenheit zielt auf die geogen begründeten und durch den Bergbau verursachten Veränderungen der gelösten Bestandteile des Wassers ab. Der im Bergbau weit verbreitete Effekt der Bildung von AMD (Acid Mine Drainage) oder NMD (Neutral Mine Drainage) wird durch die Verwitterung von Eisendisulfid-Mineralen im Tagebau und im belüfteten Untergrund bewirkt. Es werden Eisen, Protonen und Sulfat in das Porenwasser freigesetzt. Nachfolgend kommt es zu weiteren Wechselwirkungen zwischen dem Porenwasser und dem Feststoffen des Grundwasserleiters, wie der Verwit-

terung gesteinsbildender Minerale durch niedrige pH-Werte, oder der Veränderung der Mineraloberflächen durch Ionenaustausch. Zusätzlich kann z.B. durch die Fassung natriumchloridreicher Tiefenwässer die Salzkonzentration des Sumpfungswassers angehoben werden. Im Ergebnis kommt es zu einer Erhöhung der Mineralisierung des Wassers, wobei die Konzentrationen an Eisen, Aluminium und Sulfat im Vordergrund stehen.

2.2 Grundwasserbeschaffenheit

Mit der Hebung der Wässer (Sumpfungswässer) erfolgt ein Übergang vom anoxischen ins oxische Milieu, da das Wasser ein Gleichgewicht mit den atmosphärischen Gaspartialdrücken anstrebt. Gelöstes Eisen(II) oxidiert zum Eisen(III), welches unter Säureabgabe ausfällt. Gleichzeitig geben die Wässer mehr oder weniger viel CO_2 ab, da die TIC-Konzentrationen bei den meisten Grundwässern über denen liegen, die sich im Kontakt mit der Atmosphäre einstellen. Nach der erfolgten Belüftung und ggf. Fällung von Feststoffen ergibt sich ein pH-Wert, der der quantitativen Wirkung dieser Prozesse Rechnung trägt. Bei einer Versauerung des Wassers, wie es für die Summe des gehobenen Wassers gegenwärtig der Fall ist, kann ein Teil des Eisens in Lösung bleiben und bei pH-Werten < 4 kann auch Aluminium noch in signifikanten Konzentrationen im Wasser gelöst sein. Wird dieses Wasser durch Mischung mit neutralem Wasser oder durch Zugabe von Alkalien neutralisiert, dann wird durch die Fällung des Eisens und des Aluminiums weitere Säure freigesetzt. Dies ist bei der Einleitung in Gewässer oder bei der Wasserbehandlung zu beachten. Aus der Gesamtheit der vorliegenden

Analysen zur Grundwasserbeschaffenheit zeigt sich, dass die Mehrzahl der untersuchten Wässer bei einer Sulfatkonzentration von über 1000 mg/L und einer Eisenkonzentration von über 10 mg/L einen deutlichen bergbaulichen Einfluss aufweisen. Die hohe Eisenkonzentration führt bei Belüftung jedoch kaum zur Bildung von Wässern mit hoher Acidität. Es handelt sich dabei um Neutral Mine Drainage (NMD) (siehe Abb. 1).

Bei der Einleitung dieser Wässer in oberirdische Gewässer kommt es jedoch zur Eisen-Schlammfällung. In der Behandlung solcher Wässer in technischen Anlagen steht die Belüftung und Schaffung von Sedimentationsorten im Vordergrund. Die Veränderungen eines Wassers mit bekannten Inhaltsstoffen bei Belüftung sind gut prognostizierbar. Dazu werden geochemische Reaktionsprogramme (wie z.B. PHREEQC) verwendet, bei denen die Belüftung und Fällung simuliert werden kann. Bei der laborativen Bestimmung der Basenkapazität KB8,2 wird das vor allem auf dem Kohlenstoffsystem (TIC) beruhende Puffervermögen eines Wassers ermittelt. Da die Metallkonzentrationen sich dabei störend auswirken, wird nach DIN/ISO ein Gemisch aus Wein- und Zitronensäure (Tartrat/Citrat) zugegeben, um das Eisen zu komplexieren und von der Fällung und Säurebildung abzuhalten. Der Parameter KB8,2 eignet sich somit nicht zur Abschätzung des Neutralisationsaufwandes. Wird für alle Wasseranalysen der KB8,2 und die berechnete Acidität (Aci_ox_7,0) dargestellt, ergibt sich Abb. 2. Es zeigt sich deutlich, dass die Basenkapazitäten KB8,2 erheblich von den berechneten Aciditäten abweichen. Die berechnete Acidität bezogen auf pH 7 (Aci_ox_7,0) wird als

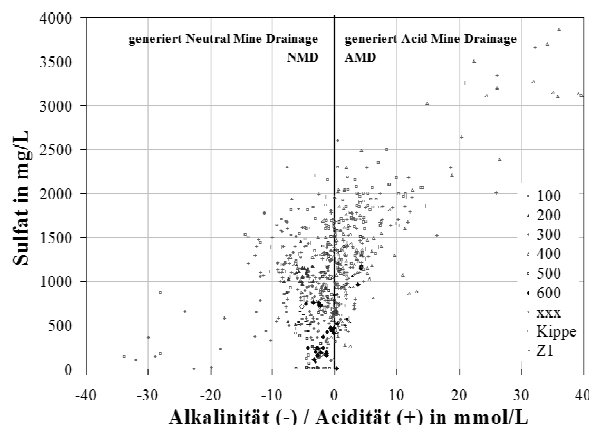


Abb. 1: Sulfatkonzentrationen und Acidität nach Belüftung als Indikatoren des bergbaulichen Einflusses.

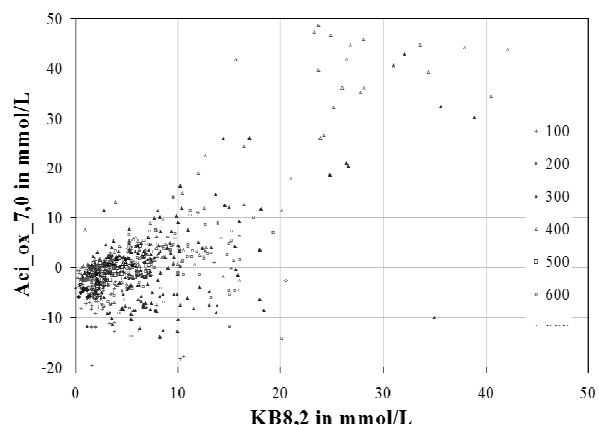


Abb. 2: Vergleich der berechneten Aciditäten (Aci_ox_7,0) mit den KB-Titrations.

Gleichgewichtswert bestimmt, bei dem die Partialdrücke von O_2 ($1 \cdot 10^{-0.67}$ entspricht 21 Vol%) und CO_2 ($1 \cdot 10^{-3.4}$ entspricht 0.0039 Vol%) und die Fällung von $Al(OH)_3(a)$, Pyrolusite (MnO_2) und $Fe(OH)_3(a)$ bei Übersättigung vorgegeben wird. Dazu wurde die Datenbasis wateq4f von PHREEQC in der Version 2,8 genutzt.

2.3 Entwicklung der Sumpfungswasserbeschaffenheit

Die veränderliche Beschaffenheit des Sumpfungswassers im Feld Schleenhain gab Anlass zur Untersuchung der Hintergründe. In Abb. 3 ist die Entwicklung der berechneten Acidität ($Aci_{ox_7,0}$) dargestellt. Seit dem Jahr 2007 liegt bei Belüftung ein im Mittel bei Belüftung saures Wasser vor, d.h. $Aci_{ox_7,0} > 0$. Der in der Abb. 3 dargestellte Trend weist deutlich eine Zunahme der Acidität, d.h. eine Verschlechterung aus. Die relativ große Schwankungsbreite zwischen den einzelnen Monatsmessungen wird aus den veränderlichen Anteilen an oberflächlich gefassten Wässern erklärt. Zwischen Acidität und dem Anteil des im Tagebau gefassten Oberflächenwassers besteht offenbar eine gute Korrelation. Dass durch die an den Böschungen des Tagebaus und der Kippenflächen austretenden und über die unbegrünten Flächen ablaufenden Wässer eine erhöhte Acidität transportiert wird, erscheint plausibel. Da der Anteil an Oberflächenwasser am gesamten Sumpfungswasser aber über den in Abb. 3 dargestellten Zeitraum hinweg abnimmt, kann damit keine Erklärung für den zunehmenden Trend der Acidität geliefert werden. Die Eisen- (Abb. 4) bzw. auch die Sulfatkonzentrationen zeichnen diesen zunehmenden Trend ebenfalls nach und ergeben ein kon-

sistentes Bild der Zunahme an bergbautypischen Merkmalen im Sumpfungswasser.

Die Ursache für diese Entwicklung soll mit der unten dargestellten Prognoserechnung als Ergebnis der Stoffbilanzen erklärt werden. Die unterschiedlichen Anteile der einzelnen *Herkunfts-räume* am gesamten Dargebot begründet die Formierung der gemessenen Mischwasserbeschaffenheit. Mit der durchgeführten Datenauswertung wurden signifikante Trends gesucht. Ein bedeutendes Glied der Wasserbilanz für Schleenhain ist der Zustrom an Wasser aus dem Prätertiär. Dieses Wasser hat einen charakteristisch hohen Salzgehalt. Daher wurde nach einem Zusammenhang zwischen dem Anteil an Prätertiär-Wasser und der Acidität gesucht. Ab 2006 wurde die Fassung des Prätertiär-Wassers stufenweise verringert, wobei ein gleichzeitiger Anstieg der Acidität zu beobachten war. Es zeigte sich, dass durch das eisenarme Wasser aus dem Prätertiär das bergbaulich beeinflusste Wasser offenbar verdünnt wurde. Dieser Effekt wirkt sich deutlich auf die mittlere Acidität des Sumpfungswassers aus.

3 Prognose der Sumpfungswasserbeschaffenheit

3.1 Methodik

Die Entwicklung der Sumpfungswasserbeschaffenheit wird durch den erwarteten Grundwasserzustrom und dessen Beschaffenheit bestimmt. Die Grundwasserströmung für den Tagebau Vereinigtes Schleenhain wird innerhalb des Großraummodells „HGM-Süd“ (IBGW 2007) beschrieben, während Grundwasseranalysen den derzeitigen Zustand des Grundwassers beschrei-

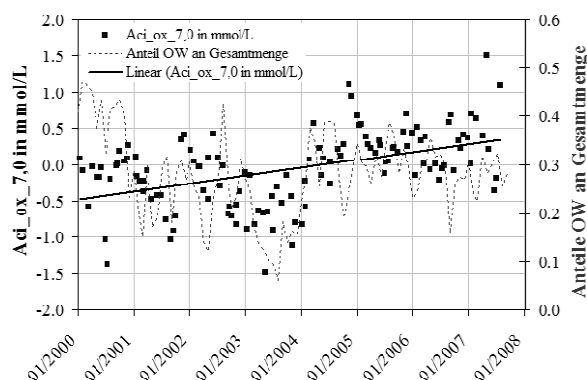


Abb. 3: Entwicklung der berechneten Acidität ($Aci_{ox_7,0}$) im Sumpfungswasser an der Übergabestelle zur Flutungsleitung.

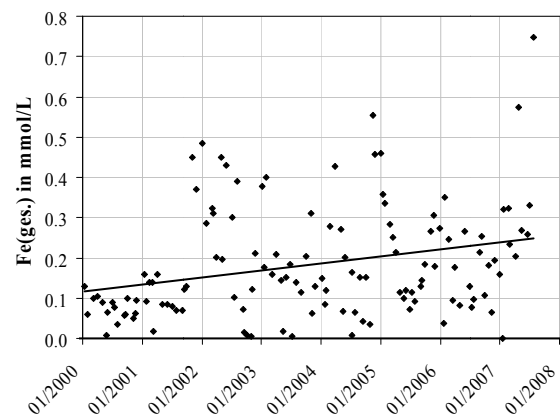
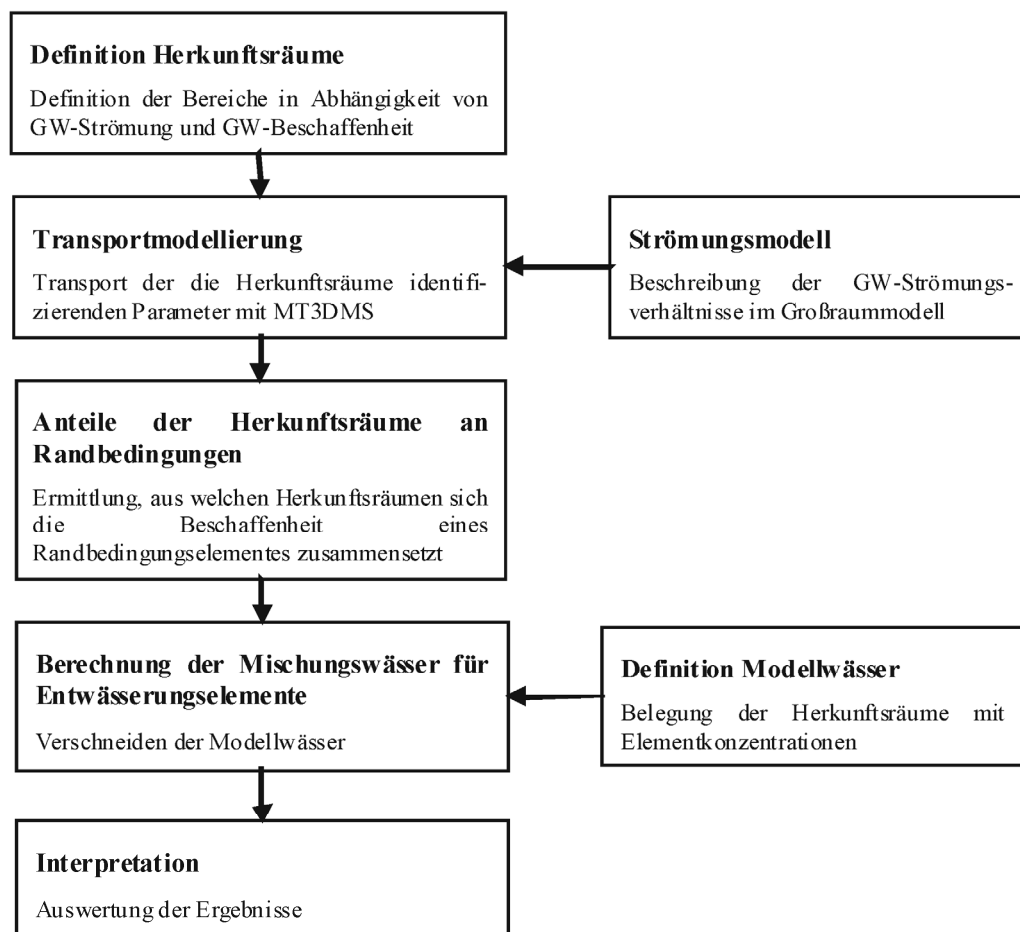


Abb. 4: Entwicklung der Eisenkonzentrationen im Sumpfungswasser an der Übergabestelle zur Flutungsleitung.

ben. Durch Kombination beider Datenbestände und der Annahme, dass die Grundwasserbeschaffenheit in den Herkunftsräumen über die betrachteten Zeiträume nicht veränderlich ist, lassen sich Prognosen für die Zukunft ableiten.

Der Bearbeitungsablauf sieht wie folgt aus:



3.2 Hydrogeochemische Herkunftsräume

Die Definition von hydrogeochemischen *Herkunftsräume* dient dazu, die räumlich differenzierte Beschaffenheit des dem Tagebau zuströmenden Grundwassers nachvollziehbar widerzuspiegeln. Dazu wurden die *Herkunftsräume* an den im Grundwassermodell beschriebenen Strömungsverhältnissen, den ermittelten Beschaffenheiten und der Verbreitung der Hauptgrundwasserleiter orientiert. Insgesamt wurden 6 *Herkunftsräume* identifiziert, die das gesamte Untersuchungsgebiet bedecken (siehe Abb. 5). Auf der Basis der Verbreitung der Grundwasserleiter wurde ein Strukturmodell erstellt. In Abb. 6 ist ein Schnittkreuz durch dieses Modell visualisiert.

3.3 Bilanzgebiete

Für die Prognose der Wasserbeschaffenheit wurde die Entwässerung des Feldes Schleenhain in Entwässerungselemente aufgeteilt. Die Wasserhaltung besteht aus 4 Hauptelementen:

- Wasserhaltung Drehpunkt (WHDP 1124),
- Wasserhaltung Direktversturz (WHDV),
- Tunnelwasserhaltung (TWH),
- Hauptwasserhaltung (HWH),

welche die Wassermengen aus insgesamt 20 Nebenelementen fassen und verteilen. An den wichtigen Punkten des Wasserverteilungsnetzes wurden im Oktober 2007 Wasserproben entnommen und analysiert. Den Hauptelementen

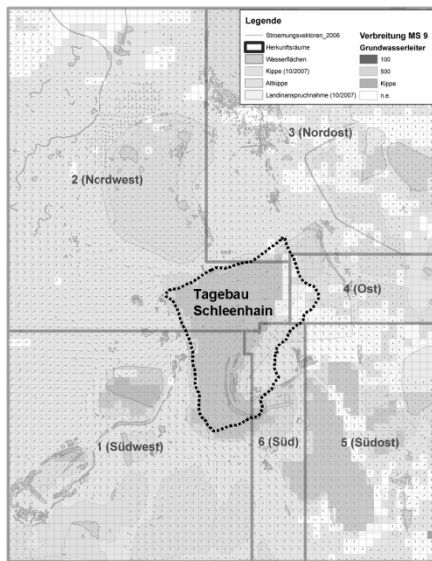


Abb. 5: Definierte Herkunftsräume für das gesümpfte Tagebauwasser.

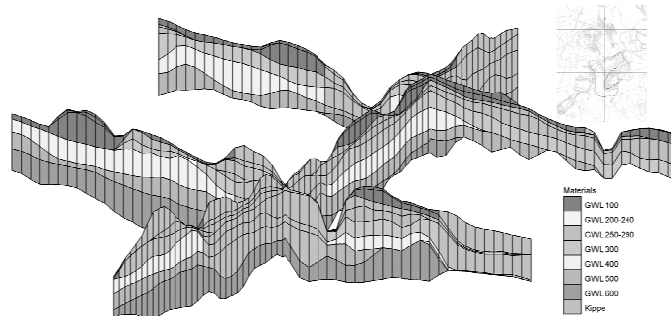


Abb. 6: Schnittdiagramm durch das aus den übergebenen Grundwassermodelldaten erstellte Strukturmodell.

wurden im weiteren Verlauf der Bearbeitung *Bilanzgebiete* (Abb. 7) zugeordnet.

Damit war die Möglichkeit zur Verschneidung der Daten aus dem Transportmodell und dem Schema der Tagebauentwässerung gegeben. Für die prognostische Betrachtung der Volumenströme wird davon ausgegangen, dass mit Fort-

schreiten des Tagebaubetriebes eine Erweiterung der Vorfeldentwässerung einhergeht. Die im Ist-Zustand beschriebenen räumlichen Bezüge der Entwässerungsgebiete ändern sich somit.

3.4 Transportmodellierung

Die Prognose der Anteile der Herkunftsräume an den Fördermengen der im Tagebau liegenden Randbedingungen erfolgt mittels einer Transportmodellierung. Diese basiert auf der Modellierung der Grundwasserströmung im HGM-Süd mit Stand September 2006. Die in dieser Modellversion berücksichtigte Entwicklung der Abbaufelder des Tagebaues Vereinigtes Schleenhain basiert auf der Grundlage der 2005 durch die MIBRAG mbH übergebenen Planungsunterlagen. Der Stofftransport mit MT3DMS bietet nicht die Möglichkeit, lokale Netzverfeinerungen in Form der Lupen von PCGEOfim (mit dem die HGMS-Ergebnisse erzeugt wurden) zu berücksichtigen. Daher musste für die Transportmodellierung ein neues Raster verwendet werden. Als Transportraster wurde das übergebene Grundraster von 250 mal 250 m gewählt. Anschließend erfolgte die Zusammenfassung der Modellschichten zu einer Schicht. Alle Eigenschaften und Wasserströme wurden entsprechend übertragen. Auf Grund der geringen Informationsdichte zur Grundwasserbeschaffenheit und der derzeit in Überarbeitung befindlichen Grundwasserströmungsergebnisse ist dieses Modell informationsadäquat und es genügt den Ansprüchen an diese Bearbeitung.

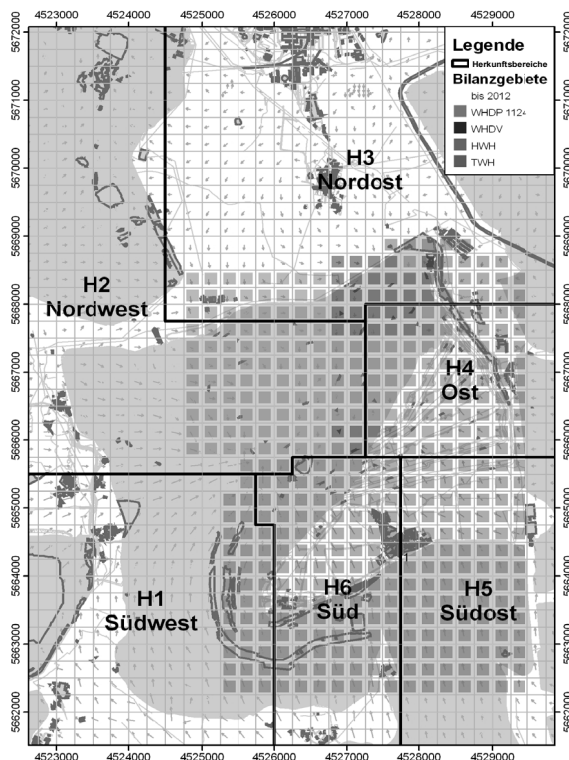


Abb. 7: Bilanzgebiete für die Ermittlung der Beschaffenheit des gehobenen Wassers.

Tab. 1: Beispiel für ein Modellwasser aus einem Herkunftsraum (hier Herkunftsraum H3).

Messstelle	RW	HW	GWL	Fe	SO ₄	Aci_ox_7,0	Datum	Anzahl
				mg/L	mg/L	mmol/L		
43712	4524980	5671755		21,3	666	-2,5	1997-2007	18
33580	4527873	5668850	x	5,8	176		2006	1
33581	4527875	5668864	x	2,8	37		2006	1
32650	4527853	5668822	x	0,5	349		2006	1
Modellwasser			x	7,5	310	-2.5		

x...mehrere Grundwasserleiter

Tab. 2: Definition der Konzentrationen für Prätertiär- sowie Oberflächenwasser.

	Prätertiär	Oberflächenwasser
Fe in mg/L	8,0	30.0
SO ₄ in mg/L	620	1100
Aci_ox_7,0 in mmol/L	-3,0	1.0

Eine detailliertere Betrachtung mit mehreren Schichten könnte auf Basis des überarbeiteten Großraummodells erfolgen. Aus den transformierten Strömungsdaten wurden anschließend die Eingangsdaten für die Transportrechnung mit MT3DMS erstellt. Nach dem die Voraussetzungen für die Transportmodellierung geschaffen wurden, erfolgt die Zuweisung der Identifikatoren für die einzelnen Herkunftsräume.

3.5 Modellwässer

Als Grundlage für die Mischungsrechnung wurden jedem *Herkunftsraum* Grundwässer mit einer charakteristischen Zusammensetzung zugeordnet. Die Ableitung der typischen Wasserbeschaffenheiten erfolgt durch die Auswertung der verfügbaren Daten der Grundwasserbeprobungen, separiert nach *Herkunftsräumen*. Als zusätzliche Information für die Zusammensetzung der Grundwässer in den *Herkunftsräumen* werden die Anteile der einzelnen Modell-Schichten am Sumpfungswasser der für die *Herkunftsräume* gebildeten Gruppen von Randbedingungelementen betrachtet. Problematisch sind Bereiche in welchen Grundwasseranalysen nicht oder nur ungenügend vorhanden sind. Es wurde versucht diese Datenlücken mit einer Probenahmekampagne zu schließen. Aufgrund der fehlenden oder für die Probenahme nicht geeigneten Messstellen war dies nur begrenzt möglich. Zur Einschätzung der Grundwasserbeschaffenheit wurden Messstellen im Untersuchungsgebiet, welche nicht in dem *Herkunftsraum* liegen,

zur Erstellung eines Modellwassers herangezogen. Diese Modellwässer stellen damit nur eine Abschätzung der Grundwasserbeschaffenheit dar (Tab. 1).

Für die Bearbeitung wurde auch die Definition einer Prätertiär- und einer Oberflächenwasserbeschaffenheit notwendig. Die Charakterisierung des Prätertiärs konnte über vorhandene Datensätze erreicht werden. Für Oberflächenwasser standen keine Daten zur Verfügung. Bei der Definition des Modellwassers der Oberflächenwässer wird davon ausgegangen, dass das grundwasserbürtige Oberflächenwasser beim Kontakt mit der Atmosphäre oxidiert wird, Fe(II) zu Fe(III) teilweise reagiert und anschließen unter Erhöhung der Acidität Fe(OH)₃ ausfällt. Damit verringert sich die Eisengesamtkonzentration (Fe(ges)) von 80-100 mg/L auf angenommene 30 mg/L. Die Acidität des Wassers erhöht sich auf ca. 1,5 mmol/L wird. Die Sulfatkonzentration bleibt von der Oxidation unberührt. Außerdem wird der Oberflächenwasserabfluss mit Niederschlagswasser gemischt und bildet den resultierenden oberflächlichen Abfluss. Die angenommenen Konzentrationen für das Prätertiär sowie den Oberflächenabfluss sind in Tab. 2 zusammengefasst.

3.6 Mischung und Verschneidung der Modellwässer

Die Datengrundlage für die Mischungsrechnung bilden:

- das Grundwasserströmungsmodell zur Struktur der Grundwasserleiter (k_f -Werte) sowie die Ergebnisse der Berechnungen (Volumenströme der **Modellzellen**),
- die Ergebnisse der Transportmodellierung in der die Anteile der **Herkunftsräume** je Zelle berechnet werden,
- die Definition der repräsentativen Modellgrundwässer in den **Herkunftsräumen**,
- die Definition der **Bilanzgebiete** auf der Grundlage des Entwässerungsschemas des Tagebaus und
- die gemessenen Volumenströme der Filterbrunnen sowie der Oberflächenwässer zum Vergleich der berechneten und gemessenen Wassermengen.

Den **Modellzellen** im Untersuchungsgebiet wird entsprechend der definierten **Herkunftsräume** ein **Bilanzgebiet** zugewiesen. **Modellzellen** außerhalb der **Bilanzgebiete** erhalten keine Zuweisung. Mit den Ergebnissen der Transportmodellierung war es möglich, jeder **Modellzelle** (i) ein **Bilanzgebiet** (k) und einen Volumenstrom der Zelle in Bezug auf die zugewiesenen **Bilanzgebiete** ($Q_{i,k}$) sowie einen Anteil H_j für $j=1$ bis 6 entsprechend der definierten **Herkunftsräume** (j) zuzuweisen. Auf dieser Basis wurden die Volumenströme Q_k eines **Bilanzgebietes** mit:

$$Q_k = \sum Q_{i,k} \quad \text{berechnet.}$$

Danach erfolgte die Übertragung auf die Anteile $H_{j,k}$ der Volumenströme aus den **Herkunftsräumen** für jedes **Bilanzgebiet** mit:

$$H_{j,k} = \frac{Q_{i,k} \cdot H_{j,i}}{Q_k}.$$

Mit der Definition der **Modellwässer**, den Volumenströmen und Anteilen den Konzentrationen eines Stoffes x in einem **Herkunftsraum** $c_{x,j}$ stehen nun die notwendigen Informationen für die Berechnung der Konzentrationen der geförderten Volumenströme in den **Bilanzgebieten** mit

$$c_{x,k} = \sum H_{j,k} \cdot c_{x,j}$$

zur Verfügung. Die Konzentration des Mischwassers kann berechnet werden, wenn eine Wichtung der Mengen aus den **Bilanzgebieten** mit der gesamten geförderten Wassermenge durchgeführt wird:

$$c_x = \sum_{k=1}^6 \frac{Q_k}{\sum Q_k} \cdot c_{x,k}.$$

Die Wasserbeschaffenheit in den **Herkunftsräumen** im Betrachtungszeitraum wird als konstant betrachtet.

4 Ergebnisse

Die nachfolgende Abb. 8 stellt die Konzentrationen der aus den Analysedaten berechneten Aciditäten (**Jahresmittelwerte**), bis zum Jahr 2007 und die prognostizierte Entwicklung der berechneten Aciditäten (**Acid_ox_7,0**) des Flutungswassers bis 2020 dar. In Abb. 9 werden die gemessenen und prognostizierten berechneten Sulfat-Konzentrationen abgebildet. Es kann festgestellt werden, dass mit dem Mischungsmodell die Beschaffenheitsentwicklung bezüglich der Parameter Acidität und Sulfat, mit den oben beschriebenen Randbedingungen, gut abgebildet werden können. Der Trend zur Erhöhung der Acidität ab 2003 wird mit dem Mischungsmodell gut abgebildet. Prognostisch wird die Acidität bis zum Jahr 2020 in Abhängigkeit von der Betriebsführung des Tagebaus auf ca. 0,8-1,0 mmol/L ansteigen, wenn angenommen wird, dass kein Wasser des Prätertiärs als Mischungskomponente für einen Alkalinitätsbeitrag genutzt werden kann. Können die prognostizierten Wassermengen mit 5 m³ Wasser aus dem Prätertiär pro min verdünnt werden, verringert sich die zukünftige Acidität der resultierenden Wässer auf ca. 0,4 mmol/L. Der Abfall der Aciditätskurve ab dem Jahr 2015 ist auf die Erweiterung des Tagebaubetriebes in Richtung Nord sowie der damit verbundenen Hebung von Wässern aus dem Vorfeld zurückzuführen. Die Entwicklung der Sulfatkonzentration ähnelt in ihrem Verlauf der der Acidität. Langfristig wird eine Verminderung der SO₄-Konzentration auf das Niveau von ca. 1000 mg/L erwartet. Der Verlauf der Konzentrationsentwicklung ist ebenfalls geprägt vom Anteil des geförderten Prätertiärwassers.

Eine nicht-reaktive Bilanzierung von Eisen ist im Gegensatz zur Acidität und zum Sulfat nicht

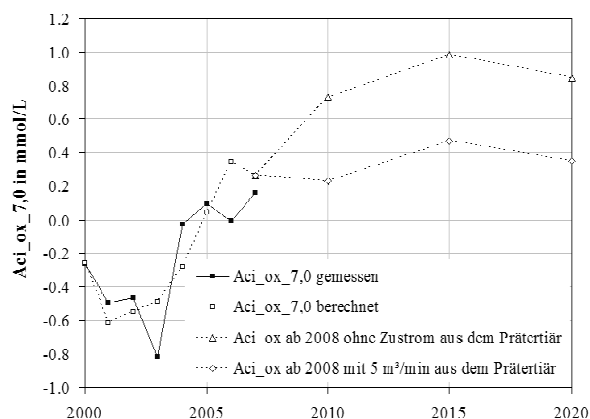


Abb. 8: Vergleich der gemessenen und berechneten Acidität sowie ihrer Entwicklung bis 2020.

möglich. Durch die Belüftung der Wässer innerhalb des Tagebaugeländes in offenen Gerinnen und Becken wird Eisen oxidiert, gefällt und abgelagert. Es kommt allerdings nicht zu einer vollständigen Oxidation und Fällung (Einstellung eines Gleichgewichtes). Der Anteil des gefällten Eisens am ursprünglich im Wasser vorhandenen Eisen ist von der Summe vieler Faktoren abhängig. Die Wichtigsten sind der ursprüngliche Eisengehalt und die Betriebsführung der Wasserhaltung. Durch die Betriebsführung werden der Grad der Belüftung, die Mischung mit anderen belüfteten und unbelüfteten Wässern und die Verweilzeit bestimmt. Eine hydrochemische Modellierung dieser Vorgänge ist nicht zielführend und wäre für den Prognosezeitraum auch wenig belastbar.

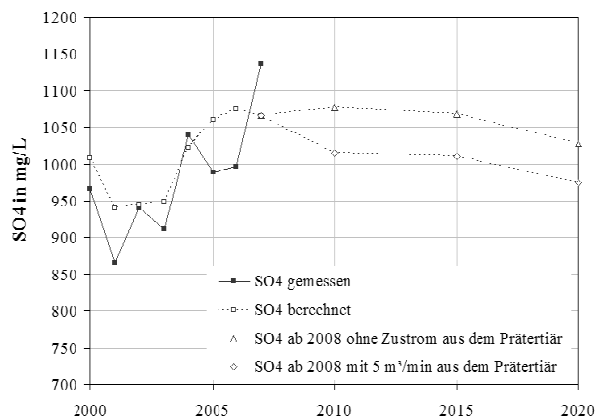


Abb. 9: Vergleich der gemessenen und berechneten Sulfatkonzentration sowie ihrer Entwicklung bis 2020.

5 Literatur

PARKHURST D. & APELLO, C.(1999): User's guide to PHREEQC (Version 2) - a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical reactions, Water-Resources Investigations Report 99-4259, U.S. Geological Survey

ZHENG, C & WANG, P.P. (1999): MT3DMS – A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems. Contract Report for U.S. Army Corps of Engineers Nr. SERDP -99

SAMES, D. & BOY, S. (1997): PCGEOFIM – Anwenderdokumentation, IBGW Leipzig

Technikumsversuche zur Abreinigung von Eisen und Sulfat aus Kippengrundwässern durch mikrobielle Sulfatreduktion

Volker Preuß, Ralph Schöpke & Roland Koch

BTU Cottbus, Lehrstuhl Wassertechnik & Siedlungswasserbau, Siemens-Halske-Ring 8, 03046 Cottbus, preuss@tu-cottbus.de

Es werden Ergebnisse des abgeschlossenen FuE-Vorhabens „Stärkung des Entwicklungspotentials von Bergbaufolgelandschaften durch den Schutz von Oberflächengewässern vor schwefelsauren Grundwasserzuflüssen mittels reaktiver Reinigungswände“, Teilprojekt: „Entwicklung von GATE-Reaktoren für aktive reaktive Reinigungswände zur reduktiven Reinigung schwefelsaurer bergbaubür-tiger Wässer; Teil B: Heterotrophe Sulfatreduktion und Kationenzugabe“ vorgestellt. Im Fokus des Beitrages stehen der Einsatz von Glycerin als Energie- und Kohlenstoffquelle, wobei insbesondere auf die Prozessstabilität und die Bewertung der Umweltverträglichkeit des aufbereiteten Wassers eingegan-gen wird. Weiterhin wird die Abreinigung restlicher Sulfide in Adsorberpackungen vorgestellt. Für die Fertigung der Adsorber wurde ein neuartiges Herstellungsverfahren entwickelt und zum Patent angemeldet.

The results of a finished research project in conjunction with the treatment of potentially acidic tip ground water are shown. The use of glycerol as carbon source for sulphate reducing bacteria, the elimination of remaining hydrogen sulphide and the valuation of the environmental sustainability of the treated water are the key issues of the presented article.

1 Einleitung

Der Zustrom potentiell saurer Kippengrundwä-ser ist die Ursache für die Bildung schwefelsaurer Tagebauseen. Insbesondere für das entstehende „Lausitzer Seenland“ sind verschiedene Formen der Gewässernutzung geplant. Die damit einher gehenden Anforderungen an die Gewä-sergüte können häufig erst durch initiale Maß-nahmen sowie einer langfristigen Nachsorge gesichert werden (NIXDORF & UHLMANN, 2002). Die Anbindung der Bergbaufolgegewässer an die Fließgewässer stellt weiterhin eine der dominie-renden anthropogenen Sulfatquellen dar, welche in Kontext der Trinkwassergewinnung bereits Nutzungskonflikte hervorruft und zukünftig eine weitere Verschärfung der Sulfatproblematik er-warten lässt (KÖHLER, 2002).

In Technikumsversuchen wurden Festbettreakto-ren erprobt, wie sie für den zukünftigen techni-schen Einsatz in Aktiven Drain and Gate Systeme (ADAG, DE 103 10 986, DE 103 10 991) zur Eisen- und Sulfatabreinigung im Zustrom von Tagebauseen konzipiert sind. Den Kern des Behandlungsverfahrens bildet die heterotrophe Sulfatreduktion. Primäres Untersuchungsziel stellte der Nachweis einer stabilen Betriebsweise der Reaktoren bei dauerhafter Einhaltung des

Sanierungszieles dar, welches mit der Entsäue-rung des Wassers sowie Ablaufkonzentrationen von maximal 250 mg/L Sulfat festgelegt wurde.

Bei dem angestrebten Umsatz von Sulfat ist mit dem im Rohwasser vorhandenen Eisenvorrat eine vollständige Fällung des produzierten Sul-fid-Schwefels nicht möglich. Die Entwicklung einer zweiten Prozessstufe zur Abreinigung der restlichen Sulfide durch Kationenzugabe (Eisen) war daher ebenfalls Gegenstand der Unters-uchungen.

Die Überführung des untersuchten Verfahrens der Wasserbehandlung in die Sanierungspraxis setzt dessen Genehmigungsfähigkeit voraus. Deshalb müssen die im Technikumsversuch auf-bereiteten Wässer hinsichtlich ihrer Wirkung bei Ausleitung in Umweltkompartimente beurteilt werden. Zu diesem Zweck wurde die von SCHÖPKE (2007) entwickelte Bewertungsmetho-dik angewendet.

2 Material und Methoden

2.1 Kippengrundwasser

Ein im Südanstrom des Senftenberger Sees ge-wonnenes Kippengrundwasser diente als Roh-wasser der Wasserbehandlungsversuche. In spe-

Tab. 1: Charakteristische Rohwasserparameter.

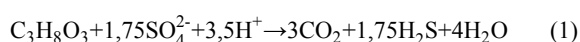
Parameter	pH	Fe(II)	Mn	Al	NP	SO ₄
Dimension	[-]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mmol/L]	[mg/L]
Wert	5,0	151,4	9,6	3,3	-6,6	1302

ziellen Behältern wurde das anoxische Kippengrundwasser unter Schutzatmosphäre gelagert. Die bergbautypischen Hauptinhaltsstoffe (Tab. 1) unterlagen während der Lagerung nur geringen Konzentrationsschwankungen. Entsprechend der Zielstellung waren 10,96 mmol/L Sulfat und 2,70 mmol/L Eisen abzureinigen.

2.2 Kohlenstoffquelle

Bei der Auswahl geeigneter Kohlenstoffquellen für heterotrophe Sulfatreduzierer umfasst das Anforderungsprofil eine Vielzahl an Kriterien (PREUB, 2004). Neben der grundsätzlichen Verwertbarkeit durch SRB als Mindestanforderung beeinflussen alle weiteren Kriterien den erforderlichen Aufwand zur Gestaltung eines anwendungsreifen Verfahrens, welcher sich kostenseitig widerspiegelt. Zur Minimierung der Verfahrenskosten kommt deshalb der Auswahl einer preisgünstigen Kohlenstoffquelle besondere Bedeutung zu. Zum Zeitpunkt der Projektbearbeitung erfüllte technisches Glycerin, welches als Abfallprodukt der Biodieselproduktion anfällt, die gestellten Anforderungen in idealer Weise. Da die technischen Chemikalien den Gesetzen des Marktes unterliegen, können Kostenvorteile innerhalb kurzer Zeiträume wieder verloren gehen. Gegenwärtig scheint auch die C-Quelle Glycerin davon betroffen zu sein.

Bei allen Technikumsversuchen kam Pharmaglycerin (Biopetrol Schwarzheide GmbH) als Kohlenstoffquelle zum Einsatz. Stickstoff und Phosphor wurden durch Zugabe von NH₄Cl und KH₂PO₄ ergänzt. Das Verhältnis von C : N : P wurde auf 320 : 5 : 1 eingestellt. Für die Sanierungsreaktion unter Verwendung von Glycerin lässt sich die folgende Reaktionsgleichung aufstellen:



2.3 Versuchsaufbau

Neben kleineren Reaktoren kam als Großsäule ein PE-Rohr mit 0,6 m Durchmesser und 4,8 m

Länge zum Einsatz. Diese wurde durch ein Raumgerüst (3,0 m x 3,0 m x 6,0 m) fixiert, das gleichzeitig den Zugang zu allen Anschlussleitungen, Messeinrichtungen und Probenahmestellen ermöglichte.

Die Großsäule wurde als abwärts-durchströmter Festbettreaktor mit einer Packungshöhe von 4,0 m und damit einem Packungsvolumen von 1,0 m³ betrieben. Als Schütttschicht kamen Kunststofffüllkörper (H2X36 glatt, Christian Stöhr GmbH & Co Elektro- und Kunststoffwaren KG) zum Einsatz. Die Beaufschlagung des Reaktors mit Kippengrundwasser erfolgte durch Membrandosierpumpen, zur Dosierung der Nährlösung (Glycerin, NH₄Cl, KH₂PO₄) kam eine Schlauchpumpe zum Einsatz. Über zwei Kreislumpen unterschiedlicher Baugröße konnte eine Umwälzung vorgenommen werden. Durch eine weitere Kreislumpe war die Rückspülung (Wasserstarkstromspülung) des Reaktors möglich.

Die Erfassung der jeweiligen Wasservolumenströme erfolgte bei sehr kleinen Werten durch Auslitern, sonst mittels Ultraschall-Aufschallsensoren. Eine mögliche Gasentwicklung wurde über einen Trommelgaszähler erfasst. Entlang des Fließweges war an vier Messpunkten die kontinuierliche Erfassung von pH-Wert, Redoxpotential, elektrischer Leitfähigkeit und der Temperatur vorgesehen. Über ein Interface wurden die 16 Elektroden angesteuert und zur Datenspeicherung mit einem PC gekoppelt.

In die Ablaufleitung des Reaktors wurden separate Filter zur Fällung der restlichen Sulfide eingebunden.

2.4 Eisenhydroxid-Pellets

Als verfahrenstechnisch einfach zu handhabende Vorrichtung zur Abreinigung der restlichen Sulfide bietet sich zumindest bei kleineren Anlagen der Einsatz von Filterpackungen an. Das setzt voraus, dass für die beabsichtigte Eisensulfidfällung die Eisenquelle als schüttfähiges, körniges Material vorliegt. Mit Blick auf die erforderlichen Einsatzmengen bei einer zukünftigen technischen Anwendung ist es nahe liegend, dass die

Tab. 2: Stöchiometrischer Sauerstoffverbrauch bei vollständiger Oxidation von zehrenden Grundwasserinhaltsstoffen.

Stoff	Formel	Stöchiometrie	spez. CSB	
		mol O ₂ /mol Substrat	g O ₂ /mol	g O ₂ /g
Methanol	CH ₃ OH	1,5	48	1,5
Glycerin	C ₃ H ₈ O ₃	3,5	112	1,22
Eisen(II)	Fe ²⁺	0,25	8	0,143
Mangan (II)	Mn ²⁺	0,5	16	0,290
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	2	32	0,94
org. Stoffe	Bestimmung des Zehrungsverhaltens oder $\approx 4 \times \text{DOC}$			

in Grubenwasserreinigungsanlagen (GWRA) anfallenden Eisenhydroxidschlämme als Eisenquelle Verwendung finden.

Die Aufbereitung der Dünnschlämme aus den GWRA zu einem schüttfähigen Material wurde durch Pelletierung gelöst und ist bei (SALZBRENNER & PREUB, 2007) ausführlich beschrieben. Die Herstellung der Pellets umfasst die Verfahrensschritte:

Konditionierung – Eindickung – Entwässerung – Pelletierung.

Bei diesem Verfahren ist es gelungen, teilentwässerte Schlämme durch Zusatz von hygroskopischen Naturfasern zu pelletieren. Für diesen völlig neuen Verfahrensansatz wurde durch die LMBV mbH die Patentierung beantragt. Die gefertigten Pellets weisen eine ausreichend hohe mechanische Festigkeit auf, um sie als Filterschüttung einsetzen zu können.

2.5 Bewertungsmethodik zur Charakterisierung des behandelten Wassers

Für die im Zuge der heterotrophen Sulfatreduktion mit Eisensulfidfällung zu prüfenden Wirkungen der aufbereiteten Wässer wurde bereits in früheren Projekten (z.B. KOCH *et al.*, 2006) eine Untersuchungsmethodik entwickelt, die zwischenzeitlich weiter untersetzt worden ist. Dabei ist auf die folgenden Kategorien einzugehen:

- Sauerstoffzehrende Stoffe,
- Eutrophierende Stoffe,
- Reststoffe bzw. Metabolite mit folgenden Eigenschaften:

- akute Toxizität,
- Inertstoffe, die die Wasseraufbereitung durch Wiederverkeimung oder Bildung von Desinfektionsnebenprodukten beeinträchtigen können.

Biologisch leichtabbaubare Stoffe können in höheren Konzentrationen in Oberflächengewässern **Sauerstoffzehrung** verursachen. Als Bewertungskriterium können die gesetzlichen Einleitbedingungen für Abwässer mit diesen Stoffen herangezogen werden. Der Biochemische Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB₅), als Maß des Sauerstoffzehrungspotenzials dieser Abwässer, wird in AbwAG i.d.R. auf 25 mg/L und der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) wird i.d.R. auf 110 mg/L O₂ begrenzt. Die zulässige Einleitfracht ist vorflutabhängig.

Eine erhöhte Sauerstoffzehrung im Oberflächengewässer durch einströmendes unvollständig saniertes Grundwasser kann durch folgende Inhaltsstoffe ausgelöst werden:

- organische Stoffe,
- Eisen(II)- und Manganionen,
- Schwefelwasserstoff.

Die spezifische Sauerstoffzehrung lässt sich aus der Reaktionsgleichung berechnen, so dass das maximale Zehrungsvermögen aus der analysierten Wasserbeschaffenheit nach Tab. 2 orientierend berechnet werden kann. Reste der eingesetzten Kohlenstoffquelle, Eisen(II) und Schwefelwasserstoff sollten bei optimaler Fahrweise des Untergrundreaktors minimiert werden.

Das Zehrungspotenzial von behandeltem Wasser lässt sich auch über den Biochemischen Sauer-

stoffbedarf (BSB) ermitteln. Eingesetzt wird zu diesem Zweck ein Langzeitzehrungsversuch, abweichend von der Abwasseranalytik, ohne Zugabe von Nitrifikationshemmern. Damit werden aerob abbaubare Stoffe, einschließlich Ammonium, erfasst. Aus dem zeitlichen Abbauverhalten (Zehrungskurve) lassen sich semiquantitativ leicht- und schwerabbaubare Anteile ermitteln. In der Probe verbleibt der biochemisch nicht- oder schwerabbaubare Anteil der Inhaltsstoffe.

Für die Sulfatreduktion benötigen die Mikroorganismen neben einer Kohlenstoffquelle noch die Hauptnährelemente N und P. Überschüssig zugegebene Nährstoffe können Gewässer eutrophieren. Der Nährstoffeintrag ist deshalb zu begrenzen. Es wird das Verschlechterungsverbot als Bewertungskriterium für den Eintrag **eutrophierender Stoffe** vorgeschlagen. Das sanierte Grundwasser sollte im Mittel nicht höher mit den Nährstoffen N und P belastet sein als das anströmende, unsanierte Grundwasser.

Ein anorganischer **toxischer Metabolit** ist der Schwefelwasserstoff. Dessen Eintrag in Gewässer ist über die Optimierung der Verfahrenstechnik zu verhindern. Darüber hinaus ist zu klären, inwieweit ggf. auftretende Konzentrationsspitzen im Einfahrtrieb oder unter Havariebedingungen toleriert werden können. Dabei ist zu beachten, dass erhöhte Schwefelwasserstoffkonzentrationen in eisenhydroxidreichen Gewässersedimenten von Tagebauseen durch Sorption abgepuffert und an ausreichend sauerstoffversorgten Sedimentoberflächen bei niedriger Zustromgeschwindigkeit durch Oxidation abgebaut werden. Wesentlich ist, dass die Konzentrationen im Dauerbetrieb nicht erhöht sind.

Die nicht einzeln analytisch erfassbaren organischen **Inertstoffe**, die summarisch eine DOC-Erhöhung bewirken, können nach (SONTHEIMER 1988) bezüglich ihrer Wasserwerks- und Trinkwasserrelevanz beurteilt werden. Die wasserwerksrelevanten Stoffe lassen sich näherungsweise nach einem Langzeit-BSB aus der ausgezehrten Probe bestimmen und die trinkwasserrelevanten Stoffe verbleiben nach anschließender Pulverkohlebehandlung im Wasser (SCHÖPKE *et al.*, 2002).

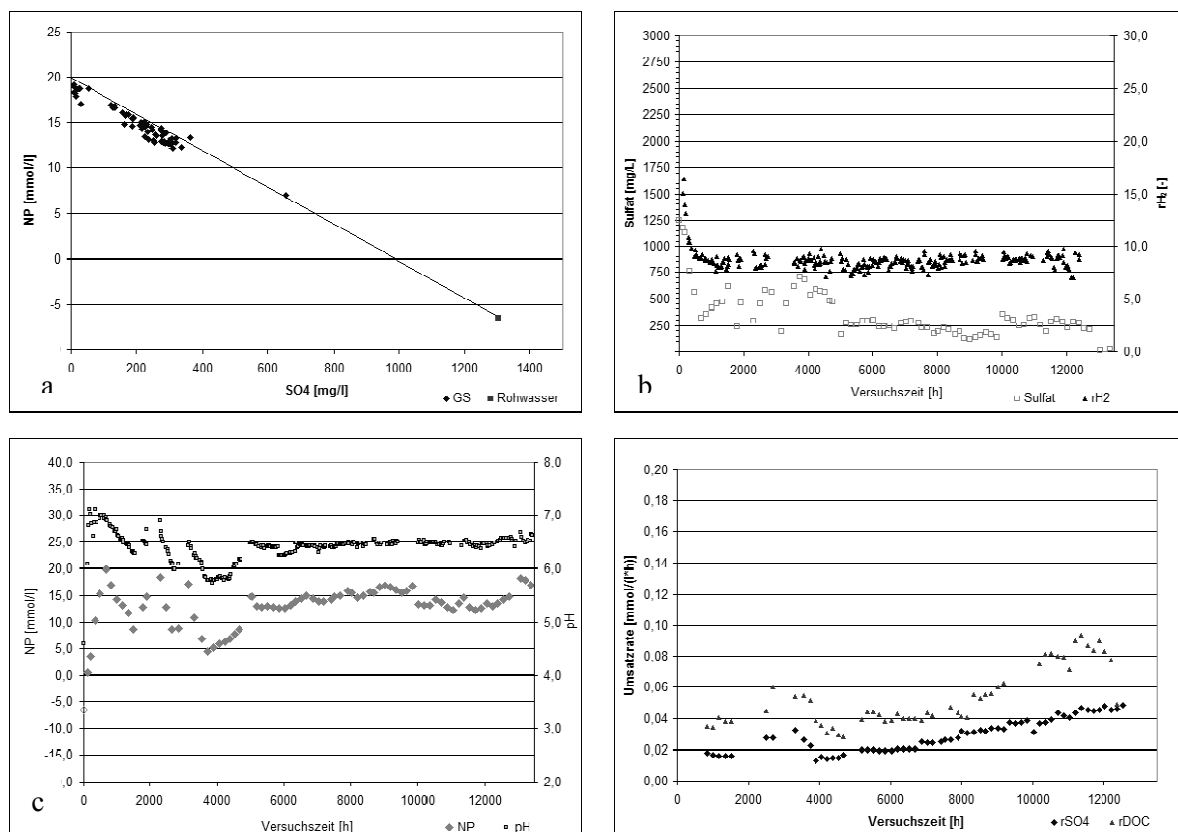


Abb. 1: Entwicklung charakteristischer Parameter der Großsäule: a – Entsäuerung in Abhängigkeit des Sulfatumsatzes; b – SO₄-Konzentration und Redoxverhältnisse; c – NP und pH; d – Umsatzraten für SO₄ und DOC.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Sulfatreduktion

Die Wasserbehandlung erfolgte ausschließlich durch die Aktivität sulfatreduzierender Bakterien. Wie Abb. 1a zeigt, folgen sämtliche Messwerte dem theoretischen Verlauf (Gerade in Abb. 1), welche durch Gleichung (1) beschrieben wird. D. h., je umgesetzten Mol Sulfat werden zwei Mol Alkalinität gebildet. Bei vollständigem Sulfatumsatz erreicht die Pufferkapazität des behandelten Wassers 20 mmol/L. Für den Zielbereich der Wasserbehandlung mit 250 mg/L Sulfat im Ablauf ergeben sich Pufferkapazitäten von 15 mmol/L.

Bei der Großsäule konnte das Aufbereitungsziel von 250 mg/L SO_4 nach einer Einarbeitungsphase durchgängig bei nur geringer Streuung stabil eingehalten werden (Abb. 1b). Das Redoxmilieu (als rH_2 aufgetragen) stabilisierte sich von Versuchsbeginn an auf konstantem Niveau. Die geringen Streuungen der Werte sind dem unweigerlichen atmosphärischen Einfluss bei der Messung des Redoxpotentials des stark anaeroben Wassers geschuldet. Das pH-Milieu (Abb. 1c) stabilisierte sich im Reaktor um den Wert 6,4. Ursächlich dafür ist die Konzentration des Stoffwechselproduktes Kohlendioxid, welches nicht im Gasaustausch zur Atmosphäre steht. Mit dem geochemi-

schen Berechnungsmodell PhreeqC errechnen sich für dieses Wasser calcitgesättigte Verhältnisse. Wenn es nach dem Verlassen des Reaktors zu einem Gasaustausch zwischen dem behandelten Wasser und der Atmosphäre kommt, steigt als Folge des Ausgasens von Kohlendioxid der pH-Wert an. Unter diesen Bedingungen wird ein Teil der sonst sehr hohen Pufferkapazität von ca. 15 mmol/L als Calcit gefällt.

Die Verwendung von Glycerin als C- und Energiequelle entspricht den gestellten Anforderungen. Bei stöchiometrischer Dosierung wurden DOC-Ablaufkonzentrationen um 5 mg/L erreicht, was der Ausgangskonzentration des Grundwassers sehr nahe kommt. Im Routinebetrieb der Technikumsanlagen lagen die DOC-Ablaufkonzentrationen meist zwischen 10 und 40 mg/L. Über den mittleren Verbrauch der Glycerin-Lösung und die Ablauf-DOC-Konzentrationen wurde die mittlere Umsatzgeschwindigkeit für DOC berechnet und in Abb. 1d aufgetragen. Unter Berücksichtigung der Genauigkeit dieser Berechnung erreichte der Glycerin-Umsatz etwa die stöchiometrisch vorgegebene Größenordnung. Ein Indiz auf begleitende Konkurrenzreaktionen ist somit nicht gegeben. Da in der gesamten Versuchsperiode kein Gasphasenbildung zu beobachten war, ist eine Konkurrenz durch methanogene Bakterien nicht relevant.

Tab. 3: Parameter der Sulfidfällungsversuche.

<i>Parameter</i>	<i>Dimension</i>	<i>Versuch 1</i>	Versuch 2	Versuch 3	Versuch 4	Versuch 5
Material		Pellets	Pellets	Pellets	Ferro-Sorp®Plus	Pellets
Kornklasse	[mm]	0,17/5,05	5,05/12,5	2,0/6,3	2,0/4,0	4,0/5,05
wirksamer Korndurchmesser	[mm]	2,70	6,65	4,05	2,45	4,5
Kornoberfläche	[m ²]	ca. 4,2	ca. 1,7	ca. 3,1	ca. 5,7	ca. 2,8
Filtergeschwindigkeit	[m/h]	0,47/0,25	0,24	0,31	0,36	0,51
durchgesetztes Wasservolumen	[m ³]	1,59	1,05	1,32	3,75	1,74
ausgetauschte Bettvolumina	[l]	1748	1152	1325	3747	1914
Eisendepot	[mmol]	2640	3085	3745	12482	4514
akkumulierte Stoffmenge an Sulfid	[mmol]	2100	2040	3910	14900	6780
Fe/S-Verhältnis	[l]	1,26	1,51	0,94	0,82	0,67
Wirkungsgrad für FeS	[%]	79	66	106	123	151
Wirkungsgrad für Fe ₃ S ₄	[%]	58	50	80	92	114

Im Versuchszeitraum konnte die Entwicklung der Umsatzraten (Abb. 1d) noch nicht bis zu einem erkennbaren Maximum geführt werden. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass bei hinreichend langer Einarbeitungszeit das Umsatzniveau bezüglich Sulfat der zeitgleich untersuchten kleineren Reaktoren von $0,1 \text{ mmol}/(\text{L} \cdot \text{h})$ bzw. bezogen auf die Festbettoberfläche auf $0,24 \text{ mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ erreicht werden kann.

3.2 Sulfidabscheidung

Hinsichtlich der Sulfidabreinigung ergeben sich in Folge der unterschiedlichen eingesetzten Kornklassen deutliche Unterschiede. Die Ursachen liegen neben den verfügbaren Kornoberflächen auch im Anteil der Korndiffusion sowie Dispersion begründet. Mit allen verwendeten Adsorber-Materialien konnte anfangs eine vollständige Sulfidabreinigung erzielt werden. Der sich anschließende Sulfid-Durchbruch setzte nach unterschiedlich langer Filterlaufzeit ein und unterschied sich weiterhin in der Breite der Durchbruchskurve. Vorteilhaft wirken sich diesbezüglich möglichst eng klassierte Körnungen aus, da sowohl das Strömungsprofil der Packung als auch das Sulfidbindevermögen der Einzelpartikeln nur geringe Variabilitäten aufweisen. Der Stofftransport in die Pellets hinein kann nur durch Diffusion erfolgen. Deshalb blieb bei den größeren Pellets innerhalb der Versuchsdauer mehr Material ungenutzt. Einfluss auf die Eindringtiefe wird aber auch von der Sulfidkonzentration im Wasser ausgeübt.

Bei sehr kleinen Adsorber-Partikeln erfolgt anfangs eine unerwünschte reduktive Freisetzung von Eisen(II) aus dem noch nicht mit Sulfid-Schwefel belegten Teil der Packung (Abb. 2). Diese muss minimiert werden, da sonst der Erfolg des mikrobiellen Entsäuerungsverfahrens gemindert werden würde.

Bereits bei einem früheren Forschungsprojekt (DBU, 2005) wurde als dominierende Eisensulfid-Mineralneubildung Greigit (Fe_3S_4) identifiziert. Aus den Bilanzen des Rückhalts an Sulfid-Schwefel mit den Adsorberpackungen (Tab. 3) erscheint unter Berücksichtigung des Bilanzfehlers die Bildung von Greigit plausibel zu sein.

Aus den bisher untersuchten Materialien leitet sich ab, dass die Kornklasse 4,0 bis 5,05 mm den gestellten Anforderungen am besten gerecht wird. Entsprechend der Durchbruchcharakteristik der Filterschüttung muss die sukzessive Ergänzung mit frischem Adsorber-Material und die Entfernung des verbrauchten Altmaterials vorgenommen werden. Durch eine wechselnde Kaskadenschaltung mehrerer Filter kann die maximale Beladung des Adsorber-Materials zweckmäßig ohne Sulfiddurchbruch realisiert werden.

3.3 Bewertung der Beschaffenheit des behandelten Wassers

In Bezug auf die **Sauerstoffzehrung** treten bei optimaler Fahrweise des Untergrundreaktors Restsubstrat, Eisen(II) und Schwefelwasserstoff nur im Spurenbereich auf. Bei der Großsäule schwankten die Ablauf-DOC-Konzentrationen zwischen minimal $4,1 \text{ mg/L}$ und maximal $90,4 \text{ mg/L}$. Durchschnittlich wurden $37,7 \text{ mg/L}$ Ablauf-DOC erreicht. Da im Ablauf noch Glycerin bestimmt wurde (im Mittel 12 mg/L , entspricht $4,7 \text{ mg/L DOC}$), erfolgte die Glycerin-Dosierung im leichten Überschuss, was vor dem Hintergrund der strikten Vermeidung von Mangelzuständen zu sehen ist. Die gemessene Minimalkonzentration erreichte etwa das Konzentrationsniveau des Kippengrundwassers, so dass bei optimaler Dosierung der Kohlenstoffquelle keine wesentlichen Anteile zehrender Restsubstanz verbleiben. Die Restkonzentrationen für Fe(II) und Schwefelwasserstoff werden von der ord-

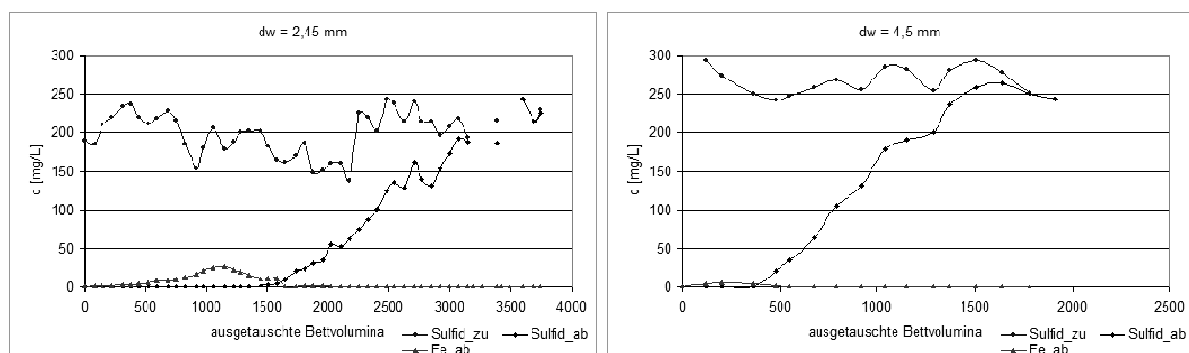


Abb. 2: Durchbruchcharakteristik der Sulfidadsorber, links Versuch 4, rechts Versuch 5.

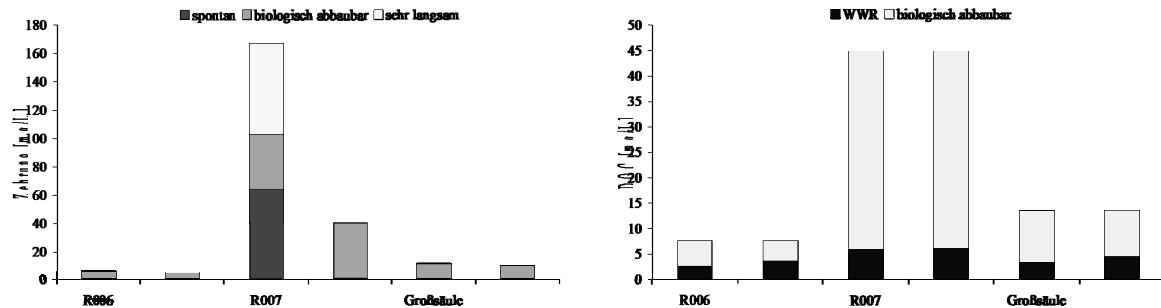


Abb. 3: Zehrungsverhalten (links) und Zuordnung des biologisch abbaubaren und wasserwerksrelevanten DOC (rechts) der untersuchten Proben.

nungsgemäßen Funktionsweise der zweiten Prozessstufe (Restsulfidfällung) bestimmt (vgl. Kapitel 3.2). Über die Wahl der Pelletgröße und des Packungsvolumens kann die verbleibende Eisen(II)-Konzentration minimiert werden (< 1 mg/L). Ebenso wurde die Möglichkeit des vollständigen Rückhalts an Sulfid-Schwefel nachgewiesen. Ein durchgängig sulfidfreies Ablaufwasser erfordert ein entsprechendes Betriebsregime für die Nachführung frischen Adsorbermaterials.

Hinsichtlich **eutrophierender Inhaltsstoffe** erreichte die mittlere Ablaufkonzentration an Gesamtstickstoff bei der Großsäule lediglich 0,5 mg/L und fällt damit kleiner aus als die mittlere Rohwasserkonzentration von 0,8 mg/L. Im gesamten Versuchszeitraum schwankten die Gesamtstickstoffkonzentrationen zwischen 0,1 und 2,0 mg/L. Die Ablaufkonzentrationen für ortho-Phosphat wurden nur stichprobenartig bei den Technikumsreaktoren überprüft. Im Mittel lagen die gemessenen Werte um 0,5 mg/L. Damit werden die Güteanforderungen an die Ablaufbeschaffenheiten von kommunalen Kläranlagen deutlich unterschritten. Im Ablauf der Sulfidfällung lagen die ortho-Phosphat-Konzentrationen sogar unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< 0,05$ mg/L). Durch die Eisenhydroxid-Pellets wird neben der Sulfidfällung auch ein Phosphorrückhalt bewirkt.

Die Machbarkeit des vollständigen Rückhalts von Schwefelwasserstoff als **akut toxischen Stoff** wurde nachgewiesen.

Zur Beurteilung möglicher organischer **Inertstoffe** wurden drei Proben mittels Langzeitzehrungsversuchen in Doppelbestimmung geprüft. Die Zehrung läuft in zwei bis drei Phasen ab. Die Zehrungsgeschwindigkeit nimmt von Phase zu Phase ab. Den Phasen kann keine stoffliche Ursache zugeordnet werden. Wahrscheinlich wird in den letzten Phasen aber überwiegend die gebildete Biomasse abgebaut. Die Probe R007

enthielt überschüssiges Substrat und hatte dadurch einen hohen Sauerstoffbedarf verursacht (Abb. 3). Der wasserwerksrelevante DOC lag bei allen Proben unter 7 mg/L und wird als tolerabel eingestuft.

4 Zusammenfassung

Mit den durchgeführten Untersuchungen konnte eine stabile Abreinigung von Eisen und Sulfat aus potentiell saurem Kippengrundwasser nachgewiesen werden. Das anspruchsvolle Ziel, bis auf 250 mg/L Sulfat abzureinigen, bereitete seitens der mikrobiellen Sulfatreduktion keine Schwierigkeiten. Für die dabei notwendige Entfernung des restlichen Sulfid-Schwefels wurden Pellets eingesetzt, die aus Eisenhydroxidschlamm der Grubenwasserreinigungsanlagen in einem neuartigen Verfahren hergestellt wurden. Für eine optimale Anwendung sind Einkornschüttungen mit einem auf die zu behandelnden Durchflüsse abgestimmten Volumen der Adsorberpackungen einzusetzen. Die verwendete Kohlenstoffquelle Glycerin hat sich als vorteilhaft erwiesen. Allerdings führt die derzeitige Verknappung des Angebotes an Glycerin zu steigenden Preisen. Bei optimaler Betriebsweise genügt das Wasserbehandlungsverfahren den genehmigungsrechtlichen Erfordernissen.

5 Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Auftrag der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbauverwertungsgesellschaft (LMBV) mbH unter Förderung des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) im Verbund mit dem Grundwasserforschungsinstitut (GFI) GmbH Dresden durchgeführt (Förderkennzeichen BMBF 02-WR 0527).

6 Literatur

- DE 103 10 986: Verfahren zur in-situ Grundwasserreinigung, 2005.
- DE 103 10 991: Vorrichtung zur in-situ Reinigung von Grundwasserströmen, 2007.
- DBU-Forschungsprojekt „Mikrobielle in situ Neutralisation von schwefelsauren Bergbauseen“; Projektpartner: UFZ-Forschungszentrum Leipzig/Halle, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, BTU Cottbus, Ing.-Büro M. Horn – Fehrbellin, Fa. UF GmbH – Fehrbellin, 2002 – 2005.
- KOCH, R.; SCHÖPKE, R.; MANGOLD, S.; REGEL, R.; STRIEMANN A. (2006): Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Untergrundentsäuerung von Kippengrundwässern. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Bd.11; ISBN 3-934294-17-0.
- KÖHLER, J. (Hrsg.): Die Spree – Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten. Stuttgart: Schweizerbart, 2002.
- NIXDORF B., UHLMANN W. (2002) Ökotechnologische Steuerung der Gewässergüte in sauren Tagebauseen. Teil 1: Desulfurikation und Morphometrie. Wasser & Boden 54, 16-21.
- PREUB, V.: Entwicklung eines biochemischen Verfahrens zur Aufbereitung sulfathaltiger Wässer am Beispiel der Entsäuerung schwefelsaurer Tagebauseen. Cottbus, 2004 – (Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft 9) Zugl. Cottbus, Univ., Diss., 2004.
- SALZBRENNER, V.; PREUB, V. (2007): Herstellung und Verwendung von Eisenhydroxidpellets aus Schlämmen von Grubenwasserreinigungsanlagen. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Bd.16; ISBN 3-934294-23-5.
- SCHÖPKE, R.; KOCH, R.; PREUB, V.; STRIEMANN, A. (2002): Anwendung von Testfiltern nach Sontheimer zur Auswahl von Substraten für eine anaerobe Wasserbehandlung; gwf-Wasser/Abwasser 143 Nr.7-8, 586-591
- SCHÖPKE, R. (2007): Vielkomponentensysteme in der Wasserbehandlung - Erfassung und Anwendung bei der Bemessung von Aufbereitungsanlagen; Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Bd.14; ISBN 3-934294-20-0
- SONTHEIMER, H. (1988): Das Testfilterkonzept, eine Methode zur Beurteilung von Wässern; In: Wasserwerks- und trinkwasserrelevante Stoffe. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 60.

Identifikation des limitierenden Faktors der biologischen Sulfatreduktion in zwei Technikumsversuchen

Stephan Wagner¹, Felix Bilek¹, Toralf Schaarschmidt¹, Jana Seifert², Claudia Gniese² & Michael Schlömann²

¹Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, swagner@gfi-dresden.de

²Institut für Biowissenschaften, TU Bergakademie Freiberg

Es wurden zwei Verfahrensansätze zur Abreinigung bergbaubeeinflusster Grundwässer mittels mikrobiologischer Sulfatreduktion im Technikumsmaßstab untersucht und der jeweilige limitierende Faktor der Umsatzrate identifiziert. Im Verfahren A wurde die Sulfatreduktion durch sulfatreduzierende Bakterien im natürlichen Festbett bei Injektion von Wasserstoff untersucht. Die Versuche dazu fanden in einer horizontalen Festbettsäule statt. Die Sulfatreduktionsrate lag bei von 0,01 mmol/(L h). Die biologische Sulfatreduktion in Verfahren B wurde in einem technischen Reaktor durchgeführt. Auch in diesem Verfahren wurde Wasserstoff als Elektronendonator verwendet. Die Sulfatreduktionsrate im technischen Reaktor lag bei maximal 0,35 mmol/(L h). Die Sulfatreduktionsrate im Verfahren A wurden wahrscheinlich durch die Wasserstoffverfügbarkeit limitiert. Im technischen Reaktor limitierte der Biomassegehalt die Sulfatreduktionsrate. Die Analyse beider Lebensgemeinschaften ergab eine Dominanz von *Desulfovibrio* spp.. Diese nutzen H₂ als Elektronendonator, benötigen aber neben CO₂ eine weitere Kohlenstoffquelle, z.B. Acetat. Dies wurde intern voraussichtlich durch acetogene Mikroorganismen gebildet.

Two bench scale treatment technologies to remediate mining impacted groundwaters by biological sulfate reduction were investigated. The limiting factor for the sulfate reduction rate was identified for each treatment technology. Treatment process A investigated the biological sulfate reduction in the aquifer by hydrogen injection. Experiments were conducted in a horizontal bench scale column. The measured sulfate reduction rate was 0.01 mmol/(L h). The sulfate reduction in treatment technology B was performed in a technical reactor. Hydrogen was employed as electron donor. The maximal sulfate reduction rate was 0.35 mmol/(L h). Sulfate reduction rate in treatment technology A was most likely limited by hydrogen availability. Biomass concentration limited the sulfate reduction rate in the technical reactor. The community analysis indicated the predominance of *Desulfovibrio* spp.. They utilize hydrogen as electron donor and require an additional organic carbon source besides carbon dioxide. The organic carbon source was supposed to be provided by acetogenic microorganisms.

1 Einleitung

Der Einsatz der biologischen Sulfatreduktion zur Reinigung sulfat- und eisen(II)-haltiger Wässer wird seit langem untersucht (z.B. TUTTLE *et al.*, 1969). Mittlerweile wurden eine Vielzahl unterschiedlicher Verfahren entwickelt. Viele der Verfahren unterscheiden sich in dem verwendeten Elektronendonator (organisch oder anorganisch) und in der technischen Ausführung (z.B. UASB Reaktoren oder reaktive Wände). Ein bisher ungelöstes Problem technischer Reaktoren sind die zu geringen Stoffumsatzraten bei Temperaturen zwischen 10 und 20°C. In der Literatur werden zahlreiche Faktoren diskutiert, die neben der Temperatur (WIDDEL, 1988), für die Limitierung des Sulfatumsatzes von Bedeutung sein

können. Beispielhaft sollen hier einige genannt werden: pH-Wert (WIDDEL, 1988; O'FLAHERTY *et al.*, 1998), Art des Substrats und dessen Verfügbarkeit (COETSER *et al.*, 2006; LIAMLEAM & ANNACHATRE, 2007), Nährstoffangebot (OKABE *et al.*, 1992), Sulfidkonzentration (z.B. OKABE *et al.*, 1992), die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft und damit Konkurrenzreaktionen (LOVLEY *et al.*, 1982; COLLERAN *et al.*, 1995) sowie der Biomasserückhalt im Reaktor (z.B. POLO *et al.*, 2006). Zur Erhöhung der Stoffumsatzraten in technischen Reaktoren ist es wichtig, den limitierenden Faktor des mikrobiologischen Prozesses zu kennen, um dann entsprechende Optimierungsmaßnahmen zu ergreifen. Für die Dimensionierung reaktiver Wände

Tab. 1: Übersicht zu den Versuchsparametern (a) Verfahren A und b) Verfahren B).

a)			b)		
<i>Verfahren A – horizontale Festbettsäule</i>			<i>Verfahren B – technischer Reaktor</i>		
Länge	[cm]	206	Gesamtvolumen	[L]	150
Durchmesser	[cm]	21,5	Flüssigkeitsvolumen je Teilreaktor	[L]	45
Volumen	[L]	74,8	Volumen Aufwuchskörper je Teilreaktor	[L]	35
Porenraum	[L]	30,6	Druck (absolut)	[bar]	1,1-1,2
Porosität	[-]	0,41	Temperatur	[°C]	10
Effektiver Porenraum	[L]	28,4	Sulfatfracht Zulauf	[mmol/h]	26,7-51,7
Effektive Porosität	[-]	0,38	Volumenstrom Zulauf	[L/h]	1,6-3,2
Druck (absolut)	[bar]	2,2-2,5	Aufenthaltszeit	[d]	3,75-1,96
Temperatur	[°C]	10			
Sulfatfracht Zulauf	[mmol/h]	0,96-0,37			
Abstandsgeschwindigkeit	[cm/d]	10,4-4,0			
Aufenthaltszeit	[d]	19,8-51,5			

ist die Kenntnis über den limitierenden Faktor von Bedeutung.

In BILEK (2006) und BILEK *et al.* (2007) wird jeweils ein Verfahren zur Elimination von Sulfat und Eisen(II) in bergbaubeeinflussten Grundwässern im natürlichen Festbett und im technischen Reaktor vorgestellt. Beide Verfahren wurden im Technikumsmaßstab getestet. Ziel war es, ratenlimitierende Faktoren zu bestimmen und mögliche Anpassungsmaßnahmen vorzuschlagen.

2 Verfahrensbeschreibung

Im **Verfahren A** soll die Sulfatreduktion direkt im natürlichen Festbett durch Injektion von Wasserstoff erfolgen. In BILEK (2006) wurde dieser Ansatz im Labormaßstab untersucht. Aufbauend auf diesen Ergebnissen erfolgten Versuche im Technikumsmaßstab mit einer horizontalen Festbettsäule (BILEK & WAGNER, 2008, *eingereicht*). Die mit Mittelsand gefüllte Säule wurde horizontal mit Grundwasser durchströmt. Das H₂/CO₂-Gasmisch wurde von unten über drei Gasports in den Porenraum injiziert. Die Säulendimensionen und die Versuchsbedingungen sind in Tab. 1a) zusammengefasst. Der Aufbau der Versuchsanlage ist Abb. 1a) zu entnehmen.

Im **Verfahren B** wurde die Sulfatreduktion in einem technischen Reaktor untersucht (detaillierte Verfahrensbeschreibung siehe BILEK *et al.* (2007) sowie Tab. 1b) und Abb. 1b). Der technische Reaktor war ebenfalls ein Festbettreaktor. Blähton (2-4 mm) wurde als Aufwuchskörper für die Biomasse verwendet. Die Gasversorgung erfolgte über einen kontinuierlichen Gaskreislauf. Die Fällung der Eisensulfide wurde in einer

vorgeschalteten Fällungsstufe durch die Rückführung sulfidhaltigen Wassers aus dem Sulfatreduktionsreaktor realisiert (BILEK *et al.*, 2007). Der benötigte Wasserstoff wurde kontinuierlich im Kreislauf durch das Festbett geführt.

Die Versuchsbedingungen waren für beide Verfahren ähnlich. Es wurde bei 10°C gearbeitet. H₂ wurde als Elektronendonator und CO₂ als Kohlenstoffquelle genutzt. Beide Versuchsanlagen wurden mit dem gleichen Inokulum angeimpft. Das verwendete Grundwasser war für beide Verfahren identisch. Es stammt vom Südanstrom des Senftenberger Sees (Pegel-Koordinaten 5432860,5; 5706262,6) und weist die typischen Beschaffenheitsmerkmale bergbaubeeinflusster Grundwässer auf (Tab. 2). Im Verfahren B wurde das Grundwasser zusätzlich mit den Nährstoffen Ammonium (0,9 mmol/L als NH₄Cl) und Phosphat (0,3 mmol/L als KH₂PO₄) angereichert.

Die folgenden Faktoren wurden auf ihre limitierende Wirkung auf die Sulfatreduktion geprüft: a) Milieubedingungen (Eh, pH), b) Verfügbarkeit des Elektronendonators und Nährstoffangebot, c) Biomassegehalt und d) Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft.

Tab. 2: Beschaffenheit des Zulaufwassers.

Parameter	Einheit	Wert
pH	[-]	4,9±0,1
Eh	[mV]	226±75
el.Lf	[mS/cm]	2,6±0,05
Ca	[mmol/L]	7,8±0,5
Fe(II)	[mmol/L]	3,8±0,3
Sulfat	[mmol/L]	17±1,10
DOC	[mg/L]	3,00
TIC	[mmol/L]	1,8±0,1

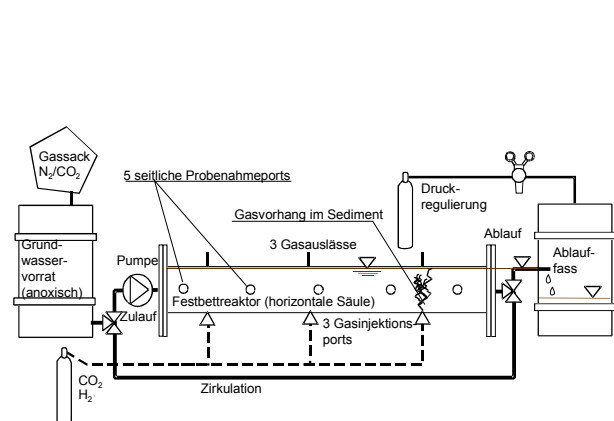
Wasserstoff kann auch von anderen Mikroorganismen als Substrat genutzt werden. Aus der Literatur sind die wasserstoffverbrauchenden Reaktionen Methanogenese und Acetogenese gut bekannt (WEIJMA *et al.*, 2003; PREUSS, 2005). Die Identifikation dieser Prozesse erfolgte a) über den Nachweis ihrer Stoffwechselprodukte (z.B. Methan) und b) über die Charakterisierung der Lebensgemeinschaften mittels molekularbiologischer Methoden (Details dazu, siehe LMBV (2007) und GNEISE *et al.*, 2008)). Eine hemmende Wirkung des gebildeten Sulfides wird ausgeschlossen, da die maximal mögliche Sulfidkonzentration (ca. 13 mmol/L, Tab. 2) unterhalb der in der Literatur angegebenen toxischen Konzentrationen liegt und Sulfid überwiegend deprotoniert ($\text{pH} > 7$) vorliegt.

3 Ergebnisse

3.1 Sulfatreduktion im natürlichen Festbett – Verfahren A

3.1.1 Sulfatreduktionsraten

In Abb. 2a) ist der Verlauf der Sulfatkonzentration entlang des GW-Fließweges in der horizontalen Festbettsäule beispielhaft für ein Versuchsregime dargestellt. Die Sulfatkonzentration nahm bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 7,6 cm/d gleichmäßig mit einer mittleren Sulfatreduktionsrate (SRR) von 0,011 mmol/(L h) ab. In weiteren Versuchen mit anderen Abstandsgeschwindigkeiten (bzw. Aufenthaltszeiten) lag die SRR zwischen 0,005 und 0,012 mmol/(L h). Im Verlauf der Arbeiten an der horizontalen Festbettsäule wurde keine Steigerung der SRR beobachtet.



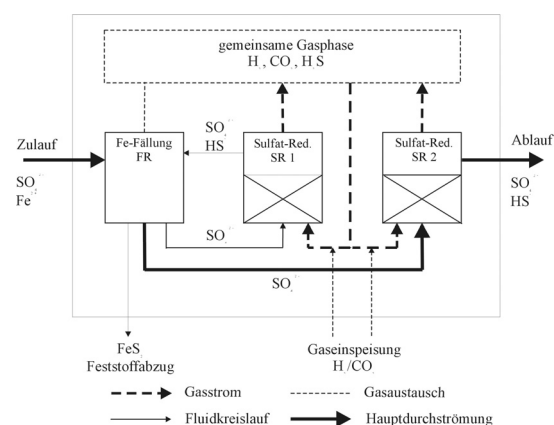
a)

3.1.2 Milieubedingungen

Für Sulfatreduzierer muss das Redoxpotential $E_h < -150$ mV sein (POSTGATE, 1976). Die Ergebnisse zeigen jedoch, dass auch bei Redoxpotentialen $E_h > 0$ mV Sulfatreduktion stattfand. Diese Beobachtung wurde auch von CHRISTENSEN *et al.* (1996), BENNER *et al.* (2002) und JONG & PARRY (2003) gemacht. Es wird vermutet, dass SRB überwiegend im immobilen Porenraum bzw. in Biofilmen am Sedimentkorn siedeln. Der Stofftransport zwischen mobilem Porenraum und Biofilm erfolgt über die Diffusion. Im Biofilm können die günstigen Wachstumsbedingungen für die SRB ($E_h < -150$ mV, $\text{pH} > 6$) auch aufrechterhalten werden, wenn im mobilen Porenwasser ungünstige Bedingungen herrschen ($E_h > 0$ mV). Die Versorgung der im Biofilm siedelnden Mikroorganismen mit Nährstoffen erfolgt auch über Diffusion.

3.1.3 Verfügbarkeit des Elektronendonators und Nährstoffangebot

Die gewichtete mittlere $\text{H}_{2(\text{aq})}$ -Konzentration ($c_{\text{H}_{2\text{aq}}}$) im Porenwasser lag unabhängig vom Gasinjektionsstrom bei 0,09 mmol/L ($\sigma=0,15$ mmol/L). Das entspricht 4,3% der theoretisch möglichen Sättigungskonzentration ($c_{\text{sätt}}=2,01$ mmol/L bei $T=10^\circ\text{C}$, $\text{p}_{\text{H}_2}=2,37$ bar). Neben der Absolutkonzentration im Porenwasser ist auch die Verteilung der Gasvorhänge für die wiederholte Aufladung des Grundwasserstromes mit Wasserstoff von entscheidender Bedeutung. Abschätzungen des mit Gasblasen gefüllten Porenraums zeigten, dass zwischen 0 und 9% des Porenraums mit Gas gefüllt waren. Die Ermittlung dieses Porenraumanteils war allerdings mit großen Unsicherheiten ($\pm 100\%$) verbunden, da die Bestimmung des Volumens des gasgefüllten Firstraumes nur ungenau möglich war.



b)

Abb. 1: Aufbau a) der horizontalen Festbettsäule und b) des technische Reaktors.

Die Sulfatumsatzrate im Biofilm kann I) durch den Massenstrom in den Biofilm und II) durch die Substratkonzentration im Biofilm limitiert sein. Der Massenstrom in den Biofilm ist nach dem 1. FICK'schen Gesetz abhängig von der Biofilmstärke (hier angenommen 100 μm), dem Diffusionskoeffizienten ($D=1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$), der $\text{H}_{2(\text{aq})}$ -Konzentration im Porenwasser ($c_{\text{H}_{2\text{aq}}} = 9,0 \cdot 10^{-2} \text{ mmol/L}$) und der H_2 -Konzentration im Biofilm ($c_{\text{Biofilm}} = 1,8 \cdot 10^{-3} \text{ mmol/L}$; entspricht der 10-fachen Halbsättigungskonstante von *Desulfovibrio desulfuricans* (WIDDEL, 1988)). BILEK & WAGNER (2008, *eingereicht*) zeigen, dass bei diesen Annahmen der H_2 Transfer zwischen mobiler Phase und Biofilm in Folge des Konzentrationsgradienten wahrscheinlich nicht ratenlimitierend gewesen sein kann (siehe auch Tab. 3, Szenario A_1). Der theoretisch erforderliche Konzentrationsgradient für eine SRR von 0,01 mmol/L ist sehr gering und beträgt $5,56 \cdot 10^{-5} \text{ mmol/L}$ (Szenario A_2). Da die Verteilung der Gasvorhänge und die daraus resultierende $\text{H}_{2(\text{aq})}$ -Konzentration jedoch sehr heterogen waren, gab es große Bereiche mit geringeren $\text{H}_{2(\text{aq})}$ -Konzentrationen als $9,0 \cdot 10^{-2} \text{ mmol/L}$. Typische Konzentrationen in schlecht mit Wasserstoff versorgten Bereichen lagen bei $9,0 \cdot 10^{-4} \text{ mmol/L}$. Die theoretische H_2 -Konzentration im Biofilm liegt dann bei $8,44 \cdot 10^{-4} \text{ mmol/L}$ (Tab. 3, Szenario A_3). In diesem Konzentrationsbereich ist mit einer Substratlimitierung zu rechnen.

BILEK (2006) führte Laborversuche zum Einfluss der Nährstoffkonzentration auf die SRR durch. Die in Verfahren A ermittelten Sulfatreduktionsraten waren geringer als in Laborversuchen von BILEK (2006) unter vergleichbaren Bedingungen

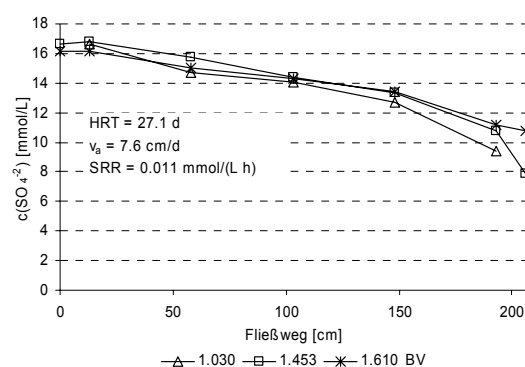
(ohne Nährstoffzugabe). Die Sulfatreduktionsrate in der horizontalen Festbetsäule war demnach nicht nährstofflimitiert.

3.1.4 Biomassegehalte

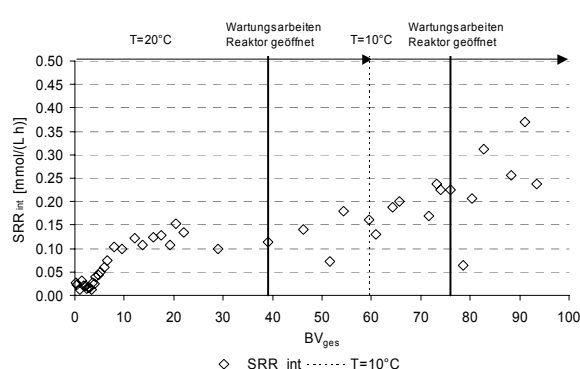
Zur Beschreibung der Biomasseentwicklung im Festbett wurden nach Abschluss der Untersuchungen Feststoffproben aus dem Festbett entnommen und deren C_{org} -Gehalt (TOC) bestimmt. Die Proben zeigten im Vergleich zum Ausgangsmaterial keinen erhöhten TOC-Gehalt.

3.1.5 Charakterisierung der Lebensgemeinschaft

Die in LMBV (2007) und in GRIESE *et al.* (2008, *in Vorbereitung*) dargestellten Ergebnisse der Analyse der Lebensgemeinschaft der horizontalen Festbetsäule zeigen, dass es lediglich nicht signifikante Unterschiede zwischen der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft auf der Oberfläche der Sedimentkörner und des Porenwassers gab. Die Biozönose wurde durch Sulfatreduzierer der Gattung *Desulfovibrio* sp. dominiert (72-76%). Diese können H_2 als Elektronendonator verwenden, benötigen aber neben CO_2 eine weitere kurzkettige organische Kohlenstoffquelle wie beispielsweise Acetat. Es wird vermutet, dass Acetat durch den geringen Anteil (1-2%) der sowohl im Porenwasser als auch auf der Sedimentkornoberfläche gefundenen acetogenen Mikroorganismen (*Acetobacterium* sp.) bereitgestellt wurde (GRIESE *et al.*, 2008, *in Vorbereitung*).



a)



b)

Abb. 2: a) Änderung der Sulfatkonzentration über den Fließweg (Verfahren A); b) Entwicklung der SRR im technischen Reaktor (Verfahren B).

Tab. 3: Beispielrechnung: diffusiver Stofftransfer in den Biofilm für Verfahren A und B.

Szenario		Verfahren A			Verfahren B	
		A_1	A_2	A_3	B_1	B_2
Geschätzte Stärke des Biofilms	[mm]	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Diffusionskoeffizient	[m ² /s]	1*10 ⁻⁹	1*10 ⁻⁹	1*10 ⁻⁹	1*10 ⁻⁹	1*10 ⁻⁹
H _{2(aq)} -Konzentration Porenwasser	[mmol/L]	9*10 ⁻²	1,86*10 ⁻³	9,00*10 ⁻⁴	3,5*10 ⁻¹	3,5*10 ⁻²
H _{2(aq)} -Konzentration Biofilm	[mmol/L]	1,8*10 ⁻³	1,8*10 ⁻³	8,44*10 ⁻⁴	1,8*10 ⁻³	1,8*10 ⁻³
H ₂ -Massenstromrate	[mmol/(L h)]	64	0,04	0,04	251	24
abgeleitete max., theoretische SRR	[mmol/(L h)]	15,8	0,01	0,01	63	6
experimentell bestimmte SRR	[mmol/(L h)]	0,01	0,01	0,01	0,36	0,36
Verhältnis SRR _{theo} /SRR _{exp}	[-]	1580	1	1	175	17

3.2 Sulfatreduktion im technischen Reaktor – Verfahren B

3.2.1 Sulfatreduktionsraten

Innerhalb von 2 Wochen nach Umstellung der Versuchsanlage auf kontinuierliche Kreislaufführung des Gasstromes stiegen die Sulfatreduktionsraten von 0,01 auf > 0,02 mmol/(L h) an. Im weiteren Versuchsverlauf vervielfachte sich die SRR bis auf 0,37 mmol/(L h) (Abb. 2b). Nach Verringerung der Temperatur von 20°C auf 10°C erfolgte kein Rückgang der SRR, sondern ein kontinuierlicher Anstieg. Die Temperatur war zu diesem Zeitpunkt kein limitierender Faktor.

3.2.2 Milieubedingungen

Sowohl pH- (6–7,5) als auch Eh-Wert (< -150 mV) lagen stets in einem für die SRB günstigen Bereich. Die notwendigen Wartungsarbeiten am Reaktor waren allerdings stets mit einer Sauerstoffexposition der Mikroorganismen verbunden. Wie Abb. 2b) deutlich zeigt, sanken die Umsatzleistungen nur kurzzeitig unmittelbar nach Beendigung der Arbeiten ab und stiegen anschließend wieder auf das ursprüngliche Niveau an. Es wird vermutet, dass durch die große innere Oberfläche der Aufwuchskörper die Milieubedingungen auch bei Zutritt von Sauerstoff für einen gewissen Zeitraum unverändert bleiben. Diese Art von Störungen hat keine irreversiblen Folgen für die Umsatzleistung.

3.2.3 Verfügbarkeit des Elektronendonators

Die mittlere Wasserstoffkonzentration im begasten Teilreaktor SR2 lag bei 0,35 mmol/L ($\sigma=0,16$ mmol/L). Das entspricht 51% der Sättigungskonzentration für Wasserstoff ($c_{\text{sätt}}=0,68$ mmol/L, $p_{\text{H}_2}=0,8$ bar, $T=10^\circ\text{C}$). Da der Gaseintrag permanent stattfand und das Verhältnis zwischen der Aufenthaltszeit des Gases und der Aufenthaltszeit des Wassers $\ll 1$ war, kann eine

gleichmäßige Konzentrationsverteilung im gesamten Reaktionsraum angenommen werden.

Wenn die SRB als Biofilm auf der Aufwuchskörperoberfläche fixiert sind, muss das Substrat vom mobilen Porenwasser in den Biofilm transportiert werden. Wie bereits bei Verfahren A diskutiert, kann die Umsatzrate vom Massenstrom (Wasserstoff bzw. Sulfat) in den Biofilm hinein und von der Substratkonzentration im Biofilm abhängig sein. Bei einer angenommenen Biofilmstärke von 100 μm , der mittleren H_{2(aq)}-Konzentration im Porenwasser von $3,5 \cdot 10^{-1}$ mmol/L und von $1,8 \cdot 10^{-3}$ mmol/L (entspricht der 10-fachen Halbsättigungskonstante von *Desulfovibrio desulfuricans* (Widdel 1988)) im Biofilm können nach dem 1. FICK'schen Gesetz 251 mmol/(L h) Wasserstoff durch Diffusion in den Biofilm transportiert werden (Tab. 3, Verfahren B). Das entspricht der 180-fachen Menge an H₂, die für die Sulfatreduktion bei der gegenwärtigen Rate benötigt wird. Auch bei geringeren H_{2(aq)}-Konzentrationen kann nach dieser Abschätzung ausreichend H₂ durch Diffusion in den Biofilm gelangen, ohne dass Substratlimitation im Biofilm eintritt.

3.2.4 Biomassegehalt

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff an den Aufwuchskörpern hat seit Versuchsbeginn um ca. 1 mg/g (2,1–2,4 mg C_{org}/g) zugenommen. Die Zunahme des C_{org}-Gehaltes der Aufwuchskörper wird auf ein Biomassewachstum zurückgeführt. Es ist auch zu vermuten, dass die noch anhaltende Steigerung der SRR auf die Zunahme der Biomasse im Reaktor zurückzuführen ist. Das Biomasserückhaltevermögen der Aufwuchskörper ist für die Umsatzrate von entscheidender Bedeutung. In einem Versuch einen der Teilreaktoren ohne Aufwuchskörper zu betreiben, sank die SRR in diesem Reaktor sehr schnell auf < 0,001 mmol/(L h) ab. Der Biomasserückhalt war also von entscheidender Bedeutung für die Aufrechterhaltung der Umsatzraten im Reaktor.

3.2.5 Charakterisierung der Lebensgemeinschaft

Die Lebensgemeinschaft im technischen Reaktor hatte große Ähnlichkeiten mit der aus der horizontalen Festbetsäule (GRIESE *et al.* 2008, *in Vorbereitung*). Parallel zur Sulfatreduktion ablaufende wasserstoffverbrauchende Reaktionen wurden über die Analyse der Stoffwechselprodukte untersucht. Es wurde festgestellt, dass solche Reaktionen nur dann in relevanter Größenordnung auftreten, wenn die Sulfatkonzentration im Ablauf unter 2 mmol/L fällt, d.h. eine Sulfatlimitation eintritt. Abb. 3 zeigt den Zusammenhang zwischen Sulfatablaufkonzentration und DOC-Bildung (DOC-Ablaufkonzentration). Die DOC-Konzentration steigt an, sobald die Sulfatkonzentration limitierend wird. Es wird vermutet, dass es sich bei dem gebildeten DOC um Acetat handelt. Gleiches gilt für die Methanbildung. Hier wurde auch beobachtet, dass diese Entwicklung reversibel ist. Werden die Sulfatablaufkonzentrationen auf > 2 mmol/L angehoben, so geht die DOC-Konzentration im Ablauf und die Methankonzentration in der Gasphase wieder zurück. Die Beobachtungen sind aus thermodynamischen und wachstumskinetischen Gründen zu erwarten. Die Sulfatreduktion ist bei entsprechender Sulfatkonzentration energetisch günstiger und die Wachstumsraten der Sulfatreduzierer sind höher als es bei Methan- und Acetatbildnern der Fall ist (WIDDEL, 1988). WEIJMA *et al.* (2002) wiesen diesen Zusammenhang experimentell an einem mit Wasserstoff versorgten Sulfatreduktionsreaktor (Blasenreaktor) nach.

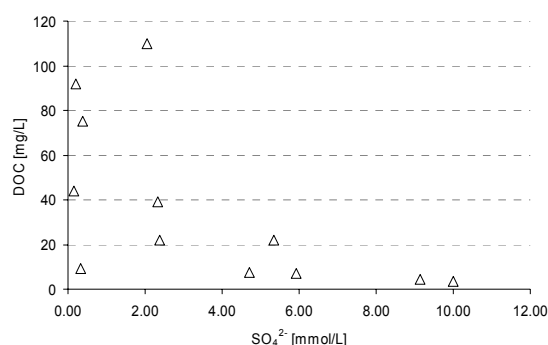


Abb. 3: Zusammenhang zwischen Sulfat- und DOC-Konzentration im Ablauf.

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

4.1 Verfügbarkeit des Elektronendonators und der Nährstoffe

Die SRR im Verfahren A lag bei ca. 0,01 mmol/(L h). Als limitierender Faktor im Verfahren A wird die Wasserstoffverfügbarkeit im Biofilm vermutet. Die mittlere gemessene $H_{2(aq)}$ -Konzentration entlang des Fließweges lag im Porenwasser bei 0,09 mmol/L und schwankte räumlich und zeitlich sehr stark. Die inhomogene Verteilung der Gasvorhänge im Festbett erlaubte keine kontinuierliche Einlösung von Wasserstoff in das Porenwasser und somit auch keine dauerhafte Versorgung der SRB im Biofilm. Die Berechnungen in Tab. 3 und in BILEK & WAGNER (2008, *eingereicht*) zum Stofftransfer vom mobilen Porenraum in den Biofilm zeigen, dass theoretisch ein Vielfaches der benötigten Wasserstoffmenge unter den gegebenen Bedingungen durch Diffusion in den Biofilm gelangen kann. Aufgrund der heterogenen Verteilung der Gasvorhänge im Festbett, war die $H_{2(aq)}$ -Konzentration im Porenwasser häufig so gering, dass eine Substratlimitation (H_2) im Biofilm vermutet wird. Im Gegensatz dazu waren die $H_{2(aq)}$ -Konzentrationen im technischen Reaktor (Verfahren B) höher und über den gesamten Reaktionsraum homogen verteilt. Deshalb wurden im Verfahren B höhere SRR im Vergleich zu Verfahren A gemessen (Faktor 10-30). Der grundlegende Unterschied zwischen beiden Verfahren ist das niedrigere Verhältnis zwischen Porenraum und Gasvolumen im Verfahren B. Im Verfahren A war dieses Verhältnis $\gg 1$. Das führte zu einem ungenügenden Phasentransfer von Wasserstoff aus dem Gas in den mikrobiologisch aktiven immobilen Porenraum. Die Sulfatreduktionsraten in Verfahren A wurden, wie erläutert, nicht durch die Nährstoffverfügbarkeit (N und P) limitiert. Um eine Aussage über die Rolle des Nährstoffangebotes im technischen Reaktor machen zu können, sollen weitere Versuche durchgeführt werden, in denen untersucht wird, ob nach Beendigung der Ammonium- und Phosphatdosierung ein Ratenrückgang erfolgt.

Die Analysen zeigen, dass bei einer Feldanwendung des technischen Reaktors zwei Voraussetzungen erfüllt sein müssen, um hohe Umsatzraten zu erreichen. 1. Es muss ein geringes Porenraum/Gas-Verhältnis herrschen, um die H_2 -Verfügbarkeit im gesamten Reaktionsraum zu gewährleisten und 2. muss für die Steigerung des

Biomassegehaltes im Reaktor mit langen Einfahrzeiten gerechnet werden. Zur Stabilisierung der biologischen Prozesse kann während der Einfahrphase eine Acetatdosierung zur Unterstützung des Biomassewachstums der Sulfatreduzierer erfolgen.

4.2 Biomassegehalt in den Reaktoren und Zusammensetzung der mikrobiologischen Lebensgemeinschaft

Im Verfahren A war der Biomassegehalt nach Versuchsende nicht mit der verwendeten Nachweismethode quantifizierbar. Es kann keine Aussage über die Zunahme der Biomasse im Festbett gemacht werden. Der Biomassegehalt im technischen Reaktor stieg an. Es wird angenommen, dass die Biomasse auf der Aufwuchskörperoberfläche kontinuierlich zunahm und damit die kontinuierlich ansteigende Umsatzrate zu erklären ist.

Interaktionen zwischen Sulfatreduzieren und acetogenen Mikroorganismen werden in beiden Versuchsanlagen vermutet. Der Nachweis von methanogenen Mikroorganismen gelang indirekt über die Analyse des Metaboliten Methan. Die in beiden Versuchsanlagen dominierenden *Desulfovibrio* sp. beziehen die organische Kohlenstoffquelle vermutlich von den nachgewiesenen acetogenen Mikroorganismen (*Acetobacterium* sp.) (GNIESE *et al.*, 2008, in *Vorbereitung*). Die für den Zellaufbau benötigte Menge ist gering, da das Zellwachstum lithotropher Mikroorganismen sehr langsam abläuft und nur wenig Biomasse gebildet wird. So ist anzunehmen, dass auch ausreichend organischer Kohlenstoff zu Verfügung steht, wenn die Sulfatkonzentration > 2 mmol/L beträgt und andere wasserstoffverbrauchende Reaktionen so z.B. die Acetogenese eine untergeordnete Rolle spielen.

5 Danksagung

Die Charakterisierung der Mikroorganismen Lebensgemeinschaft konnte im Rahmen einer Diplomarbeit am Institut für Biowissenschaften, TU Bergakademie Freiberg erfolgen. Wir möchten uns für die ausgezeichnete Zusammenarbeit bei Frau Dr. Seifert, Frau Gniese und Prof. Schlömann bedanken. Alle hier dargestellten Arbeiten wurden im LMBV-Projekt „Technikumsversuch zur Alkalinisierung und Entschwefelung bergbaubeeinflusster Kippengrundwässer“ sowie im BMBF-Projekt „Stärkung des Entwick-

lungspotenzials von Bergbaufolgelandschaften durch den Schutz von Oberflächengewässern vor schwefelsauren Grundwasserzuflüssen mittels reaktiver Reinigungswände“ erarbeitet. Der LMBV sei hier für die Erlaubnis der Veröffentlichung der erzielten Ergebnisse gedankt.

6 Literatur

- BENNER, S.G.; BLOWES, D.W.; PTACEK, C.J.; MAYER, K.U. (2002): Rates of sulfate reduction and metal sulfide precipitation in a permeable reactive barrier. *Applied Geochemistry* Vol. 17, 301-320
- BILEK, F. (2006): Batchversuche zur Sulfatreduktion durch autotrophe Mikroorganismen im natürlichen Grundwasserleiter – gegenwärtiger Stand. *Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg Sachsen* Vol. 31, 153-158
- BILEK, F.; WAGNER, S.; PELZEL, C. (2007): Technikumsversuch zur Eisen- und Sulfatabscheidung durch autotrophe Sulfatabscheidung im in-situ Reaktor: Bisherige Ergebnisse. *Wissenschaftliche Mitteilungen des Institutes für Geologie der Bergakademie Freiberg Sachsen* Vol. 35, 49-56
- BILEK, F. & WAGNER, S. (2008): Testing in situ sulfate reduction by H₂-injection in a bench-scale aquifer. eingereicht Mai 2008 bei Water Research
- COETSER, S.E.; PULLES, W.; HEATH, R.G.M.; CLOETE, T.E. (2006): Chemical characterisation of organic electron donors for sulfate reduction for potential use in acid mine drainage treatment. *Biodegradation*, DOI 10.1007/s10532-005-7567-3
- COLLERAN, E.; FINNEGAN, S.; LENS, P. (1995) Anaerobic treatment of sulphate-containing waste streams. *Antonie Van Leeuwenhoek* Vol 67, 29-46
- CHRISTENSEN, B.; LAAKE, M.; LIEN, T. (1996): Treatment of acid mine water by sulfate-reducing bacteria; results from a bench scale experiment. *Water Research* Vol. 7, 1617-1624
- O. GIBERT AND J. DE PABLO AND J.L. CORTINA AND C. AYORA (2002): Treatment of acid mine drainage by sulphate-reducing bacteria using permeable reactive barriers: A review from laboratory to full-scale experiments. *Environmental Science & Biotechnology* Vol. 1, 327-333
- GNIESE, C.; SEIFERT, J.; WAGNER, S.; BILEK, F. (2008): Characterization of sulfate-reducing communities in column experiments under autotrophic conditions. in *Vorbereitung*
- JONG, T. & PARRY, D.L. (2003) Removal of sulfate and heavy metals by sulfate reducing bacteria in short-term bench scale upflow anaerobic packed bed reactor runs. *Water Research* Vol. 37, 3379-3389

- LIAMLEAM, W. & ANNACHHATRE, A.P. (2007) Electron donors for biological sulfate reduction. *Biotechnology Advances* DOI:10.1016/j.biotechadv.2007.05.02
- LMBV (2007): Stärkung des Entwicklungspotenzials von Bergbaufolgelandschaften durch den Schutz von Oberflächengewässern vor schwefelsauren Grundwasserzuflüssen mittels reaktiver Reinigungswände. Schlussbericht BMBF, Förderkennzeichen 02WR0527
- OKABE, S.; NIELSEN, P.H.; CHARACKLIS, W.G. (1992): Factors affecting microbial sulfate reduction by *Desulfovibrio desulfuricans* in continuous culture: Limiting nutrients and sulfide concentration. *Biotechnology and Bioengineering* Vol. 40, 725-734
- O'FLAHERTY, V.; MAHONY, T.; O'KENNEDY, R.O.; COLLERAN, E. (1998): Effect of pH on growth kinetics and sulphide toxicity thresholds of a range of methanogenic, syntrophic and sulphate-reducing bacteria. *Process Biochemistry* Vol. 33, 555-569
- POLO, B.; BEWTRA, J. & BISWAS, N. (2006): Effect of hydraulic retention time and attachment media on sulfide production by sulfate reducing bacteria. *Journal of Environmental Engineering Science* Vol. 5, 47-57
- PREUSS, V. (2005): Konkurrenz zwischen Methanogenen und Desulfurikaten bei der biochemischen Entsäuerung von Bergbauwässern bei Verwendung von Methanol als C- und Energiequelle. – In: Merkel, Schaeben, Wolkersdorfer, Hasche (Hrsg.) *Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer*; TU Bergakademie Freiberg -Tagungsband; 56. Hüttenmännischer Tag
- TUTTLE, J. H.; DUGAN, P. R. & RANDLES, C. I. (1969): Microbial sulfate reduction and its potential utility as an acid mine water pollution abatement procedure. *Applied Microbiology* Vol. 17, 297-302
- WEIJMA, J.; GUBBELS, F.; HULSHOFF-POL, L.W.; STAMS, A.J.M. LENS, P.; LETTINGA, G. (2002): Competition for H₂ between sulfate reducers, methanogens and homoacetogens in a gas-lift reactor. *Water Science and Technology* Vol. 45, 75-80
- WIDDEL, F. (1988) *Microbiology and ecology of sulfate- and sulfur reducing bacteria* – In: *biology of anaerobic microorganisms*. Ed. Zehnder, A.J.B.; Wiley-Interscience Publication, New York

Untersuchung und Optimierung des Prozesses der mikrobiologischen Eisenoxidation für die Behandlung von eisen- und sulfatreichen Bergbauwässern

E. Janneck¹, D. Terno², E. Heinzel³, W. Rolland⁴, K. Schlee⁴, F. Glombitza¹ & O. Nowak²

¹G.E.O.S. Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH, PF 1162, 09582 Freiberg/Sachsen

²TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft

³TU Bergakademie Freiberg, Institut für Biowissenschaften

⁴Vattenfall Europe Mining AG, Vom-Stein-Str. 39, 03050 Cottbus

Es wird über eine Pilotanlage zur biotechnologischen Eisenoxidation berichtet, in der azidophile, chemolithoautotrophe Mikroorganismen das im Grubenwasser enthaltene zweiwertige Eisen bei pH-Werten zwischen 2,8 und 3,2 oxidieren. In der Pilotanlage wurde die spezifische Fe^{2+} -Oxidationsgeschwindigkeit bestimmt und die Bedingungen für eine optimale Prozessführung ermittelt. Dabei zeigte sich, dass der biotechnologische Prozess durch wechselnde Anteile von in Biofilmen fixierter Biomasse und von frei suspendierten Mikroorganismen bestimmt wird.

In this study a pilot plant for the biological oxidation of ferrous iron in mine drainage water by acidophilic, chemolithotrophic bacteria between a pH range of 2.8 to 3.2 was investigated. A specific Fe^{2+} -oxidation rate was determined and the conditions for an optimal process control were identified. It turned out that the biotechnological process is conditioned by varying amounts of immobilized and suspended biomass.

1 Einleitung

Grubenwässer aus dem Braunkohlebergbau sind oft durch einen sauren pH-Wert sowie durch hohe Eisen- und Sulfatgehalte gekennzeichnet. Vor Einleitung in die Vorflut müssen diese Wässer gereinigt werden, wofür bei der konventionellen chemischen Grubenwasserreinigung große Mengen an Kalk notwendig sind. Ein wesentlicher Vorteil der mikrobiologischen Eisenabtrennung besteht darin, dass die Eisenoxidation und -ausfällung im sauren pH-Bereich ohne Zugabe von Neutralisationsmittel durchgeführt werden kann. In den Sumpfungswässern natürlich vorkommende Bakterien nutzen die bei der Oxidation des zweiwertigen Eisens frei werdende Energie für ihren Zellstoffwechsel und verwerten das im Wasser vorhandene gelöste Kohlendioxid als C-Quelle zum Aufbau neuer Biomasse. Dem Wasser muss dabei ausreichend Luftsauerstoff zugeführt werden. Im Ergebnis dieses durch die Mikroorganismen hervorgerufenen Prozesses scheidet sich aus dem Wasser als feste Verbindung das Mineral Schwertmannit ab. Durch den

Einbau des Sulfates in die Kristallstruktur wird neben dem Eisen ein Teil des Sulfates aus dem Wasser abgetrennt, was sonst nur mit kostenaufwendigen Verfahren möglich ist. Die mikrobiologische Eisenoxidation und Eisenhydroxisulfatabscheidung erfolgt vorzugsweise im pH-Bereich zwischen 2,5 und 3,5. Unter diesen Bedingungen wird ein sehr feinkörniges, chemisch reines Eisenhydroxisulfat erhalten, das sich leicht aus dem Wasser abtrennen lässt. Diese vorteilhaften Eigenschaften führen dazu, dass sich das abgeschiedene Produkt als Rohstoff für unterschiedliche Anwendungen eignet.

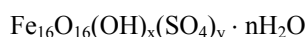
Diese Vorteile der mikrobiologischen Eisenoxidation waren Anlass, die Leistungsfähigkeit des Prozesses in einer Pilotanlage zu untersuchen sowie Verwertungsmöglichkeiten der Eisenhydroxisulfate in verschiedenen Industriezweigen in einem BMBF-Vorhaben (JANNECK *et al.*, 2008) nachzuweisen. In dem nachfolgenden Beitrag werden Ergebnisse aus dem Betrieb der Pilotanlage zur Prozessoptimierung vorgestellt.

2 Stöchiometrie der mikrobiologischen Eisenoxidation und Bildung von Eisenhydroxisulfaten

Die mikrobiologische Eisenoxidation kann rein stöchiometrisch mit folgender Reaktionsgleichung beschrieben werden:



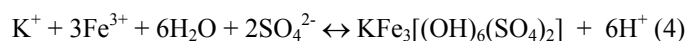
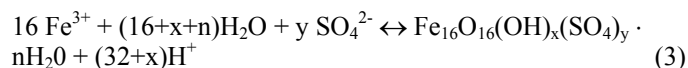
Das dabei gebildete dreiwertige Eisen hydrolysiert in wässriger Lösung, wobei je nach Hydrolyseprodukt eine unterschiedliche Menge an Säure gebildet wird (Tab. 1). Im sauren Milieu können sich bei Gegenwart von Sulfat Schwertmannit und /oder Jarosit bilden. Dabei fallen Jarosite nur unter einem pH-Wert von ca. 2,5 aus (NEMATİ *et al.*, 1998). In pH-Wert-Bereichen von 2,5 bis 3,5 bildet sich Schwertmannit, der bis zu einem pH-Wert von ca. 4,5 stabil ist (BIGHAM *et al.*, 1996). Das Molverhältnis Eisen/Sulfat im Schwertmannit kann je nach Bildungsbedingungen im Bereich von 4,57 bis 8,0 schwanken. Daher ist es möglich, folgende Formel für Schwertmannit anzugeben:



$$\begin{aligned} \text{wobei:} \quad y &= 2 \dots 3,5 \\ x &= 16 - 2y \\ n &= 10 \dots 12 \end{aligned} \quad (2)$$

Die Bildung von Schwertmannit und Jarosit aus wässriger Lösung kann an Hand der Gleichungen (3) und (4) beschrieben werden. Der Sulfatgehalt im Schwertmannit liegt je nach Molverhältnis Eisen/Sulfat und Anteil an Kristallwasser zwischen 10,9 und 20,5 Ma-%.

Stöchiometrische Gleichungen zur Bildung von Schwertmannit und Jarosit:



Bei der chemischen Fällung von Eisenhydroxid muss die gesamte aus der Hydrolyse stammende Acidität z.B. mit Kalk neutralisiert werden. Da die zu behandelnden Sumpfungswässer zumeist einen sehr hohen Anteil zweiwertigen Eisens enthalten, muss außerdem bis zu pH-Werten > 8 „aufgekalkt“ werden, um das zweiwertige Eisen mit ausreichender Geschwindigkeit chemisch zu oxidieren. Im Gegensatz dazu kann die mikrobiologische Oxidation des Eisens und die Ausfällung von Schwertmannit gänzlich ohne Zugabe Neutralisationsmittel erfolgen. Nach der Abtrennung des ausgefällten Schwertmannites muss dann allerdings die in geringerer Menge entstandene Säure ebenfalls abgepuffert werden. Die mikrobiologische Eisenoxidation hat außerdem den Vorteil, dass sie unter sauren pH-Bedingungen verläuft und zur Strippung von CO₂ führt, welches je nach Gehalt bis zu 2/3 des Kalkverbrauches verursachen kann (JANNECK *et al.*, 2007). Damit sind beachtliche Einsparungen an Neutralisationsmittel gegenüber dem klassischen Verfahren mit chemischer Eisenoxidation und Fe(OH)₃-Ausfällung möglich.

Durch die Bindung von Sulfat im Kristallgitter der Eisenhydroxisulfate ermöglicht der Prozess eine partielle Sulfatabtrennung aus dem Grubenwasser, auch bei Sulfatgehalten, die unterhalb der Gipslöslichkeit liegen. Tab. 2 zeigt am Beispiel einer typischen Kippenwasserzusammensetzung das Potenzial der Schwertmannitfällung für die Minderung der Sulfatkonzentration.

Tab. 1: Vergleich der gebildeten Säuremenge bei der Hydrolyse des dreiwertigen Eisens bei Entstehung unterschiedlicher Endprodukte.

Hydrolyseprodukt	Formel	x	y	H ⁺ /Fe	Menge Säure	Fe/Sulfat
				[mol/mol]	[%]	[mol/mol]
Eisenhydroxid	Fe(OH) ₃			3,00	100,0	
Schwertmannit	Fe ₁₆ O ₁₆ (OH) _x (SO ₄) _y	12,0	2,0	2,75	91,7	8,0
	Fe ₁₆ O ₁₆ (OH) _x (SO ₄) _y	9,0	3,5	2,56	85,4	4,57
Jarosit	KFe ₃ [(OH) ₆ (SO ₄) ₂]			2,00	66,7	1,5

Tab. 2: Potenzial für die Minderung der Sulfatkonzentration bei der mikrobiologischen Eisenoxidation und Ausfällung von Schwertmannit bzw. Jarosit

Verbindung	Fe	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻ : Fe	SO ₄ ²⁻ : Fe
	Ma%	Ma%	mol/mol	g/g
Fe ₁₆ O ₁₆ (OH) ₁₂ (SO ₄) ₂	57,8	12,4	0,125 : 1	0,215 : 1
Fe ₁₆ O ₁₆ (OH) ₉ (SO ₄) _{3,5}	54,5	20,5	0,22 : 1	0,376 : 1
KFe ₃ [(OH) ₆ (SO ₄) ₂]	33,5	38,4	0,67 : 1	1,147 : 1
Kippengrundwasser Brunnen HK1				
Fe-ges	mg/L	630		
Fe(II)	mg/L	630		
Fe(III)	mg/L	<0,1		
Sulfat	mg/L	2790		
Anteil mikrobiolog. Fe-Oxidation:		50 %	80 %	
Δ Fe-ges	mg/L	315	504	
Δ SO ₄ ²⁻ :				
Schwertmannitfällung min	mg/L	67,7	108	
Schwertmannitfällung max	mg/L	119	190	
Jarositfällung	mg/L	361	578	

3 Beschreibung der Pilotanlage

3.1 Aufbau

Bei der Konzipierung der Pilotanlage mussten folgende Anforderungen an die Funktionalität berücksichtigt werden:

- Die Pilotanlage soll für einen kontinuierlichen Betrieb geeignet sein.
- In der Anlage müssen Aufwuchsflächen vorhanden sein, an denen sich ein Biofilm ausbilden kann und an denen sich die Eisenhydroxisulfatkristalle anheften und wachsen können.
- Die Aufwuchsflächen müssen regenerierbar sein und die Größe der Aufwuchsflächen soll varierbar sein (z. B. durch herausnehmbare Rahmen), um den Einfluss der Aufwuchsflächen auf die Oxidationsleistung zu untersuchen.
- Im Oxidationsbecken muss eine kontinuierliche Schlammräumung bzw. eine Schlammräumung in kurzen Zeitintervallen möglich sein, damit sich der Sedimentationsraum im Laufe der Betriebszeit nicht verkleinert.
- Die Anlage soll mit weiteren Funktionalitäten ausgestattet sein: Schlammrückführung, Nährstoffdosierung, pH-Regelung.
- Das gebildete Produkt Eisenhydroxisulfat/Schwertmannit soll aus dem Wasser ab-

getrennt und in weitgehend entwässerter Form den anderen Projektpartnern zur Verfügung gestellt werden.

- Das Wasser muss ausreichend belüftet werden, um den für die Eisenoxidation erforderlichen Sauerstoff einzutragen.
- Die Verweilzeit im Oxidationsbecken soll in einem großen Bereich von 2 bis 20 Stunden einstellbar sein.

In Abb. 1 ist der Aufbau der Pilotanlage schematisch dargestellt. Das Gesamtvolumen beträgt 10,5 m³ und das Oxidationsbecken hat ein Fassungsvermögen von 8,14 m³. Der innere Umwälzvolumenstrom in der Anlage beträgt etwa 30 m³/h. Damit werden niedrige Gradienten der Prozessparameter im Oxidationsbecken garantiert. Das Belüftungsbecken ist durch eine Tauchwand vom Oxidationsbecken getrennt. In dem Becken befinden sich insgesamt 23 Aufwuchsträgerahmen mit jeweils 5 Sessilbändern. Diese Rahmen sind jeder einzeln herausnehmbar, so dass der Zuwachs an Eisenhydroxisulfat kontrolliert werden kann. Die Sessilbänder sind 3 cm breit und tauchen zwischen 90 und 100 cm tief in das Becken ein. Unter den Aufwuchsträgern befindet sich am Boden des Oxidationsbeckens ein Kettenräumer, der das von den Aufwuchsträgern bzw. den Behälterwandungen herabfallende Eisenhydroxisulfat-Produkt in eine Schlamm-sammelrinne befördert. Von hier aus wird das Schlamm-Wasser-Gemisch diskontinuierlich in einen Sedimentationsbehälter gepumpt. Der EHS-Schlamm kann in diesem Behälter eindi-

cken, das überschüssige Klarwasser wird in das Oxidationsbecken zurückgeführt. Der eingedickte Schlamm kann mit Hilfe einer Membranpumpe entweder in das Belüftungsbecken zurück gepumpt werden oder als Überschussschlamm zur Schwerkraftentwässerung in Big bags geleitet werden.

3.2 Reaktortyp und Biofilm

Die unter 3.1 beschriebene Beckeneinheit (Belüftungsbecken und Oxidationsbecken) als mikrobiologischer Reaktor entspricht einer Mischform verschiedener Reaktortypen. Die am Oxidationsprozess beteiligten Mikroorganismen befinden sich in zwei Zustandsformen:

1. Die an den Sessilbändern und Wandflächen immobilisierten Bakterien.
2. Mikroorganismen, die sich in Suspension befinden und damit im gesamten Reaktort volumen beweglich sind.

Kenntnisse über den Anteil der immobilisierten bzw. frei suspendierten Biomasse am Gesamtumsatz sind wichtig für die Optimierung des Prozesses und für die Ermittlung der Leistungsgrenzen. Für die Biofilmbildung stehen im Reaktor die Flächen an den Aufwuchsträgern und die Reaktorwände zur Verfügung. An diesen Flächen erfolgen gleichzeitig die Auskristallisation und das Wachstum von Schwertmannit. Dieser bildet im Laufe der Zeit bis zu 5 cm dicke Krusten

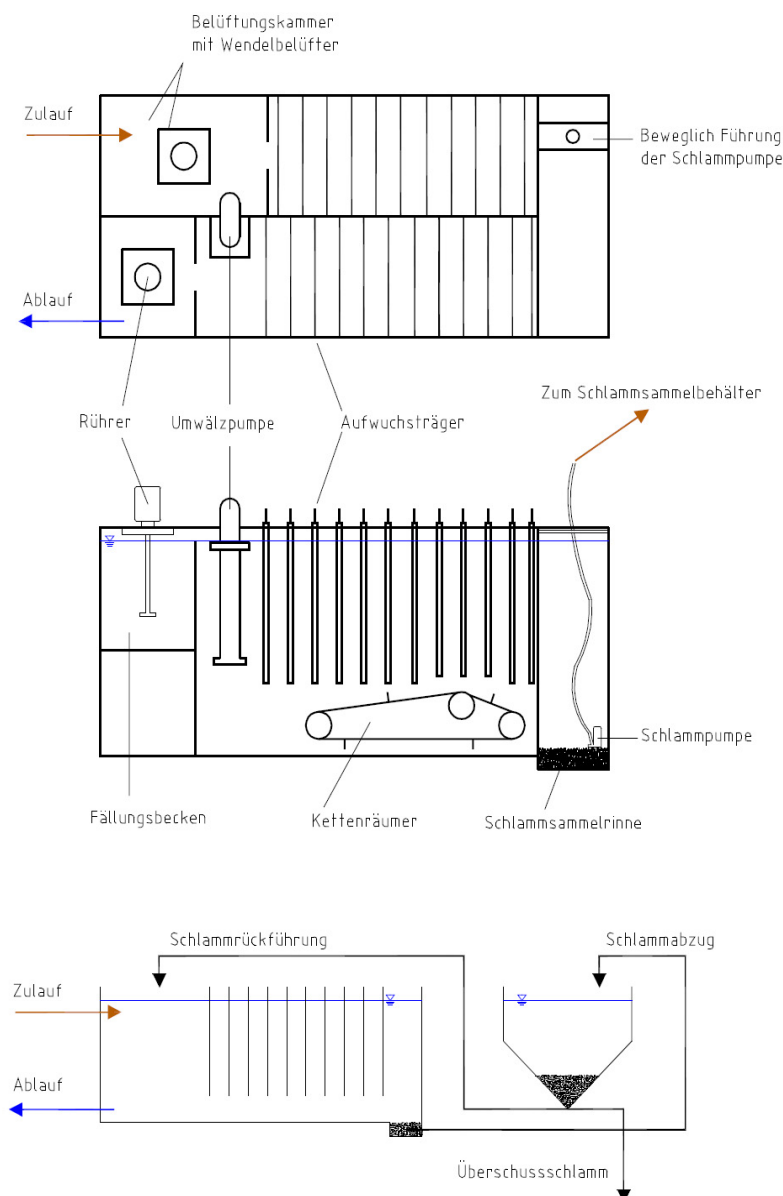


Abb. 1: Schematische Darstellung der Pilotanlage mit Oxidationsbecken und Schlammkreislauf.

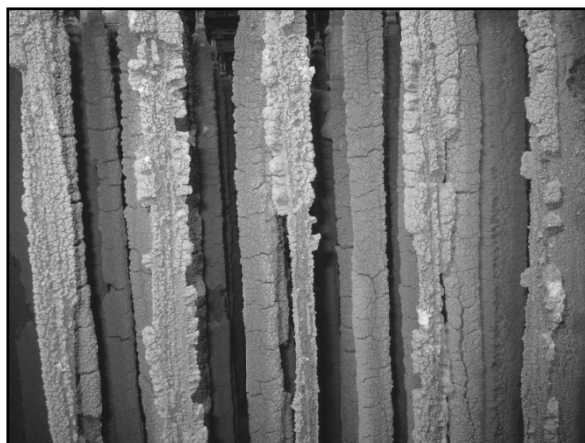


Abb. 2: Mit EHS bewachsene Aufwuchsträger in der Pilotanlage.

(Abb. 2). Es wird angenommen, dass nicht die gesamte Schicht dieser Ablagerungen als Biofilm wirksam ist, sondern nur die obersten 1 bis 2 mm. Die Anordnung der Aufwuchsträger ist so konzipiert, dass sich der Biofilm immer wieder selbst regeneriert, weil die lockeren Schwertmannitkrusten ab einer Schichtdicke von 3 – 5 cm bei geringer mechanischer Erschütterung (z.B. durch Rütteln) abfallen und somit eine Besiedlung mit Mikroorganismen und das Wachstum der Schwertmannitkrusten von neuem beginnen kann.

3.3 Zulaufwasserqualität

Die Pilotanlage wurde mit einem Mischwasser verschiedener Sumpfbungsbrunnen des Tagebaus Nochten betrieben. Bei dem Wasser handelt es sich um ein eisen- und sulfathaltiges Kippengrundwasser, welches bei Belüftung stark versauert (Tab. 3). Die Schwankungsbreite der Zulaufkonzentrationen an Fe^{2+} und Sulfat ist aus Tab. 4 ersichtlich.

Tab. 3: Exemplarische Analyse des Zulaufwassers der Pilotanlage vom 04.07.2007.

<i>Parameter</i>	<i>Analysenwert</i>
pH-Wert	5,30
elektr. Leitfähigkeit (25°C)	2930 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Redox-Spannung	378 mV
Sauerstoff, gelöst	5,6 mg/L
Trübung	>200 NTU
Abfiltrierbare Stoffe	15 mg/L
Chlorid	34 mg/L
Sulfat	1970 mg/L
Eisen, gesamt	382 mg/L
Eisen, gelöst	324 mg/L
Eisen-II, gelöst	324 mg/L
Säurekapazität $\text{KS}_{4,3}$	0,48 mmol/L
Basekapazität $\text{KB}_{8,2}$	14,0 mmol/L
Härte	13,8 mmol/L
CSB	59 mg/L

Tab. 4: Schwankungsbreite der Eisen(II) und der Sulfatkonzentrationen im Zulauf der Pilotanlage.

<i>Parameter</i>	<i>[Fe²⁺]</i>	<i>[SO₄²⁻]</i>
	mg/L	mg/L
Mittelwert	349	1655
Minimum	290	703
Maximum	424	2673
10%-Percentil	328	1234
90%-Percentil	372	2075

4 Untersuchungen zur mikrobiologischen Lebensgemeinschaft

Durch den Verbundpartner TU Bergakademie Freiberg, Institut für Biowissenschaften wurde die mikrobiologische Lebensgemeinschaft in der Pilotanlage analysiert.

Die Eisen oxidierende Lebensgemeinschaft in der Wasserbehandlungsanlage setzt sich aus neuen, bisher wenig bekannten Bakterienspezies zusammen. Nur zwei verschiedene und phylogenetisch relativ nah verwandte Phylotypen aus der Klasse der *Betaproteobacteria* sind die Träger des Eisenoxidationsprozesses. Vergleiche mit anderen Studien zeigten, dass diese Phylotypen erst in den letzten Jahren in verschiedenen Bergbauwässern nachgewiesen wurden. Einer dieser Phylotypen besitzt derzeit keine nahen kultivierten Verwandten, sodass nur wenige Informationen über dessen Physiologie vorliegen. Die im Vorfeld als dominierende Spezies eingeschätzte Art *Acidithiobacillus ferrooxidans* spielt in der Eisen oxidierenden Lebensgemeinschaft nur eine untergeordnete Rolle. Die Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaft ist sehr stabil. Details zur molekulargenetischen Charakterisierung der in der Pilotanlage vorkommenden Eisen oxidierenden Bakterien wurden bereits an anderer Stelle publiziert (HEINZEL *et al.*, 2006).

5 Ergebnisse aus dem Betrieb der Pilotanlage

5.1 Zustandsformen des Eisens sowie Bilanz- und Umsatzkennzahlen

Für die Auswertung und Bilanzierung der Stoffumwandlungsprozesse im mikrobiologischen Oxidationsbecken ist es sinnvoll, zwischen 4 verschiedenen Zustandsformen des Eisens zu unterscheiden (Abb. 3).

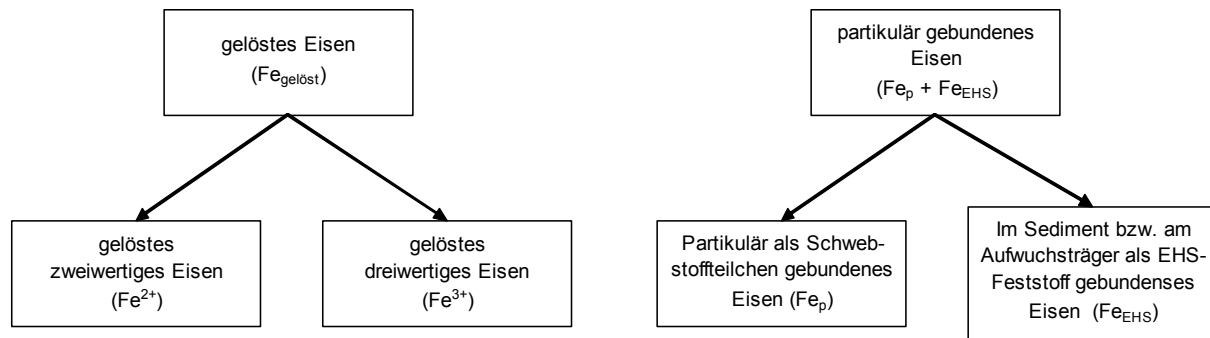


Abb. 3: Unterschiedliche Zustandsformen des Eisens im Oxidationsbecken.

Zusätzlich werden Umsatzkennzahlen für die Beschreibung des Prozesses benötigt:

- Die volumenbezogene spezifische Oxidationsgeschwindigkeit v_{Ox}

$$v_{Ox} = \frac{Fe(III)_{ges}}{\tau} = v_{Ox-F} \cdot \frac{A_F}{V_R} + v_{Ox, A_F=0} \left[\frac{g}{m^3 \cdot h} \right] \quad (5)$$

- Die Oxidationsleistung OL:

$$OL = Fe(III)_{ges} \cdot Q_{zu} = v_{Ox} \cdot V_R \quad [g/h] \quad (6)$$

- Die flächenbezogene spezifische Oxidationsgeschwindigkeit v_{Ox-F}

$$v_{Ox-F} = \frac{OL}{A_F} = v_{Ox} \cdot \frac{V_R}{A_F} \left[\frac{g}{m^2 \cdot h} \right] \quad (7)$$

Mit: $Fe(III)_{ges}$: gesamte, zu dreiwertigem Eisen oxidierte Eisenmenge (gelöst als Fe^{3+} sowie partikulär gebundenes und sedimentiertes EHS); Einheit [g/L]; entspricht der je Volumeneinheit des zugeführten Wassers oxidierten Eisenmenge, unabhängig von der Zustandsform

τ Verweilzeit im Reaktor

A_F Aufwuchsfläche

V_R Reaktorvolumen

Die **spezifische Oxidationsgeschwindigkeit** v_{Ox} gibt die pro Zeiteinheit in einem bestimmten Reaktorvolumen gebildete Menge dreiwertigen Eisens an. $v_{Ox, A_F=0}$ ist die Oxidationsgeschwindigkeit im freien Reaktorvolumen, ohne Berücksichtigung des Anteils des Biofilms am Oxidationsgeschehen ($A_F=0$).

Die **Oxidationsleistung** OL gibt an, welche Menge dreiwertigen Eisens (bei einem bestimmten Volumenstrom) im Oxidationsbecken je Zeiteinheit gebildet wird.

Die **flächenbezogene spezifische Oxidationsgeschwindigkeit** v_{Ox-F} gibt die pro Zeiteinheit an den Aufwuchsflächen gebildete Menge dreiwertigen Eisens an.

5.2 Untersuchungen zur Prozessoptimierung

In Abb. 4 sind die Zu- und Ablaufkonzentrationen des zweiwertigen Eisen am Oxidationsreaktor der Pilotanlage dargestellt. Nach der Inbetriebnahme Anfang Oktober 2006 setzte die mikrobiologische Eisenoxidation spontan ein und führte in der ersten Betriebsphase zu kontinuierlich sinkenden Fe^{2+} -Konzentrationen im Oxidationsreaktor. In dieser Betriebsphase wurden maximale Oxidationsgeschwindigkeiten von bis zu 35 g/(m³·h) erzielt. Nach der Durchsatzserhöhung Mitte Dezember 2006 sank die Oxidationsleistung aber stark ab. Die Ursachen für dieses Verhalten der Pilotanlage wurden durch Prozessuntersuchungen zum Einfluss der Nährstoffdosierung, zur Schlammrückführung und zur Wirksamkeit der Aufwuchsflächen ermittelt. In den nachfolgenden Abschnitten werden ausgewählte Ergebnisse dazu vorgestellt. Weitere Ergebnisse sind bei TERNÖ (2007) und JANNECK *et al.* (2008) zu finden.

5.3 Einfluss der Schlammrückführung

Ziel der Versuche zur Schlammrückführung war es, den Einfluss des Schlammes auf die Durchsatz- und Oxidationsleistung zu ermitteln. Während der Schlammrückführung, wurde ein Verhältnis von Überschussschlamm : Rücklaufschlamm von etwa 1:1 eingestellt. Durch die Schlammrückführung sanken die Fe^{2+} -Konzentrationen bis auf < 30 mg/L ab und der Durchsatz konnte bis auf 2100 L/h gesteigert werden. Bei hohen Durchsätzen wurde ein Teil

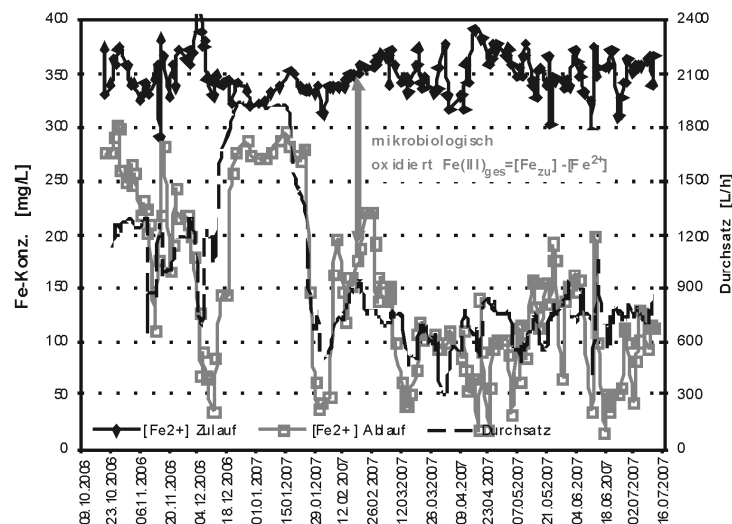


Abb. 4: Eisen(II)-Konzentration im Zu- und Ablauf der Oxidationsreaktors sowie der Durchsatz.

des Eisenhydroxisulfats mit dem Überlauf aus dem Oxidationsbecken ausgetragen. An Hand der in Tab. 5 dargestellten Ergebnisse, ist eine signifikante Erhöhung der Oxidationsgeschwindigkeit und der Oxidationsleistung durch die Schlammrückführung erkennbar. Leider sind während des Versuches mehrere technische Störungen aufgetreten, so dass sich keine gleich bleibend hohe Oxidationsleistung einstellen konnte. Deshalb sind in Tab. 5 Tage ohne Störung und maximal erreichte Werte gesondert dargestellt.

5.4 Wirksamkeit der Aufwuchsflächen

Bei dieser Versuchsreihe sollte der Einfluss der Aufwuchsfläche auf den Prozess der biologischen Eisenoxidation untersucht werden. Dazu wurde die zur Verfügung stehende Aufwuchsfläche im Reaktor variiert.

Der Versuch wurde in vier Abschnitten durchgeführt:

Abschnitt (1): Betrieb ohne Aufwuchsträger (mit Schlammrückführung)

Abschnitt (2): Betrieb ohne Aufwuchsträger

Abschnitt (3): Betrieb mit der Hälfte der Aufwuchsträger

Abschnitt (4): Betrieb mit der vollständigen Anzahl der Aufwuchsträger.

Der erste Versuchsabschnitt erfolgte mit Schlammrückführung, aber ohne Aufwuchsträger. Daher mussten bei diesem Versuchsabschnitt das Reaktorvolumen und die Wandflächen des Schlammspeichers berücksichtigt wer-

den (Tab. 6). In Tab. 7 sind die gemittelten Versuchsergebnisse aller vier Versuchsabschnitte für die wichtigsten Parameter zusammengestellt. Aufgrund der Schlammrückführung ist die Oxidationsleistung im ersten Versuchsabschnitt (1) höher als im zweiten (2), wobei in beiden Abschnitten ohne Aufwuchsträger gearbeitet wurde.

In Abb. 5 ist die ermittelte Oxidationsgeschwindigkeit in Abhängigkeit vom Quotienten A_F/V_R dargestellt. Aus dem Anstieg der Oxidationsgeschwindigkeit vom zweiten bis zum vierten Versuchsabschnitt ist ein linearer Einfluss der Aufwuchsfläche auf die Oxidationsleistung erkennbar. An Hand dieser Darstellung lässt sich die mit Hilfe der Gl. (7) die flächenbezogene Oxidationsgeschwindigkeit v_{Ox-F} ermitteln. Aus dem Anstieg der Geraden für die Versuchsabschnitte (2) bis (4) ergibt sich ein Wert für v_{Ox-F} von $4,3 \text{ g/(m}^2\cdot\text{h)}$. Durch Extrapolation der Kurven in Abb. 5 bis $A_F/V_R = 0$ kann auch die Oxidationsleistung im freien Reaktorvolumen (ohne Aufwuchsflächen) bestimmt werden. Im ersten Versuchsabschnitt (mit Schlammrückführung) wurde eine Oxidationsgeschwindigkeit in der Suspension (freies Reaktorvolumen) von $12,0 \text{ g/(m}^3\cdot\text{h)}$ gegenüber $4,83 \text{ g/(m}^3\cdot\text{h)}$ in den Versuchsabschnitten (2) bis (4) (ohne Schlammrückführung) ermittelt. Hieraus ist zu schlussfolgern, dass die mit Mikroorganismen vergesellschafteten Schlammpartikel eine Steigerung der Oxidationsleistung bewirken.

Für den Versuchsabschnitt (4) mit allen verfügbaren Aufwuchsträgern (normale Fahrweise der Pilotanlage) ergibt sich ein Anteil des Biofilms an der Oxidationsleistung von etwa 80 %. Diese Werte können aber nur orientierenden Charakter

Tab. 5: Gegenüberstellung von Prozesskennwerten im Oxidationsreaktor mit und ohne Schlammrückführung.

Parameter	Dimension	Schlammrückführung			Ohne Schlammrückführung
		Ges. Zeitraum	Tage ohne Störung	Beste erreichte Werte	
Q_{zu}	[m ³ /h]	1,023	1,653	2,400	0,656
τ	[h]	12,8	7,9	5,4	13,8
v_{Ox}	[g/(m ³ ·h)]	24,7	37,8	55	19,0
OL	[g/h]	323	494	718	155

Tab. 6: Größe der Aufwuchsflächen und Reaktorvolumina in den Versuchsabschnitten (1) bis (4).

	Symbol	Einheit	Versuchsabschnitte			
			(1)	(2)	(3)	(4)
Aufwuchsflächen						
Trenn- und Beckenwand		[m ²]	22,5	22,5	22,5	22,5
Aufwuchsbügel und Sessil-bänder (Aufwuchsträger)		[m ²]	0	0	8,6	17,2
Wand Schlamm-speicher		[m ²]	8,5	0	0	0
Gesamtaufwuchsfläche	A_F	[m ²]	31,0	22,5	30,9	39,4
Reaktorvolumen	V_R	[m ³]	11,2	8,1	8,1	8,1

Tab. 7: Ergebnisse der Untersuchungen zur Wirksamkeit der Größe der Aufwuchsflächen.

Parameter	Symbol	Einheit	(1)	(2)	(3)	(4)
Durchfluss	Q_{zu}	[L/h]	1084	698	724	741
Fe ²⁺ -Zulaufkonzentration	[Fe ²⁺] _{Zu}	[mg/L]	348	333	334	352
Fe ²⁺ -Ablaufkonzentration	[Fe ²⁺] _{Ab}	[mg/L]	136	126	92	66
Oxidationsgeschwindigkeit	v_{Ox}	[g/(m ³ ·h)]	20	17	21	26
Oberfläche/Reaktorvol.	A_F/V_R	[m ² /m ³]	2,77	2,76	3,80	4,84

haben, da sich durch die erforderliche Extrapolation der Kurven in Abb. 5 bis auf den Wert $A_F/V_R = 0$ (bzw. $A_F = 0$) geringe Fehler in der Steigung der Geraden relativ stark in dem ermittelten Wert für v_{Ox} bei $A_F/V_R = 0$ (Schnittpunkt mit der y-Achse) bemerkbar machen. Ein grundsätzlicher Zusammenhang zwischen Aufwuchsfläche und Oxidationsleistung der Pilotanlage kann aus diesen Ergebnissen, trotz der genannten Unsicherheiten, abgeleitet werden.

6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Der mikrobiologische Eisenoxidationsprozess wird von Mikroorganismen getragen, die einerseits an Aufwuchsträgern fixiert sind (Biofilm) und die andererseits in freier Form bzw. mit Schlammpartikeln verbunden im Wasser beweglich sind. Der Anteil des Biofilms an der Fe²⁺-Oxidationsleistung kann an Hand der Versuchsergebnisse auf 50 bis 80 % abgeschätzt werden, wobei die Anteile schwanken und von den Prozessbedingungen abhängig sind. Eine Schlamm-

rückführung erhöht den Anteil der suspendierten Biomasse an der Oxidationsleistung der Anlage.

Durch Schlammrückführung kann eine beachtliche Steigerung der Oxidationsleistung erreicht werden, weil die biologische Aktivität der Suspension zunimmt. Da die Verweilzeit im Oxidationsbecken bei hohen Durchsätzen zur Sedimentation nicht ausreicht und damit Verluste an EHS und Biomasse auftreten, muss dem Oxidationsbecken ein Absetzraum zur Rückgewinnung von EHS und Mikroorganismen nachgeschaltet werden.

Die Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaft in der Pilotanlage ist sehr stabil, wobei hauptsächlich zwei verschiedene aber phylogenetisch relativ nah verwandte Phylotypen aus der Klasse der *Betaproteobacteria* Träger des Oxidationsprozesses sind. Ein Animpfen der Pilotanlage mit speziellen Eisen oxidierenden Kulturen ist nicht erforderlich. Der mikrobiologische Oxidationsprozess setzt bei Belüftung des Sumpfungswassers spontan ein.

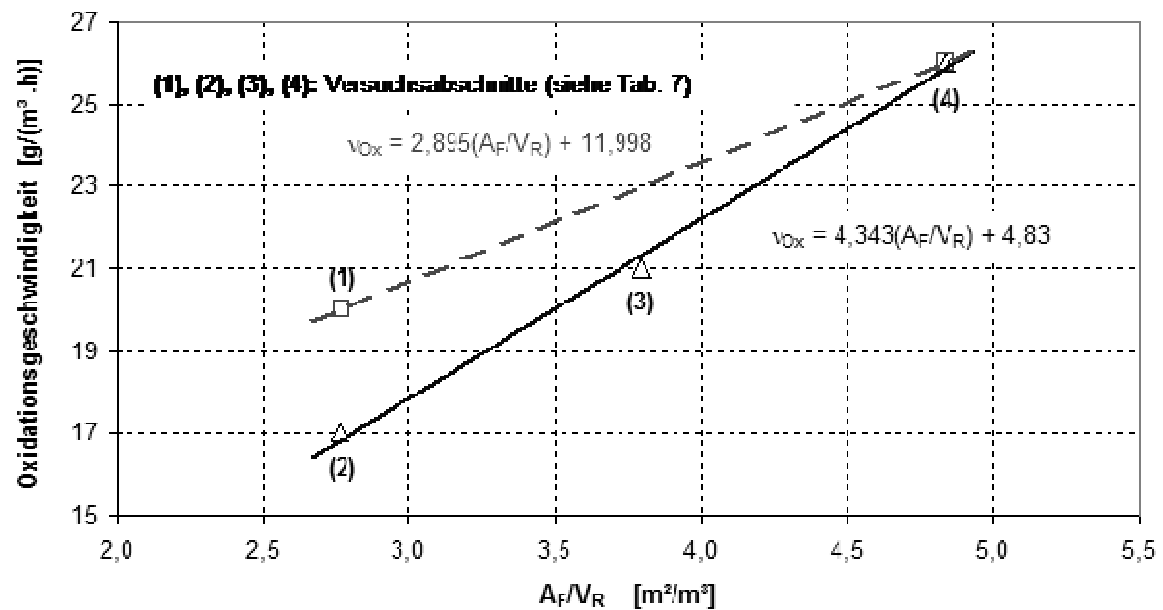


Abb. 5: Abhängigkeit der Oxidationsgeschwindigkeit v_{Ox} vom Quotienten A_F/V_R .

Der pH-Bereich von 2,8 bis 3,1 stellt nach bisherigem Erkenntnisstand das Optimum für die Fahrweise der Anlage dar, weil in diesem Bereich hohe Umsatzraten erzielt werden und die EHS-Ausbeute hoch ist. Bei geringeren pH-Werten bleibt die Oxidationsrate zwar hoch, aber die Schwertmannitausbeute sinkt, weil dessen Löslichkeit mit sinkendem pH-Wert steigt.

7 Danksagung

Die Autoren bedanken sich beim BMBF, welches das Vorhaben unter dem Kennzeichen 01RI050513 förderte, sowie bei der Vattenfall Europe Mining AG für die Übernahme der Kosten zum Bau und zum Betrieb der Pilotanlage.

8 Literatur

- BIGHAM, J.M.; SCHWERTMANN, U.; TRAINA, S.J.; WINLAND, R.L.; WOLF, M. (1996): Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters, *Geochim. Cosmochim. Acta* **60**(12), S. 2111-2121
- HEINZEL, E.; HEDRICH, S.; RÄTZEL, G.; WOLF, M.; JANNECK, E.; SEIFERT, J.; GLOMBITZA, F.; SCHLÖMANN, M. (2006): Bakterielle Diversität in einer Wasserbehandlungsanlage zur Reinigung saurer Grubenwässer, *Wissenschaftliche Mitteilungen Institut für Geologie*, **31**: S. 61-68, Freiberg

- JANNECK, E.; GLOMBITZA, F.; TERNO, D.; WOLF, M.; PATZIG, A.; FISCHER, H.; RÄTZEL, G.; HERBACH, K. (2008): Abschlussbericht zum Vorhaben „Umweltfreundliche biotechnologische Gewinnung von Eisenhydroxisulfaten aus der Bergbauwasserbehandlung und deren Verwertung als Roh- und Grundstoff in der keramischen, Baustoffe produzierenden sowie Farben und Pigmente herstellenden Industrie zur Kosten-, Rohstoff- und Ressourceneinsparung“, FKZ 01RI050513

- JANNECK, E.; SCHRÖDER, A.; SCHLEE, K.; GLOMBITZA, F.; ROLLAND, W. (2007): Senkung des Kalkverbrauches bei der Grubenwasserreinigung durch physikalische Entfernung der ungebundenen Kohlensäure, *Wissenschaftliche Mitteilungen Institut für Geologie*, **35**: S. 27-34, Freiberg

- NEMATI, M.; HARRISON, S.T.L.; HANSFORD, G.S.; WEBB, C. (1998). Biological oxidation of ferrous sulphate by *Thiobacillus ferrooxidans*: A review on the kinetic aspects. *Biochemical Engineering Journal* **1**: S. 171-190

- TERNO, D. (2007): Prozessoptimierung in einer Pilotanlage zur mikrobiologischen Eisenoxidation, Diplomarbeit, TU Dresden, Institut für Industrieressourcenwirtschaft



Nutzung von Molke zur Sauerstoffzehrung und Eisenreduktion in einem Feldversuch zur biologischen Neutralisierung

Katrin Wendt-Potthoff, Martin Schultze, Bertram Boehrer, Matthias Koschorreck & Walter Geller

Adresse: UFZ Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Department Seenforschung, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, katrin.wendt-potthoff@ufz.de

Verfahren zur biologischen Neutralisierung von versauertem Wasser beruhen auf der mikrobiellen Sulfatreduktion und der damit verbundenen Ausfällung von Metallsulfiden. Erfolg und Effizienz von *in situ* Verfahren hängen davon ab, inwieweit die gebildeten Sulfide vor einer Rückoxidation durch Sauerstoff oder gelöstes Fe(III) geschützt werden können. In einem großen Enclosure-Versuch (4500 m³) im Restsee 111 wurde versucht, durch Zugabe von Molkepulver (100 kg in zwei Dosierungen) sowohl Sauerstoff als auch Fe(III) in der Wassersäule zu reduzieren. Der Sauerstoffeintrag aus der Luft wurde durch eine Schwimmfolie begrenzt. Innerhalb von 36 Tagen gelang es, den Sauerstoff vollständig und stabil zu entfernen. Die Eisenreduktion war aber sowohl durch Kälte als auch durch eine Erschöpfung der geeigneten Substrate behindert. Molkezugabe kann also Bergausee-Wasser schnell anoxisch machen, eine Eisenreduktion erfordert aber Temperaturen oberhalb von 4°C und eine höhere Konzentration oder andere Zusammensetzung leicht verfügbarer Kohlenstoffquellen.

Techniques for biological neutralization of acid waters are based on microbial sulfate reduction and the concomitant precipitation of metal sulfides. Success and efficiency of *in situ* approaches depend on the protection of sulfides against re-oxidation by oxygen or dissolved Fe(III). In a large enclosure in Mining Lake 111, we tried to reduce oxygen as well as Fe(III) in the water column by adding whey powder (100 kg in two doses). Air-borne entry of oxygen was restricted by a floating foil. Within 36 days, oxygen was completely and stably removed, while reduction of Fe(III) was constrained by low temperature and depletion of suitable substrates. Whey additions can rapidly induce anoxia in mining lake water, but Fe(III) reduction requires temperatures above 4°C and a higher concentration or a different composition of readily available carbon sources.

1 Einleitung

Eine biologische Neutralisierung von versauerten Wässern kann mit Hilfe der mikrobiellen Eisen- und Sulfatreduktion unter Ausfällung von Metallsulfiden erreicht werden, wobei gleichzeitig Sulfat entfernt wird. Zur Stimulierung dieser mikrobiellen Prozesse ist eine Zugabe von Elektronendonoren (organische Substanzen oder Wasserstoff) erforderlich, die entweder in Form passiver Behandlungen oder durch den Betrieb von Bioreaktoren geschehen kann. Dabei haben *in situ* Verfahren den Vorteil, dass die gebildeten Metallsulfide (überwiegend FeS und FeS₂) Bestandteile des natürlichen Sedimentes werden und keine kostenpflichtig zu entsorgenden Schlämme anfallen. Andererseits können solche Ansätze durch tiefe Temperaturen und Rückoxidaionsprozesse stark in ihrer Wirksamkeit beschränkt werden, was besonders die passiven Verfahren in Frage stellen kann (WENDT-POTTHOFF *et al.*, 2002, KOSCHORRECK *et al.*, 2006, 2007, GELLER *et al.*, in press), aber auch

bei *in situ* Bioreaktoren berücksichtigt werden muss. Neben Sauerstoff kann FeS₂ auch durch gelöstes Fe(III) oxidiert werden (NORDSTROM, 1982), das im sauren Bergauseewasser in hoher Konzentration vorliegt. Deshalb muss auch ein Kontakt der Sulfide im Sediment mit dem sauren, eisenreichen Wasser vermieden werden. Ein besonders vielversprechendes Verfahren zur *in situ* Behandlung nutzt schwimmende Bioreaktoren, deren Reaktionsprodukte in einem Enclosure sedimentieren und deponiert werden (PREÜß *et al.*, 2007). Während die Enclosurewand für gelöste Stoffe unpassierbar ist, besteht eine thermische Verbindung zwischen Enclosure und umgebendem See. Als Konsequenz stellt sich im Enclosure dasselbe Temperaturprofil ein wie im See. Für einen längerfristigen Betrieb ist ein anoxisches, eisenreduzierendes Milieu in einem solchen Enclosure anzustreben. Der Sauerstoffeintrag kann durch eine Abdichtung des Enclosures nach oben vermieden werden. Eine solche Abdichtung wird durch thermische Schichtung der

Wassersäule oder durch Meromixie unterstützt. Es ist aber technisch schwierig und aufwendig, unter Feldbedingungen einen vollständigen Abschluss zu erreichen. Deshalb kam eine am Enclosure-Rand befestigte Schwimmfolie zum Einsatz, die außer dem Sauerstoffeintrag auch das Eindringen von Licht verminderte und so das Wachstum O_2 -produzierender Algen verhindern sollte (Abb. 1). Um in einem derart abgedeckten Enclosure anoxische Bedingungen zu erreichen, kann der Wassersäule ein lösliches Substrat zugegeben werden, das alle wichtigen Nährstoffe enthält und zur Reduktion von Sauerstoff und Fe(III) geeignet ist. In einem Vorversuch im Labor wurden verschiedene Stoffe getestet, wobei Molkepulver unter den biologischen Reduktionsmitteln am schnellsten den gewünschten Effekt erreichte. Auf der Basis dieses Laborversuchs wurde ein großer Feldversuch in einem Enclosure im Restsee 111 gestartet. Ziel des Versuches war es, die Eignung von Molkepulver zur Sauerstoff- und Eisenreduktion unter Feldbedingungen nachzuweisen.

2 Experimenteller Ansatz

2.1 Vorversuch

Um ein gutes Sauerstoff-Reduktionsmittel für den Einsatz im Feldversuch zu bestimmen, wurden verschiedene Substrate für Mikroorganismen im Vergleich mit chemischen Reduktionsmitteln getestet. Die Substratmengen wurden so berechnet, dass zu der für die Reduktion von O_2 und



Abb. 1: Mit Schwimmfolie abgedeckter Enclosure (Durchmesser 30 m). Größenvergleich: Personen auf Arbeitsfloß am linken Rand.

Fe(III) notwendigen Menge noch ein Überschuss von 50% veranschlagt wurde. In $mmol\ L^{-1}$ waren dies folgende Konzentrationen: Kontrolle 0, Glucose 0,25, Ethanol 1,52, Methanol 1,01, Na-Acetat 0,76, Na-Lactat 0,51, Molkepulver 0,13, Ascorbinsäure 3,03, Na-Sulfit 3,03. Flaschen mit Restseewasser wurden mit den Substraten versetzt, gasdicht verschlossen und im Dunkeln bei $18,3 \pm 0,3^\circ C$ inkubiert. Der Sauerstoffgehalt wurde im Abstand von einigen Tagen mit einer Optode gemessen.

2.2 Enclosure-Versuch

Der Enclosure im Restsee 111 wurde in 2001 installiert und von 2001-2007 zum Test einer passiven Behandlung mit Stroh und Carbokalk genutzt. Er hat einen Durchmesser von 30 m und fasst etwa $4500\ m^3$, was ungefähr 1% des Seevolumens entspricht. Zum Zeitpunkt des Versuchsbeginns war die Wassersäule komplett oxisch und die Zusammensetzung des Wassers entsprach im Wesentlichen der des umgebenden Sees, wie bereits früher beobachtet (KOSCHORRECK *et al.*, 2007, supplementing material). Am 9.10. und 6.11.2007 wurden jeweils 50 kg Molkepulver (Tab. 1) in den Enclosure eingebracht. Das Pulver wurde portionsweise mit Enclosure-Wasser suspendiert und dann von einem Schlauchboot aus gleichmäßig an der Wasseroberfläche ausgegossen und durch die Bewegung des Außenbordmotors verwirbelt. Dabei wurde die Schwimmfolie kurzfristig teilweise gelöst und zur Seite gezogen. Am folgenden Tag, danach wöchentlich und später in größeren Abständen wurden mit Hilfe einer Multiparametersonde Temperatur, Leitfähigkeit, pH, Trübung und Fluoreszenz bestimmt. Sauerstoff wurde zusätzlich mit einer Optode gemessen. Zu den Probennehmerterminen wurden in 0, 4 und 6 m Wassertiefe Proben entnommen und auf Fe(II)/Fe(III), DOC, POC und lösliches reaktives Phosphat (SRP) untersucht (HERZSPRUNG *et al.*, 1998, 2006).

2.3 Laborexperiment

Am 12.3.08 wurde Wasser aus 4 m Tiefe mit einem Limnos-Schöpfer entnommen und blasenfrei in Septumflaschen (120 mL) gefüllt. Die Flaschen wurden verschlossen und bei $4^\circ C$ ins Labor transportiert. Molkelösung sowie Wasser bei den Kontrollen wurden als sterile anoxische und gekühlte Lösungen in je 8 Flaschen injiziert. Die Endkonzentration des zugegebenen organischen Kohlenstoffs entsprach mit $0,4\ mmol\ L^{-1}$

Tab. 1: Zusammensetzung des Molkepulvers, Mittelwerte aus drei Bestimmungen. T-CSB (Gesamt-CSB) bezieht sich auf eine Lösung von 100 mg L⁻¹.

Parameter	T-CSB	N	Gesamt-C	S	P	Glühverlust
Einheit	mg O ₂ L ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	%
	97	22,8	382	8,5	7,7	90

ungefähr der ersten Molkezugabe zum Enclosure (0,5 mmol L⁻¹). Die Flaschen wurden für 23 Tage dunkel bei 4°C bzw. 20°C im Brutschrank inkubiert.

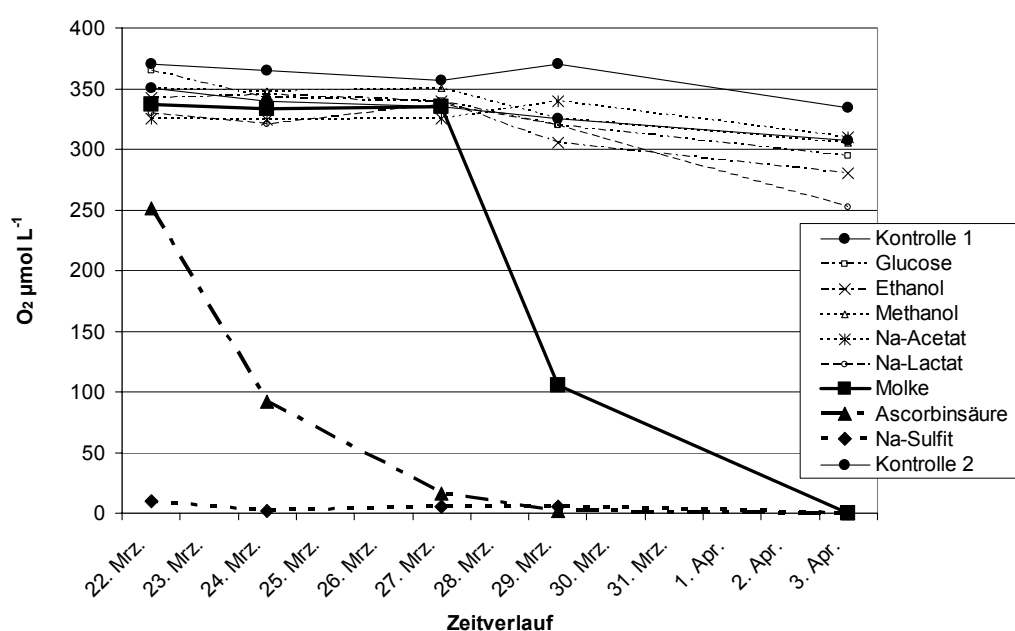
3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Vorversuch

Die Sauerstoffzehrung setzte mit den chemischen Reduktionsmitteln Natriumsulfit und Ascorbinsäure am schnellsten ein, so dass gleich nach Zugabe bzw. nach einer Woche der Hauptanteil des Sauerstoffs verbraucht war. Bei den biologischen Reduktionsmitteln dauerte es etwa eine Woche, bis sich eine Zehrung bemerkbar machte (Abb. 2). Sie verlief dann mit Molke sehr schnell, so dass der Sauerstoff wie bei den chemischen Reduktionsmitteln nach zwei Wochen vollständig aufgezehrt war. Die übrigen Substanzen bewirkten deutlich geringere Zehrungsraten, und mit Acetat wurde nicht mehr Sauerstoff verbraucht als in den Kontrollen. Dieser Trend verstärkte sich bei weiterer Beobachtung des Versuchs (nicht dargestellt). Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass Acetat im sauren Mi-

lieu toxisch wirken kann (GOODWIN & ZEIKUS, 1987) und bestätigt Beobachtungen zum Stoffumsatz in Wasser und Sediment saurer Tagebau-seen (z.B. KÜSEL & DORSCH, 2000).

Die gute Veratmung von Molke ist wahrscheinlich auf ihre komplexe Zusammensetzung zurückzuführen: Molke enthält neben Zucker (Lactose) auch Eiweiß und Fett, so dass ein größeres Spektrum an Organismen zur Veratmung fähig sein sollte als bei Zugabe von Reinsubstanzen. Außerdem sind in der Molke mineralische Nährstoffe (N, P) enthalten. SCHÖPKE *et al.* (2001) haben ein C:N:P Verhältnis von 372:17:1 bzw. 76:3:1 ermittelt, wonach Molke als zu nährstoffreich für einen langfristigen Einsatz im Untergund eingestuft wurde. Hier wurde aber eine Sulfatreduktion bis zur Neutralisierung des behandelten Wassers angestrebt. Für den Einsatz in einem abgeschlossenen, eng begrenzten Reaktionsraum bei einer Dosierung, die nur Sauerstoff- und Eisenreduktion erlaubt, kann der Nährstoffgehalt der Molke als unbedenklich angesehen werden.

**Abb. 2: Verlauf der O₂-Konzentrationen in den Versuchsflaschen nach Zugabe verschiedener Reduktionsmittel.**

3.2 Fazit Enclosure-Versuch

Der Enclosure-Versuch erbrachte wichtige praktische Erfahrungen für das Arbeiten unter Feldbedingungen. Die Schwimmfolie erwies sich in dem stürmischen Winter 2007/2008 als windstabil und war nur an den Befestigungsstellen verschleißanfällig. Das Lichtangebot unter der Folie war deutlich reduziert (88-25% des ohne Folie einfallenden Lichts in den oberen 3 m). Das Molkepulver löste sich beim Einbringen vollständig auf, es wurde komplett im gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) wiedergefunden. Die Sauerstoffzehrung setzte rasch ein, verlangsamte sich aber nach drei Wochen deutlich, so dass erneut Molkepulver zugegeben wurde. Schwefelwasserstoff oder Anzeichen von Gärungsprozessen wurden zu keinem Zeitpunkt gefunden. Nachdem der Sauerstoff vollständig aufgezehrt war, kam es zu einem allmählichen Anstieg der Fe(II)-Konzentration im Wasser von $2 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, der sich im Dezember deutlich verlangsamte (ca. $0,4 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, Abb. 3). Zu dieser Zeit begann auch eine Rückoxidation des Eisens im Oberflächenwasser (Abb. 5), die mit der zunehmenden Eindringtiefe des Sauerstoffs im Oberflächenwasser (Abb. 4) korrespondiert. DOC nahm nach der ersten Molkezugabe schnell und beinahe auf das Ausgangsniveau ab. Ein Teil des zugegebenen Kohlenstoffs wurde zunächst in Form von Biomasse als partikulärer organischer Kohlenstoff (POC) gebunden. Gegen Ende Oktober nahm aber auch POC wieder ab, was zusammen mit der abnehmenden Sauerstoffzehrung ein Argument für die zweite Molkezugabe war. Nach dieser zweiten Dosierung nahmen DOC und POC nach kurzer Anhebung wiederum ab,

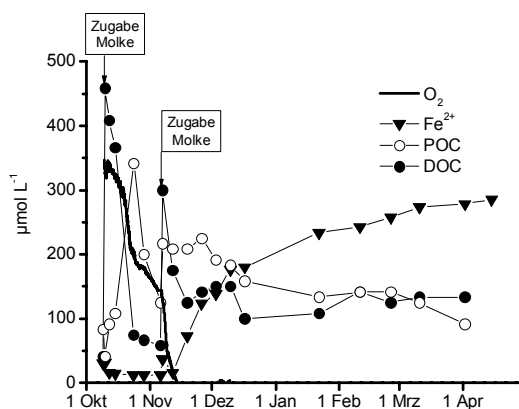


Abb. 3: Übersicht zum Verlauf des Molkeversuchs, zeitliche Änderung wichtiger Parameter in 4 m Wassertiefe. O_2 wurde in 2 m Tiefe mit einer Optode gemessen.

blieben dann aber annähernd konstant bei etwa dem 2-3fachen der Ausgangskonzentrationen (Abb. 3).

Das Ende des DOC- und POC-Abbaus fiel mit der deutlichen Verringerung der Fe(II)-Produktionsrate zusammen, so dass davon auszugehen ist, dass ab Mitte Dezember keine mikrobielle Eisenreduktion in der Wassersäule mehr stattfand. Der verbleibende Fe(II)-Anstieg kann mit einem Fe(II)-Flux aus dem Sediment erklärt werden, der sowohl durch mikrobielle Fe(III)-Reduktion im Sediment als auch durch Zustrom mit dem Grundwasser erklärt werden kann (PEINE *et al.*, 2000, WENDT-POTTHOFF *et al.*, 2002, BLODAU 2004, KOSCHORRECK *et al.*, 2007).

Die Konzentration von SRP stieg im anoxischen Wasserkörper an, die von Ammonium erreichte nach der zweiten Molkezugabe ein Minimum und nahm dann ebenfalls im anoxischen Bereich zu und an der Oberfläche ab (Abb. 6). Daher war es unwahrscheinlich, dass die Aktivität Fe(III)-reduzierender Bakterien durch Nährstoffe limitiert war. In der oxischen Oberflächenzone waren die Nährstoffgehalte deutlich geringer. Dies hängt offenbar mit der Entwicklung einer Algenblüte zusammen, die an der Ausbildung von hier nicht gezeigten Fluoreszenz- und Trübungsmaxima im oberen Meter zu erkennen war.

Tendenziell bildete sich im Frühjahr 2008 eine Zweiteilung der Wassersäule aus: Der obere Meter war oxisch, relativ nährstoffarm, frei von Fe(II) und zeichnete sich durch eine geringere Leitfähigkeit und Algenwachstum aus. Der untere Wasserkörper von 1-6,5 m war dagegen anoxisch, nährstoffreich, reich an Fe(II) und frei von

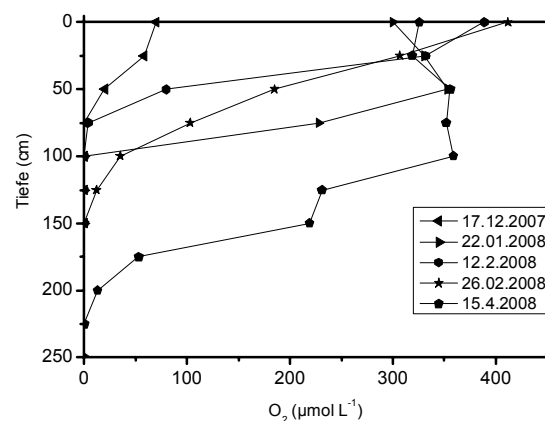


Abb. 4: Eindringtiefe des Sauerstoffs im Laufe der Zeit, gemessen mit einer Optode.

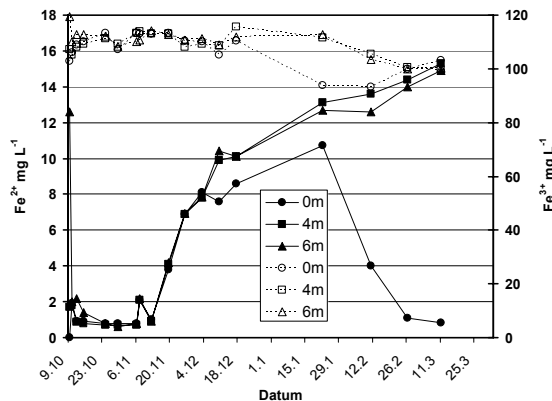
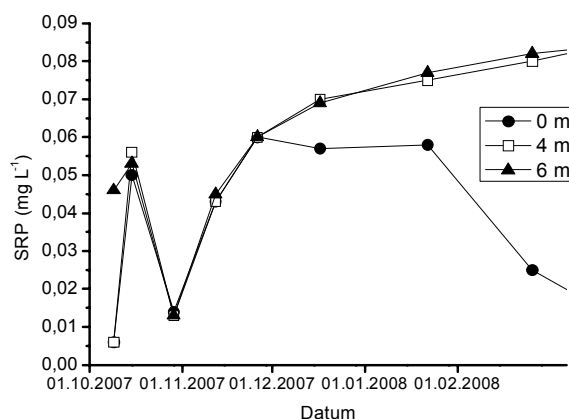


Abb. 5: Entwicklung der Eisenkonzentration im Enclosurewasser. Offene Symbole: Fe^{3+} , geschlossene Symbole: Fe^{2+} .

Algen. Offensichtlich haben die scheinbar schwachen Gradienten der gelösten Stoffe eine vollständige Zirkulation des Enclosures im Gegensatz zum See im Winter verhindert. Eisenoxidation und Eisenreduktion beeinflussen die Dichte des Wassers und spielen in Tagebauseen eine bedeutende Rolle. Zusätzlich trägt bei der Eisenreduktion entstehendes CO_2 zur Dichte des Tiefenwassers und damit zur Stabilität der Schichtung bei (BOEHRER & SCHULTZE, 2005). Mit der Zeit nahm die Sauerstoff-Eindringtiefe zu und überstieg im April 2008 zwei Meter. Dies zeigt, dass die Sauerstoffverhältnisse in einem solchen Versuch regelmäßig überwacht werden müssen und weitere Molkezugaben zur Aufrechterhaltung der anoxischen Verhältnisse notwendig sind. Mit den steigenden Temperaturen kann auch ein Wiedereinsetzen der Eisenreduktion erwartet werden.

Warum die Eisenreduktion nach der zweiten Molkezugabe nicht nachhaltig in Gang kam, war



zunächst unklar, da der Sauerstoff aufgezehrt war und Eisen reduzierende Bakterien offensichtlich vorhanden waren. Mögliche Ursachen konnten sowohl die winterliche Kälte als auch ein Mangel an geeigneten Kohlenstoffquellen für die Eisenreduktion sein. Dies sollte in einem Laborexperiment aufgeklärt werden.

3.3 Laborexperiment

Wenn die Temperatur limitierend für die Eisenreduktion war, sollte diese durch eine Erwärmung befördert werden. Im Falle eines Mangels an geeigneten Kohlenstoffquellen sollte frische Molke (die ja zunächst stimulierend gewirkt hatte) zur Eisenreduktion führen. Wenn sowohl Temperatur als auch Substratangebot limitierend waren, müsste eine Kombination von Erwärmung und Substratzugabe zur Eisenreduktion führen.

Die Eisenreduktion wurde nur stimuliert, wenn sowohl die Temperatur erhöht als auch eine C-Quelle zugegeben wurde, also lag eine Co-Limitation durch Temperatur und C-Angebot vor. Aus der Differenz der Anfangs- und der Endkonzentration an Fe(II) ergaben sich die in Tab. 2 aufgeführten Fe(II) -Bildungsraten. Bei Annahme konstanter Raten und einer Fe(III) -Konzentration von $2,7 \text{ mmol L}^{-1}$ im Restsee 111 könnte nur bei der Kombination von 20°C und Molkezugabe das Eisen in weniger als einem Jahr reduziert werden (Tab. 2).

Zu Beginn des Versuchs wurden keine DOC-Gehalte gemessen. Unter der Annahme, dass der Endwert des DOC ebenso wie der Fe(II) -Wert bei 4°C ungefähr dem Ausgangswert entspricht, lassen sich auch DOC-Verbrauchsdaten und dazugehörige Fe(II) -Produktionsraten abschätzen. Aus der Differenz der Endkonzentrationen bei

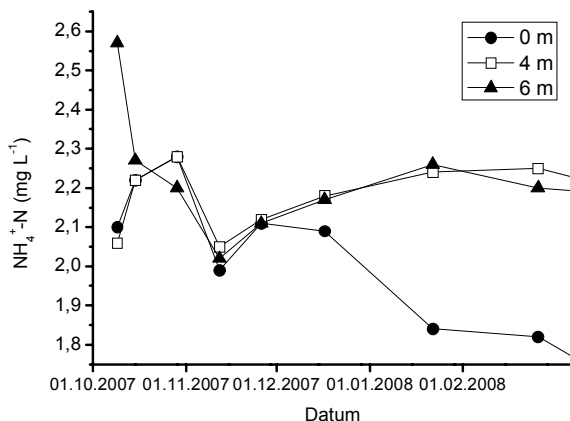


Abb. 6: Verlauf der Nährstoffkonzentrationen (SRP und Ammonium) im Enclosurewasser

Tab. 2: Eisenreduktionsraten im Laborexperiment (Mittelwerte aus 4 Parallelen).

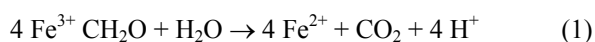
Versuchsvariante	Fe(III)-Reduktion ($\mu\text{mol L}^{-1} \text{ d}^{-1}$)	Zeit bis zur vollständigen Reduktion (Tage)
4°C Kontrolle	4,0	675
4°C + Molke	2,6	1038
20°C Kontrolle	4,9	551
20°C + Molke	37,2	73

Tab. 3: DOC-Verbrauch und Fe(II)-Produktion, berechnet unter der Annahme, dass der Endwert der Kontrolle bei 4°C dem Ausgangswert entspricht.

Versuchsvariante	DOC ($\mu\text{mol L}^{-1} \text{ d}^{-1}$)	Fe(II) ($\mu\text{mol L}^{-1} \text{ d}^{-1}$)
20°C Kontrolle	-0,5	0,8
20°C + Molke	-12,6	34,6

20°C und 4°C geteilt durch die Inkubationsdauer ergeben sich folgende Umsatzraten (Tab. 3).

Wenn der gesamte DOC-Abbau durch Fe(III)-Reduktion bedingt wäre, müsste theoretisch vier mal so viel Fe(III) reduziert wie DOC oxidiert werden (Gl. 1, s.u.). Der DOC-Abbau ließ sich bei Molke zu 69% durch Fe(III)-Reduktion erklären, so dass Molke als gutes Substrat für die Eisenreduktion zu bewerten ist. In diesem Ansatz war der pH-Wert am Ende gegenüber der Kontrolle bei 4°C (2,65) auf 2,55 erniedrigt. Dies kann durch die Reduktion von gelöstem Fe(III) erklärt werden (Gl. 1):



Die Produktion von organischen Säuren kann eine untergeordnete Rolle gespielt haben. Unveränderte POC-Werte zeigten, dass in keinem der Ansätze Biomassebildung stattfand.

4 Ausblick

Durch Zugabe von Molkepulver ist es schnell und einfach möglich, einen definierten sauren Wasserkörper anoxisch zu machen. Unter solchen Bedingungen ist das Auftreten einer Algenblüte unproblematisch, solange dadurch nicht Sauerstoff in den unteren Wasserkörper eingetragen wird. Die Eisenreduktion ist nicht so leicht zu erreichen, weil dafür sowohl Temperaturen oberhalb von 4°C als auch eine höhere Konzentration oder eine andere Zusammensetzung von Kohlenstoffquellen benötigt wird. Grundsätzlich ist Molkepulver auch ein gutes Substrat für die Eisenreduktion. Wenn eine Behandlung mit Molkepulver dazu eingesetzt werden soll, die in einem aktiven Behandlungsverfahren gebildeten Sulfide langfristig vor Rückoxidation zu schützen, müssen die Eisen reduzierenden Bedingungen vor Eintritt des Winters erreicht sein. Wegen

der Möglichkeit einer Fe(II)-Zunahme durch Zustrom mit dem Grundwasser oder Fe(III)-Reduktion im Sediment sind dann im Sommer und Herbst die Fe(II)-Produktionsraten sowie der Abbau von organischem Kohlenstoff sorgfältig zu überwachen und ggf. rechtzeitig Molkepulver nachzudosieren.

5 Danksagung

Dem Ingenieurbüro Horn und der UF GmbH Fehrbellin sei für die gute Zusammenarbeit beim Feldversuch gedankt, sowie der LMBV für die Unterstützung bei den erforderlichen Genehmigungsverfahren. Wir danken Corinna Völkner und Martin Wieprecht für die exzellente Unterstützung am See und im Labor sowie dem Team des Gewässeranalytik-Labors für die Wasseranalysen.

6 Literatur

- BLODAU, C. (2004): Evidence for a hydrologically controlled iron cycle in acidic and iron rich sediments. *Aquatic Sciences* 66 (1): 47-59.
- BOEHRER, B., SCHULTZE, M. (2005): Schichtung von Seen. In: STEINBERG, C. E. W. et al. *Handbuch Angewandte Limnologie, ecomed, Landsberg*: 1-21.
- GELLER, W., KOSCHORRECK, M., WENDT-POTTHOFF, K., BOZAU, E., HERZSPRUNG, P., BÜTTNER, O., SCHULTZE, M.: A pilot-scale field experiment for the microbial neutralization of a holomictic acidic pit lake. *Journal of Geochemical Exploration*, in press.
- GOODWIN, S., ZEIKUS, J.G. (1987): Physiological adaptation of anaerobic bacteria to low pH: metabolic control of proton motive force in *Sarcina ventriculi*. *Journal of Bacteriology*, 169: 2150-2157.
- HERZSPRUNG, P., BOZAU, E., BÜTTNER, O., DUFFEK, A., FRIESE, K., KOSCHORRECK, M., SCHULTZE, M., VON TÜMLING, W., WENDT-POTTHOFF, K. (2006): Routine analysis of sediment pore water of high

- ionic strength. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 34: 593-607.
- HERZSPRUNG, P., FRIESE, K., PACKROFF, G., SCHIMMELE, M., WENDT-POTTHOFF, K., WINKLER, M. (1998): Vertical and annual distribution of ferric and ferrous iron in acidic mining lakes. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 26: 253-262.
- KOSCHORRECK, M., WENDT-POTTHOFF, K., BOZAU, E., HERZSPRUNG, P., GELLER, W. (2006): In situ Neutralisation von sauren Bergbaurestseen – Prozesse im Sediment und begrenzende Faktoren. In: MERKEL, B., SCHAELEN, H., WOLKERSDORFER, C., HASCHE-BERGER, A. (Hrsg.): *Behandlungstechnologien für bergbaubeeinflusste Wässer*, 57. Berg- und Hüttenmännischer Tag.
- KOSCHORRECK, M., BOZAU, E., FRÖMMICHEN, R., GELLER, W., HERZSPRUNG, P., WENDT-POTTHOFF, K. (2007): Processes at the sediment water interface after addition of organic matter and lime to an acid mine pit lake mesocosm. *Environmental Science & Technology*, 41: 1608-1614.
- KÜSEL, K., DORSCH, T. (2000): Effect of supplemental electron donors on the microbial reduction of Fe(III), sulfate, and CO₂ in coal mining-impacted freshwater lake sediments. *Microbial Ecology*, 40:238-249.
- NORDSTROM, D.K. (1982): Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals. In: KITTRICK, J.A., FANNING, D.S., HOSSNER, L.R. (Hrsg.): *Acid Sulfate Weathering*. Soil Science Society of America, Madison, WI, 37-56.
- PEINE, A., TRITSCHLER, A., KÜSEL, K., PEIFFER, S. (2000): Electron flow in an iron-rich acidic sediment - evidence for an acidity-driven iron cycle. *Limnol.Oceanogr.* 45[5]: 1077-1087.
- PREUSS, V., HORN, M., KOSCHORRECK, M., LUTHER, G., WENDT-POTTHOFF, K., GELLER, W. (2007): In-lake bioreactors for the treatment of acid mine water in pit lakes. *Advanced Materials Research* 20-21: 271-274.
- SCHÖPKE, R.; PREuß, V.; KOCH, R. (2001): Anwendung sulfatreduzierender Prozesse zur Behandlung versauerter Kippengrundwässer des Lausitzer Bergbaureviers; Beitrag des LS Wassertechnik zu den 8. Dresdener Grundwasserforschungstagen, Proceedings des DGFZ e.V. Heft 21.
- WENDT-POTTHOFF, K., FRÖMMICHEN, R., HERZSPRUNG, P., AND KOSCHORRECK, M. (2002): Microbial Fe(III) reduction in acidic mining lake sediments after addition of an organic substrate and lime. *Water Air and Soil Pollution – Focus* 2 (3): 81-96.



Sorptionsmedien zur Behandlung von Gruben- und Sickerwässern

Jana Götze, Gunther Pieplow & Frank Dullies

Wisutec GmbH, Jagdschänkestraße 33, 09117 Chemnitz

Seit Ende des 20. Jahrhunderts finden Sorptionsmedien Einsatz in der Behandlung von salz- und schwermetallhaltigen bzw. organisch belasteten Wässern. Anfänglich galt die Behandlung den Grundwässern mit zumeist organischer Schadstofffracht. Die vielseitigen Verwendungsmöglichkeiten setzen sich zunehmend auch in Bereichen der Wasserreinigung in Industrie, Bergbauhinterlassenschaft oder der Trinkwasseraufbereitung durch, so dass ein großes Interesse besteht, neue bzw. alternative Materialien zu finden, die ein breites Behandlungsspektrum zulassen. Reaktive Materialien unterschiedlicher Herkunft und mit verschiedenen Eigenschaften hinsichtlich der Sorption von Metallen wurden untersucht. Es wurden sowohl Reststoffe als auch Nebenprodukte aus industriellen Prozessen als reaktives Material ausgewählt. An Hand von natürlichen Berg- und Sickerwässern wurde in statischen Batch- und nachfolgend in dynamischen Kolonnenversuchen das Sorptionsverhalten bestimmt.

Reactive materials are applied since the end of 20. Century in water treatment of salt and heavy metal bearing waters. Initially groundwater with organic contaminants was treated. The multifunctional possibilities of reactive materials accomplish the increasing use for cleaning of industrial and mine water as well as drinking water. That caused a rising interest to evaluate new and/or alternative materials regarding sorption behaviour. Reactive materials of various origin and different behaviour regarding sorption of metals have been analysed. Residues and by products of industrial processes have been chosen as reactive material. On the basis of native mine and seepage waters static batch tests and subsequently dynamic column tests were used to determine the sorption behaviour.

1 Aufgabenstellung

Es wurden Reaktive Materialien aus einer Literaturrecherche ermittelt, in 4 großen Versuchskomplexen untersucht und hinsichtlich der Eignung für die Behandlung von Anorganika aus Sicker- und Grubenwässern bewertet.

Die Versuche sind mit 14 Materialien, gewählt aus verschiedenen Bereichen, wie Erze, mineralische und industrielle sowie biologische Nutstoffe und Abfallprodukte, durchgeführt worden.

Es handelt sich dabei um:

- Bauxit
- Diatomit
- Filterkohle
- Graugusspulver
- Hammerschlag
- Hämatit
- Hydroxylapatit
- Kupferschlacke
- Nusschalen

- Perlit
- Rotschlamm
- Seegrass
- Sepiolit
- Zeolith

Es kamen 2 Grubenwässer aus dem Freiburger Revier sowie 3 Sickerwässer der industriellen Absetzanlagen Culmützsch (Thüringen) und Helmsdorf (Sachsen) für die Einschätzung der Funktionalität der Materialien zum Einsatz.

Der pH Bereich der Wässer schließt saure bis alkalische Verhältnisse ein. Schwerpunktelemente, die aus der Wasserphase abgetrennt werden sollten, sind Al, As, Cd, Cu, Mn, Mo, U und Zn. Die Verwendung natürlicher hat gegenüber künstlich erzeugten Wässern den Vorteil, dass Konkurrenz- oder Verdrängungsreaktionen durch das Mehrkomponentensystem mit erfasst werden (GÖTZE, 2008).

2 Grundlagen

Der erste Schritt der Verfahrensentwicklung einer Wasserbehandlung mit Hilfe von reaktiven Materialien beinhaltet die Untersuchung der prinzipiellen und ökonomischen Funktionalität. Des Weiteren sind die technische Verwendbarkeit und die Möglichkeit der Optimierung in Abhängigkeit des jeweiligen Verwendungszwecks zu überprüfen.

Zeigt das gewählte Material hohe Abtrennraten bezüglich des vorliegenden Belastungsschemas? Kann es, wenn notwendig, in eine Form umstrukturiert werden, um langfristig die Stabilität, Permeabilität und spätere Anpassungen zu gewährleisten? Zeigt das strukturell an die technischen Anforderungen angepasste Material veränderte Abtrennleistungen? Sind die veränderten Abtrennleistungen auf Sorptionsprozesse zurückzuführen?

Diese Fragen stellen die zu erfüllenden Voraussetzungen dar, die das reaktive Material aufweisen sollte, um beispielsweise in der passiven, dezentralen Wasserbehandlung als reaktives Material Anwendung zu finden.

3 Versuchskomplexe

3.1 Versuchskomplex 1: Batchversuche

In Batchversuchen sind die gewählten Materialien nach ihrer prinzipiellen Funktionalität getestet und ausgelesen worden.

In eine 2 l PE Flasche wurden 20 g Trockensubstanz gefüllt und 1 l vom jeweiligen Testwasser zugegeben. Die Dauer des Eluationsvorganges in einem Überkopfmischer wurde auf 24 Stunden mit 3 U/min festgelegt. Das Testwasser wurde filtriert (Acetat-Cellulose Filter: 0,45µm) und analysiert (DULLIES et al. 2001).

Die Abtrennleistung der Materialien wurden nach F1 berechnet.

$$ai = \frac{(in_{rm} - ci)}{in - rm} \cdot 100 \quad (F1)$$

Die Bewertung der prozentualen Abtrennleistungen erfolgte nach dem selbst gewählten Klassensystem aus Tab. 1. Materialien mit Abtrennraten der Klasse 1 entsprechend wurden als sicher und der Klasse 2 als gut eingestuft. Materialien, die elementspezifisch die Klasse 3 aufwiesen, wurden abwägend in Bezug des Vorhandenseins höherer Klassen anderer getesteter Elemente ausgewählt. Die Klasse 4 steht für nicht ausreichende Abtrennleistung.

Tab. 1: Abtrennklassen zur Bewertung der RMs.

Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4
> 90 %	> 80 %	> 70 %	> 50 %

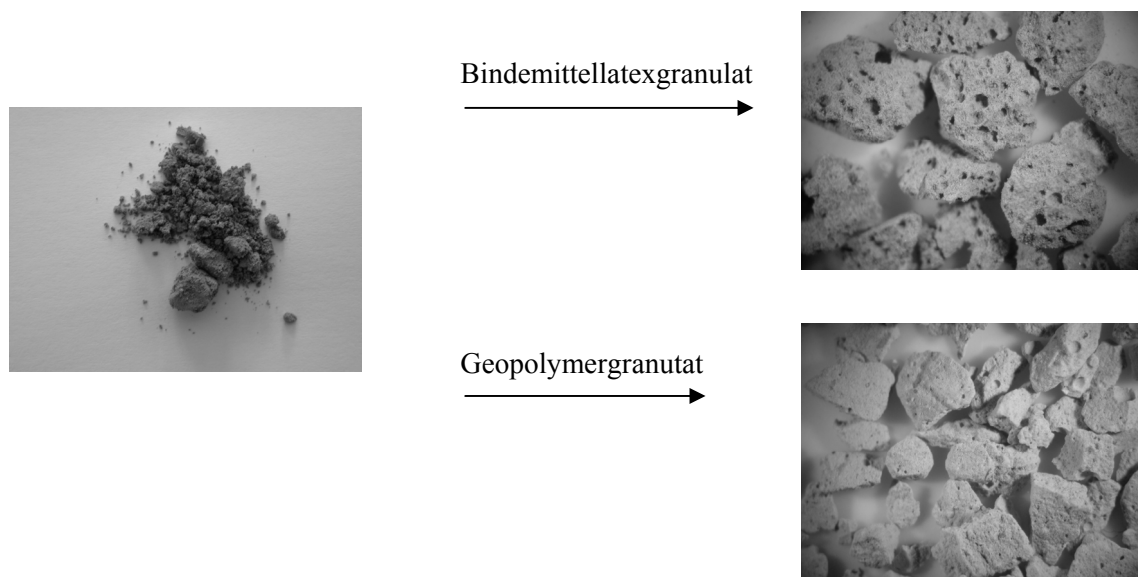


Abb. 1: Diatomit als Originalmaterial, organisch und anorganisch gebunden

Tab. 2: Verwendete Bindemittel und Basisrezepturen zur Herstellung von Granulaten

	Organischer Bindemittel	Anorganischer Bindemittel
Bezeichnung	Bindemittellatex (L)	Geopolymer + Aktivator (G)
Beschreibung		Alumosilikatpulver mit Kaliwasserglas
Basisrezeptur	1 Teil Material 1 Teil Wasser 10% Bindemittel 24 h bei 70 °C trocknen 20 min bei 120 °C tempern in Scheibenmühle zerkleinern Trennung der Korngrößen von 0,5 mm bis 2,0 mm durch Siebung	1 Teil Material (reaktives Material) 2 Teile Pulver (Alumosilikat) 1 Teil Aktivator (Kalilauge) 0,5 Teile Wasser 24 h trocknen bei Zimmertemperatur
Bezug	UBIG Wünschendorf	B.P.S. Engineering GmbH Zwickau

Materialien, die Abtrennraten > 90 % erreichten sind für die folgenden Versuchsreihen vorgeschlagen worden.

Es handelt sich um die folgenden 5 Materialien:

- Diatomit: pH-Bereich 5-7,5 für die Elemente: Al, Cd, Cu, Mn, U, Zn
- Hydroxylapatit: pH-Bereich 5- 8 für die Elemente: Al, Cd, Cu, Mn, U, Zn
- Rotschlamm: pH-Bereich 7-8 für die Elemente: As, Cd, Mn, Zn
- Sepiolit: pH-Bereich 5-7 für die Elemente: Al, Cd, Cu, Mn, Zn
- Seegras: pH-Bereich 5-7 für die Elemente: Cd, Cu, Mn, U

Das Element Molybdän konnte aus den Sickerwässern der beiden IAAs durch kein der hier verwendeten Materialien erfolgreich (> 90% Abtrennraten) abgetrennt werden (GÖTZE, 2008).

3.2 Versuchskomplex 2: Granulierung

Die Materialien Diatomit, Hydroxylapatit, Rotschlamm und Sepiolit wurden einer Granulierung unterzogen, um die technische Anwendbarkeit der Materialien zu gewährleisten. Die pulverförmigen Materialien würden in ihrer Ursprungsform in einem Durchströmungsversuch zu Material- und Funktionsverlust führen. Die Granulierung erfolgte mit einem organischen und einem anorganischen Bindemittel. Es sind empfohlene bzw. bereits erfolgreich eingesetzte Rezepturen, die der Tab.2 zu entnehmen sind, verwendet worden. Es sind insgesamt 8 Granulate, von denen 7 für folgende Versuchsreihen zur Verfügung standen, hergestellt worden. Die folgende Abb.1 zeigt die Granulierungsergebnisse für das Material Diatomit.

Das Sepiolit konnte mit dem organischen Bindemittel, auch mit Modifikationen der Rezeptur, als einziges Material nicht in eine verwendbare Form granuliert werden. Alle anderen Materialien konnten für die folgenden Versuche als Granulate eingesetzt werden.

3.3 Versuchskomplex 3: Statische Sorptionsversuche

Im statischen Sorptionsversuch sollte die Funktionalität getestet werden. Es wurde geklärt, ob die Abtrennung auf dem Prozess der Sorption beruht. Des Weiteren wurde geprüft, welches Material für welches Wasser und Element besser geeignet ist.

Es wurden 5 verschiedene Massen des Granulates (0,5g; 1g; 2g; 5g; 10 g) eingewogen mit jeweils einem halben Liter Testwasser versehen und 1 h lang bei einer Drehzahl von ~200 U/min gerührt. Die Analytik des Ausgangswassers und des filtrierten nach der Behandlung wurden für die Erstellung der Sorptionsisothermen herangezogen (HARTINGER, 1991). Die Isothermen wurden mit Hilfe des mathematischen Modells nach *Freundlich* ausgewertet. Die graphische Darstellung, Restkonzentration gegen die Beladungskapazität im doppeltlogarithmischen System (siehe F 2), gab Auskunft über folgende Fragestellungen:

- Kann die Konzentrationsabnahme durch den Prozess Sorption erklärt werden?
- Welches Material ist für das entsprechende Wasser und Element besser geeignet?
- Wie sieht die Funktionalität im Vergleich Original zu Granulat aus?
- Wie viel Material muss eingesetzt werden, um beispielsweise 1 l Wasser mit dem ent-

sprechenden Element auf eine bestimmte Konzentration zu reinigen?

$$\log \frac{X}{M} = \log k + n \cdot \log c \quad (\text{F2})$$

$$\frac{X}{M} = k \cdot c^n$$

Eine generelle Funktionalität konnte bei allen eingesetzten Granulaten nachgewiesen werden. Die Granulate bestehend aus dem organischen Bindemittel zeigten teilweise verringerte Abtrennraten im Vergleich zu den Originalmaterialien, die auf Oberflächenschließungen durch das eingesetzte Bindemittel zurück zu führen waren.

Die anorganisch Granulierten zeigten teilweise höhere Abtrennraten, als das Original bzw. die organisch Granulierten. Jedoch beruhte die Wirkung einerseits nicht immer auf Sorption, sondern auf Fällreaktionen, was die Auswertung nach dem *Freundlich* Modell und eines Titrationsversuches zeigte. Mögliche Fällungsreaktionen, wie durch das Al zu sehen waren, sind für dynamische Sorptionsversuche nicht erwünscht, aufgrund der nachlassenden Permeabilität in den dynamischen Sorptionsversuchen.

Andererseits zeigten die Isothermen im Vergleich des reinen Geopolymers als Granulat zum Material Bindemittelgemisch, dass die Funktionalität teilweise mehr dem Bindemittel zuzuschreiben war. Die Verwendung des anorganischen Bindemittels zu 2 Teile auf 1 Teil reaktives Material kann als Ursache benannt werden. Entsprechend liegen hier Optimierungsmöglichkeiten bei beiden Granulatformen vor. Empfehlend wäre ein Mischungsverhältnis zu finden, dass weiterhin die technische Anwendbarkeit (Stabilität, Permeabilität) gewährleistet, die Funktionalität erhält bzw. im Fall des Geopolymers, die Wirkung vorwiegend dem reaktiven Material zugeordnet werden kann.

Die Materialien Hydroxylapatit (Hyd_L und Hyd_G), Rotschlamm (Rot_L), Diatomit (Dia_L und Dia_G) in Granulatform sowie das Seegras (See) setzten sich in dem Versuchskomplex statische Sorptionsversuche durch (GÖTZE, 2008).

3.4 Versuchskomplex 4: dynamische Sorptionsversuche

Die reaktiven Materialien, die bei der Auswertung des Batchversuchs und des statischen Sorptionsversuchs positive Ergebnisse zeigten, wur-

den in einem Laborkolonnenversuch hinsichtlich ihrer Permeabilität und deren maximalen Beladungskapazität getestet. Der Versuch wurde mittels Glaskolonnen durchgeführt. Diese haben eine Höhe von 30cm und einen Durchmesser von 1,5cm. Es werden 20ml Material auf die Kolonne gegeben. Die Wasserzugabe entspricht einem Bettvolumen pro Stunde (20 ml/h) (DULLIES *et al.*, 2001).

Die Beladungskapazitäten (Bk) können mittels der Versuchsparameter nach F3 bestimmt werden:

$$Bk = \frac{[(c_i - c_a) \cdot V]}{m} \quad (\text{F3})$$

Bk Beladungskapazität [mg/kg]

$c_{i/a}$ Eingangs- und Ausgangskonzentration [mg/L]

V Volumen [L]

m Masse [kg]

Die Bewertung der reaktiven Materialien erfolgt über das selbst gewählte Klassensystem aus Tab. 3. Es bezieht sich auf die Abtrennraten bzw. Feststoffkonzentrationen auf dem reaktiven Material in Granulatform in mg/kg der einzelnen Elemente pro Wasser.

Eine Abtrennung >1000 mg/kg entspricht der Mindestanforderung, die an das reaktive Material gestellt wird, um es für einen effektiven Einsatz in der Wasserbehandlung verwenden zu können.

Tab. 3: Klasseneinteilung zu den Ergebnissen des dynamischen Sorptionsversuches [mg/kg].

Klasse	Feststoff	Beschreibung
1	>10 000	sehr gut
2	>1000	ausreichend
3	>500	Kombination, Reihenschaltung
4	<500	nicht ausreichend

4 Ergebnisse

Die verwendeten Granulate sowie das Seegras zeigten über den kompletten Versuchszeitraum der dynamischen Sorptionsversuche stabile und durchlässige Verhältnisse. Die Funktionalität entsprechend für einen ökonomischen Einsatz in der Wasserbehandlung (Abtrennrate ≥ 1000 mg/kg) konnte für folgende eingesetzte Granulate und Originalmaterial pro Element und Wasser nachgewiesen werden:

- Hyd_L: Mn (W1), Zn (W1), U (W4 und W5), As (W5)

- Hyd_G: Al (W2), Mn (W2), Zn (W2)
- Dia_L: Al, Zn (W2)
- Dia_G: Al, Mn, Zn (W2)
- Rot_L: Mn, Zn (W1)
- See: Al, Zn (W2)

Der Versuchszeitraum erstreckte sich über rund 1850 BV (77 Tage). Die endgültigen Beladungskapazitäten für Cd, Cu, Mn und Zn waren für die Wässer 1, 2 und 4 noch nicht erreicht.

Ursachen können einerseits eine hohe Beladungskapazität andererseits sehr geringe Konzentrationen des jeweiligen Elementes im Ausgangswasser sein. Die Feststoffkonzentrationen für Cu lagen um die 500 mg/kg. Die Granulate und das Seegras zeigten für das Element Cd im Untersuchungszeitraum Abtrennleistungen unter 500 mg/kg.

Die überlagernde Wirkung, vor allem bei den Elementen Cd, Cu und Mn, des Geopolymers zum Originalmaterial bestätigte sich bei der Auswertung der Granulate Hydroxylapatit_Geopolymer und Diatomit_Geopolymer im dynamischen Sorptionsversuch.

Die oben benannten Anforderungen an ein mögliches reaktives Material konnten elementspezifisch nachgewiesen werden.

Beispielsweise bewies sich der Hydroxylapatit als Originalmaterial sowie als Granulat mit organischer Bindung im sauren bis alkalischen Bereich für die Elemente Mn, Zn, U und As mit Abtrennleistungen ≥ 1000 mg/kg. Eine Anwendung als reaktives Material (Granulat) aber auch als Zuschlagsstoff (Originalmaterial) in der Wasserbehandlung sind sehr gut vorstellbar. Das Material zeigte Abtrennleistungen, die die Ele-

mentkonzentrationen deutlich unterhalb gesetzlicher Wasserrichtlinien halten konnte, wie bei den Elementen Mn und Zn zu beobachten war, aber auch starke Konzentrationsverringerungen, wie bei As, hervorrufen konnte.

Das Seegras als organisches Originalmaterial überzeugte im dynamischen Sorptionsversuch bei den Elementen Al und Zn (>1000 mg/kg) sowie Cu und Mn (> 500 mg/kg). Es zeigte auch im Batchversuch Abtrennraten $> 90\%$ bei U. Das Verhältnis Masse (2,3 g) zu Volumen (20 ml) bei dem Einsatz in der Laborkolonie zeigt jedoch, dass für eine effektive Verwendung viel Raum benötigt wird.

Eine Kombination der Materialien deren Abtrennleistung im Bereich 500 bis 1000 mg/kg liegen oder eine Reihenschaltung mehrerer Kolonnen mit den Granulaten sind für einen optimalen Einsatz in der Wasserbehandlung denkbar. Da die Granulate wasserspezifisch getestet wurden, muss bei der kombinierten Anwendung berücksichtigt werden, bei welchen hydrochemischen Bedingungen die Materialien zum Einsatz kommen (GÖTZE, 2008).

5 Literatur

- DULLIES, F., LAUBRICH, J., PRIESTER, J., SCHREITER, M. (2001): "Entwicklung von verfahrenstechnischen Lösungen zur Sanierung von Grundwasserschäden im Abstrom von Absetzbecken der Uranerzaufbereitung mittels permeabler reaktiver Wände (Förderkennzeichen 02WB9891/8)"
- GÖTZE, J. (2008): Verfahrensentwicklung zur Behandlung von Sicker- und Grubenwässern, Diplomarbeit, voraussichtliche Beendigung Mai 2008
- HARTINGER, L. (1991): Handbuch der Abwasser- und Recyclingtechnik für die metallverarbeitende Industrie, 2.Aufl., Carl Hanser Verlag München Wien



Scalingproblematik bei der Aufbereitung von AMD mittels Membranverfahren

Paul Steinberger¹, André Rieger¹, Roland Haseneder¹, Georg Härtel¹ & Wolfgang Pelz²

¹TU Bergakademie Freiberg, Institut für Thermische Verfahrenstechnik, Umwelt- und Naturstoffverfahrenstechnik, Leipziger Str. 28 09596 Freiberg

²Siemens AG, Industry Sector, Metals Technologies, I&S MT MI Schuhstr. 60, 91052 Erlangen

Strengere Umweltrichtlinien führen zur Entwicklung neuer Behandlungstechnologien für Abwässer aus dem Bergbau. Ein vielversprechender Ansatz ist die Integration von Membrantechnologie in die Aufbereitung dieser Wässer. Die Verfahren der Umkehrosmose (RO) und der energetisch günstigeren Nanofiltration (NF) scheinen dafür geeignet. Bei der Prozessgestaltung muss der Gefahr durch Calciumsulfatscaling, der Kristallisation von Gips auf der Membran, besondere Beachtung geschenkt werden. Erste Versuche zu dieser Problematik werden vorgestellt.

Tougher environmental legislation leads to the development of new technologies for the treatment of waste water from mining activities. A promising approach is the integration of membrane technology into state of the art water treatment processes. Reverse osmosis (RO) as well as the lower pressure nanofiltration (NF) seem to be suitable operations to be integrated. During process the danger of scaling of calcium sulphate from the supersaturated solution on the membrane have to be taken into account. Some first results of characterizing this problem are presented.

1 Einleitung

Die Anwendbarkeit von Nanofiltration und Umkehrosmose in Prozessen zur Reinigung von sauren Minenwässern wird untersucht. Diese Wässer weisen charakteristisch hohe Sulfat- und Schwermetallgehalte auf. Die Grenzwerte dieser Stoffe zur Einleitung in die Vorflut werden weltweit immer weiter herabgesetzt. So müssen herkömmliche Verfahren verbessert, oder neue Verfahrensweisen gefunden werden, um die Grenzwerte weiterhin einhalten zu können. Vorangegangene Arbeiten haben gezeigt, dass die Selektivität moderner Nano- und Umkehrosmosemembranen, wie sie aktuell im großtechnischen Maßstab in Meerwasserentsalzungsanlagen eingesetzt werden, sich auch prinzipiell zur Reinigung von Abwässern aus dem Bergbau eignen. Mit einem Membranscreening wurden einzelne Umkehrosmose- und Nanofiltrationsmembranen identifiziert, die einen Rückhalt von 85 - 90 % aufweisen. Vier dieser Membranen, (NF: Osmonics Desal DK, GE, Alfalaval NF99 und RO: HR 98 PP) wurden Langzeitversuchen mit einem Referenzwasser unterzogen, um das Betriebsverhalten zu untersuchen. Hierbei zeigt sich wie erwartet die Problematik des Scalings. Durch die Konzentrationspolarisation beim Abscheiden des Lösungsmittels an der Membran

werden die Lösungsgleichgewichte einiger scalingbildenden Salze überschritten. Im sauren Minenwässern handelt es sich dabei in der Regel überwiegend um CaSO_4 . Die Kristallisation kann direkt auf der Membran stattfinden, oder suspendierte Kristalle lagern sich in Form einer kolloiden Deckschicht auf der Membran an. Der Durchfluss durch die Membran wird dadurch deutlich vermindert.

2 Grundlagen

2.1 Behandlungsverfahren

Stand der Technik ist, die sauren Minenwässer vor der Einleitung in die Vorflut mit Kalk zu neutralisieren, um Sulfat als Gips und Schwermetalle als Hydroxide auszufällen. Neben diesem Verfahren existieren weitere Alternativen, wie künstliche Feuchtgebiete oder andere biologische Verfahren. Die Anwendung ist jedoch aufgrund der zu behandelnden Wassermengen in Größenordnungen um 50.000 m³/d begrenzt. Auch die Qualität des Wassers kann in den meisten Fällen die immer strikteren gültigen Wasserrichtlinien nicht mehr erreichen, so dass alternative oder ergänzende Reinigungsmaßnahmen ergriffen werden müssen.

2.2 Membranverfahren

Ein Ansatz, die Sulfatbelastung und die Schwermetallfracht des Wassers zu senken, ist die Einbeziehung von Membrantechnik in den Reinigungsprozess. Hierbei sind vor allem die Umkehrosmose und die Nanofiltration von Interesse, da es mit diesen Verfahren möglich ist, Stoffe in Lösung aus dem Wasser zu entfernen. Bei der Umkehrosmose, auch „reverse osmosis“ (RO), wird eine Lösung unter Druck auf eine semipermeable Membran gebracht. Das Wasser permeiert durch die Lösungs-Diffusions-Membran und die gelösten Ionen werden zurückgehalten. Dabei muss zum einen der osmotische Druck, der zwischen der aufgegebenen Lösung und dem schon permeierten, ionenarmen Wasser herrscht und zum anderen der Druckverlust über die Membran durch entsprechend hohe Drücke ausgeglichen werden. Um diesen Energieaufwand zu vermindern bietet sich der Einsatz der Nanofiltration an. Der technische Aufbau ist ähnlich, wobei eine für kleine, einwertige Anionen durchlässige Membran verwendet wird. So werden z.B. Na^+ Ionen nicht vollständig zurückgehalten, was dazu führt, dass ein niedrigerer osmotischer Druck überwunden werden muss (MELIN & RAUTENBACH, 2007). Ein niedrigerer Druck bedeutet Energieersparnis, und ein höherer Durchfluss pro Quadratmeter und Stunde (Flux) bedeutet weniger notwendige Filtrationsfläche.

Die Umkehrosmose hat sich schon über Jahre hinweg in der Meerwasserentsalzung für die Trinkwassergewinnung etabliert. In Anlagen neueren Datums können dabei Volumenströme bis zu 330.000 m³/d zu einem Preis von 0,53 \$/m³ behandelt werden (SAUVET-GOICHON, 2007). Auch zur Wasserversorgung im Bergbau werden Meerwasserentsalzungsanlagen erfolgreich eingesetzt, und arbeiten mit einer geeigneten Vorbehandlung bei Temperaturen zwischen 11-23°C und denkbar schlechter Feedwasserqualität zufriedenstellend. Dabei wird ein Rückhalt von 50% mit einem Druck von 58 bar erreicht (PETRY *et al.*, 2006).

2.3 Scalingproblematik

Bei der Behandlung mit Membranen wird das Feedwasser an der Membrangrenzfläche durch Entzug des Permeates aufkonzentriert. Da der diffusive Rücktransport der zurückgehaltenen Ionen von der Membrangrenzschicht in das vorbeiströmende Feed in der Regel langsamer ist als die Konvektion in Richtung Membran durch das

entfernte Permeat kommt es zu einer Konzentrationspolarisation (MELIN & RAUTENBACH, 2007). Zusätzlich kommt es bei cross-flow Modulen zu einer Aufkonzentration des Feeds über die Länge des Moduls, da ständig Permeat entzogen wird. Im Konzentrat können je nach Grad der Aufkonzentrierung Löslichkeitsprodukte bestimmter Salze überschritten werden. Diese fallen dann bei der entsprechenden Konzentration, überwiegend zum Ende des Moduls, und direkt an der Membrangrenzfläche aus. Einige typische Scalingbildner sind Kalziumsulfat (CaSO_4), Kalziumkarbonat (CaCO_3) und Siliziumdioxid (SiO_2) (LEE & LUEPTOW, 2003).

Durch Calciumcarbonat- (CaCO_3) und Gipsscaling (CaSO_4) bei der Meerwasserentsalzung wird von der Minderung der Produktionsrate um 50% nach wenigen Monaten und einer Verkürzung der Membranlebensdauer auf 1 Jahr berichtet (EL-MANHARAWY & HAFEZ, 2000). Außerdem muss ein erheblicher Mehraufwand für die chemische Reinigung der Membran betrieben werden (LISDONK *et al.*, 2001).

2.4 Scalingpotential

Für die Prozessgestaltung sind eine Analyse des Wassers und eine Abschätzung der Scalinganfälligkeit hilfreich. Besonders im Bereich der thermischen Wasserinstallationen ist das Scalingpotential zuverlässig beschrieben. Es wird bisher eine sehr grobe Einteilung der Wässer in Brackwasser (1.000-15.000 mg/L TDS) und Meerwasser (> 15.000 mg/L TDS) vorgenommen, welche dann dementsprechend mit Brackwasser RO (BWRO) und Meerwasser RO (SWRO) behandelt werden. Dabei wird oft nicht beachtet, dass die Wasserzusammensetzungen auch bei gleicher Salinität variieren, und sich die Ionenzusammensetzung erheblich auf die Membranleistung auswirken kann (EL-MANHARAWY & HAFEZ, 2001).

3 Handhabung von Scaling

Zur richtigen Handhabung von Scaling hilft zum einen eine Analyse des Scalingpotentials. Meist wird eine Wasseranalyse durchgeführt und mit Hilfe verschiedener Indizes, wie dem Langelier Sättigungsindex (LSI), dem Stiff & Davis Stabilitätsindex (S&DSI) und anderen, eine Aussage über die Scalinganfälligkeit des untersuchten Wassers getroffen. Dabei wird jedoch oft die reale Zusammensetzung des Wassers nicht genügend beachtet, was zu einem ineffektiven Betrieb der Anlagen führt (EL-MANHARAWY & HAFEZ, 2001). Aus diesem Grund ist es notwendig die

Tab. 1: Zusammensetzung des untersuchten Referenzwassers.

<i>Parameter</i>	<i>Wert</i>	<i>Parameter</i>	<i>Wert</i>
pH-Wert	2,71	Leitfähigkeit	11.100 $\mu\text{S}/\text{cm}$
CSB	364 mg/L	TOC	70 mg/L
Sulfat	14.100 mg/L	Chlorid	16,55 mg/L
Kalium	910 mg/L	Nickel	3,97 mg/L
Bor	11,5 mg/L	Natrium	19,5 mg/L
Kupfer	2830 mg/L	Blei	2,38 mg/L
Eisen	983 mg/L	Kadmium	0,26 mg/L
Aluminium	1310 mg/L	Mangan	262 mg/L
Kalzium	413 mg/L	Barium	< 0,1 mg/L
Magnesium	759 mg/L	Chrom	< 0,1 mg/L

Scalinganfälligkeit auch im Labor an den zu behandelnden Wässern zu überprüfen und geeignete Gegenmaßnahmen zu ergreifen.

Die Gegenmaßnahmen bestehen bei der Meerwasseraufbereitung in der Regel aus einer Vorbehandlung des Feedwassers. In modernen Meerwasserentsalzungsanlagen beinhaltet diese einen Sandfang, eine Flockulation und Flotation zur Abtrennung von Kolloiden und als letzte Sicherheitsbarriere vor der Umkehrosmose eine Mikrofiltrationsstufe (PETRY *et al.*, 2006, SAUVET-GOICHON, 2007). Danach findet die Umkehrosmose in verschiedenen Konfigurationen, von einer Stufe bis mehreren hintereinandergeschalteten Stufen statt. Dabei wird bei der einstufigen Anlage schon eine Ausbeute von durchschnittlich 50% bei 11- 23°C Feedtemperatur erhalten (PETRY *et al.*, 2006).

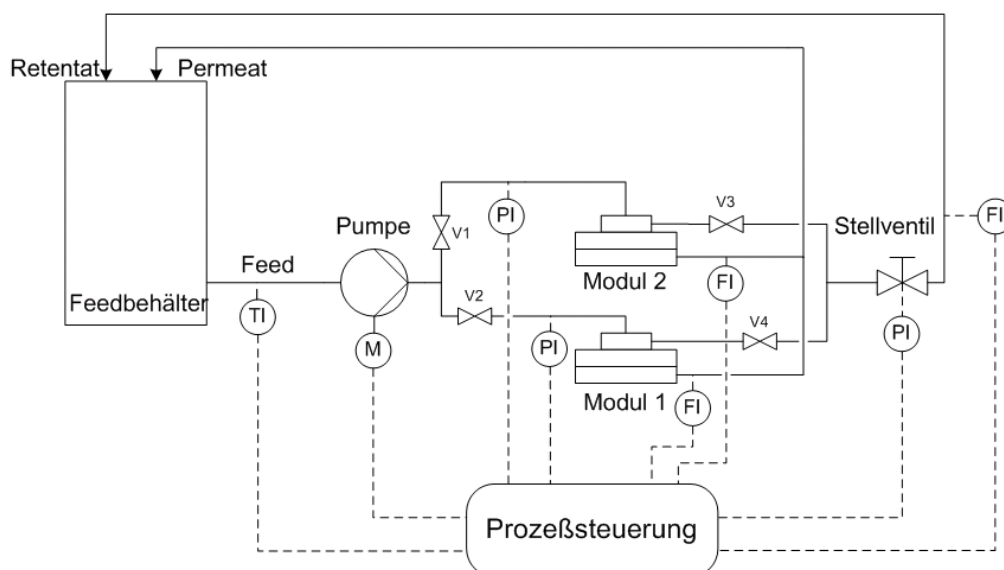
Um die Scalinggefahr im RO - Modul zu minimieren werden meist sogenannte Antiscalants beigemischt, die richtig angewendet das Scaling

auf den Membranen vermindern. Das bedeutet, dass trotz Chemikalieneinsatz im laufenden Betrieb eine Deckschicht durch Scaling oder durch Ablagerungen von Kolloiden auf der Membran entsteht. Diese Deckschicht vermindert den Durchfluss des Permeats und muss in regelmäßigen Intervallen durch Rückspülung mit geeigneten Reinigungsmitteln entfernt werden. Die Membran kann jedoch nicht komplett regeneriert werden und muss nach einem bestimmten Zeitraum ausgetauscht werden (EL-MANHARAWY & HAFEZ, 2000).

4 Material und Methoden

4.1 Zusammensetzung Referenzwasser

Das untersuchte saure Minenwasser, im Folgenden Referenzwasser genannt, stammt aus einer Kupfermine in Chile und wurde seitens der Firma bereitgestellt. Tabelle 1 gibt eine Übersicht

**Abb. 1: Fließbild der Membrananlage.**

über dessen Zusammensetzung. Zu bemerken sind dabei besonders der pH-Wert bei 2,71 und die Sulfatkonzentration bei 14.100 mg/L.

4.2 Versuchsanlage

Ein Verfahrensschema der eingesetzten Versuchsanlage ist auf Abbildung 1 zu sehen. Die Membrananlage Sempas Typ: SEM-ROG-L1 besitzt zwei Module, in die jeweils ein runder Membranausschnitt von 9 cm Durchmesser eingesetzt wird. Die Membranproben sind in den Zellen auf einer Unterlage aus Sintermaterial gelagert, durch die das Permeat abläuft. Das Feed wird mit einer Kolbenpumpe in die beiden Membranzellen von oben aufgegeben, strömt radial über die Membranen über einen Ringspalt um den Membranrand wieder ab. Feed sowie Permeat werden im Kreislauf zurück in den 30 L Feedbehälter geführt. Dieser kann mit einem Thermostat auf die gewünschte Temperatur eingestellt werden. Die Prozesssteuerung zeigt die Werte der Drucksensoren am Feedstrom, den Fluss über die Membranen, die Temperatur des Feed und bei genügend großen Flüssen auch den Volumenstrom des Permeats an.

4.3 Untersuchte Membranen

Abbildung 2 zeigt den Versuchsplan für drei ausgewählte organische Nanofiltrationsmembranen NF99 und die Umkehrosmosemembran HR98PP (jetzt RO98pHt). Diese sollen jeweils bei der Reinigung von einfach und zweifach konzentriertem Referenzwasser untersucht werden. Jede Versuchsreihe wird bei 20 bar und bei 30 bar aufgenommen. Bei einem Vorversuch hat sich gezeigt, dass nach 160 Stunden der Flux ($L/(m^2h)$) nur noch minimal abfällt. Aus diesem Grunde werden die einzelnen Versuche auf 160 h ausgelegt. Dabei ist zu beachten, dass sich bei relativ konstantem Flux der Rückhalt der einzelnen Ionen im Dauerbetrieb durch Deckschichtbildung oder Alterung der Membran noch ändern

Konzentration Referenzwasser	Alfalaval		Osmonics/Desal	
	20 bar	30 bar	20 bar	30 bar
1x	NF 99 (NF)		DK (NF)	
2x	HR 98 PP (RO)		GE (NF)	

Abb. 2: Untersuchungsplan organischer Nanofiltrations- und Umkehrosmosemembranen.

kann (TANNINEN *et al.*, 2004) Die Membranen werden vor dem Versuch eine Stunde in Wasserquellen gelassen.

4.4 Analytik

Der pH-Wert wird direkt mit dem pH-Meter WTW pH 340 gemessen. Ebenso wird die Leitfähigkeit in regelmäßigen Abständen mit einem WTW Cond 340i mit automatischer Temperaturskompensation kontrolliert. Die Kationen wurden nach dem ICP-OES Verfahren mit einem Perkin Elmer OPTIMA 3000 bestimmt. Die Sulfatkonzentrationen wurden fotometrisch mit Lange Sulfattests LCK 153 und LCK 353 bestimmt.

5 Versuchsdurchführung

Das Referenzwasser wird vor dem Langzeitversuch mit Filterpapier gefiltert um die Schwebstoffe zu eliminieren. 20 L Referenzwasser werden für die Versuche im Kreislauf geführt und die Zusammensetzung vor jedem Versuch dokumentiert um eventuelle Veränderungen festzustellen. Nach dem Auftreten von Scalingeffekten im Feed wird es vor neuen Versuchen wieder verdünnt und in Lösung gebracht. Falls notwendig werden während des Versuches Verdunstungsverluste mit entionisiertem Wasser ausgeglichen.

Das Feed wird bei einer Temperatur von 25°C und einem durchschnittlichen Feedfluss von 500 l/h auf die Membran gebracht. Die Leitfähigkeit und der pH-Wert, sowie der Permeatfluss werden zunächst in kurzen Intervallen von 1 h, später, bei konstanterem Permeatfluss in Abständen von einigen Stunden gemessen.

Es wird nach dem Versuchsplan in Abbildung 2 für jede Membran die Entwicklung des Flux ($L/(m^2h)$) über die Versuchsdauer von ca. 160 h aufgetragen.

6 Ergebnisse und Diskussion

6.1 Ionenrückhalt

Der Ionenrückhalt wird nach der Analyse der Proben für die relevanten Ionen einzeln berechnet. Die in den folgenden Diagrammen aufgetragenen Rückhalte sind über die Änderung der Leitfähigkeit als Maß für die gesamten gelösten Ionen (TDS) berechnet. Aus Tabelle 2 ist zu entnehmen, dass die Einzelionenrückhalte etwas höher liegen, als die über die Differenz der Leitfähigkeit (Spalte LF) erhaltenen Werte. Da die Leitfähigkeit jedoch einfacher und zeitnaher

Tab. 2: Ionenrückhalt für 2 fach konzentriertes Referenzwasser bei 20 bar.

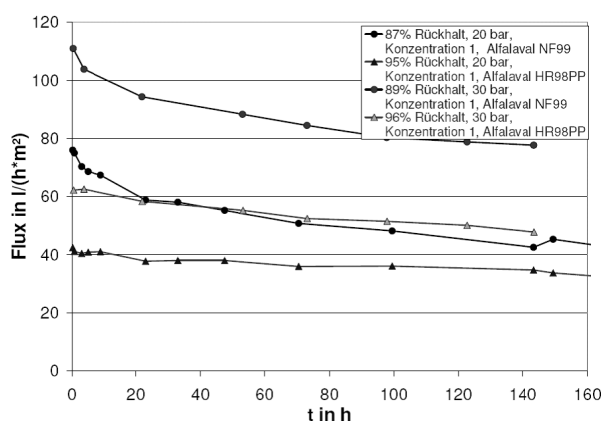
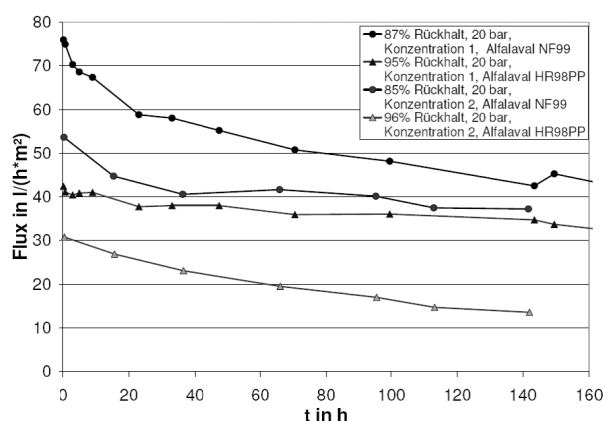
<i>Alfalaval</i>	<i>pH</i>	<i>LF</i> <i>μS/cm</i>	<i>Cu</i> <i>mg/L</i>	<i>Fe</i> <i>mg/L</i>	<i>Mn</i> <i>mg/L</i>	<i>Ca</i> <i>mg/L</i>	<i>Mg</i> <i>mg/L</i>	<i>Na</i> <i>mg/L</i>	<i>Al</i> <i>mg/L</i>	<i>B</i> <i>mg/L</i>	<i>SO₄</i> <i>mg/L</i>
Feed	2,4	18080	4260	1340	390	527	1210	30,8	2020	0,12	31900
PermeatNF99	2,2	2690	114	18,8	9,8	13,6	29,8	4,5	29,3	<0,1	819
Rückhalt NF		85%	97%	99%	97%	97%	98%	85%	99%	100%	97%
PermeatHR98PP	2,8	808	32,6	5,1	2,8	4,2	8,5	0,6	9,7	<0,1	162
Rückhalt RO		96%	99%	100%	99%	99%	99%	98%	100%	100%	99%

ermittelt werden kann, wurde sie als Parameter für die Aufnahme der Kurven gewählt und die Konzentration der einzelnen Ionen zum Vergleich in Stichproben geprüft. Dabei ist zu erkennen, dass der Gesamtionenrückhalt bei der Nanofiltration schon durch geringere Natriumrückhalte, bzw. Rückhalte weiterer einwertiger Kationen, bei vergleichbar guten Rückhalten der restlichen Ionen stark beeinflusst wird. Für die RO ist die Berechnung des Gesamtionenrückhaltes über die Leitfähigkeit gängige Praxis, für die Nanofiltration jedoch nur beschränkt aussagekräftig. Die Nanofiltrationsmembran hält wie erwartet die einwertigen Kationen wie das Natriumion mit 85% schlechter zurück, was in einem Gesamtionenrückhalt von 85% resultiert. Dabei sind die Rückhalte für die mehrwertigen Kationen sowie das Sulfat mit denen der RO Membran vergleichbar. Die Konzentration der Ionen des Feeds war während der jeweiligen Versuche annähernd konstant, deshalb wird in den Diagrammen 3 und 4 für jede Membran ein mittlerer Rückhalt – berechnet aus der Differenz der Leitfähigkeit zwischen Permeat und Feed – angegeben.

6.2 Organische Membranen im Dauerversuch

Für die Diskussion werden zwei Membranen, die Nanofiltrationsmembran NF99 und die RO Membran HR98PP (aktuell RO98pHt) zur Erläuterung herausgegriffen. In Abbildung 3 ist dazu der Flux über die Versuchsdauer aufgetragen. Die Membranen wurden einmal bei 20 bar und einmal bei 30 bar getestet. Es ist zu erkennen, dass die NF99 Membran generell bei gleichen Drücken einen höheren Flux als die RO Membran liefert. Der Flux fällt jedoch über die Versuchszeit etwas stärker ab.

Die Theorie bestätigt sich auch bei unterschiedlichen Feedkonzentrationen. In Abbildung 4 ist wieder der Flux über die Zeit für die NF99 und die RO Membran aufgetragen. Diesmal wurde der Druck konstant gehalten und einmal das originale Feedwasser sowie das zweifach aufkonzentrierte Referenzwasser verwendet. Dies ist vergleichbar mit Werten für ein Konzentrat nach einer Ausbeute von 50%, wie es im Prozess der von (PETRY *et al.*, 2006) beschriebenen El-Coloso SWRO Anlage beschrieben wird.

**Abb. 3: Flux über Zeit für Referenzwasser auf NF99 und DSS-HR98PP jeweils bei 20 bar und 30 bar.****Abb. 4: Flux über Zeit für zweifach konzentriertes und originales Referenzwasser auf NF99 und DSS-HR98PP jeweils bei 20 bar.**

Wie erwartet ist der Flux bei der NF99 entsprechend höher als bei der RO Membran. Der Flux fällt bei der Nanofiltration etwas stärker ab. Außerdem ist zu erkennen, dass bei gleichem Druck eine höhere feedseitige Konzentration einen niedrigeren Flux bewirkt. Dies ist durch den größeren osmotischen Gegendruck zu erklären, der überwunden werden muss. Der Flux liegt bei, mit der Literatur (TANNINEN *et al.*, 2004) vergleichbaren Werten.

Nach den Versuchen wurden die Module geöffnet und die Membranen untersucht. In Abbildung 5 ist die RO Membran nach Behandlung von einfach (links) und zweifach (rechts) konzent-

riertem Referenzwasser abgebildet. Dabei konnte nach den Versuchen mit zweifach konzentriertem Referenzwasser ein weißer Belag auf den Membranen festgestellt werden. Bei den Versuchen mit dem originalen Referenzwasser war eine dunklere, leicht zu entfernende kolloide Deckschichtbildung zu beobachten. Dabei kann es sich z.B. um ausgefallene Metallhydroxide wie $\text{Fe}(\text{OH})_3$ handeln. Teilweise wurde bei den hohen Feedkonzentrationen ein weißer Schleier im Wasser festgestellt. Dabei kann es sich um sogenanntes „bulk scaling“ handeln, Kristalle die nicht an der Membran, sondern in der Lösung ausfallen.

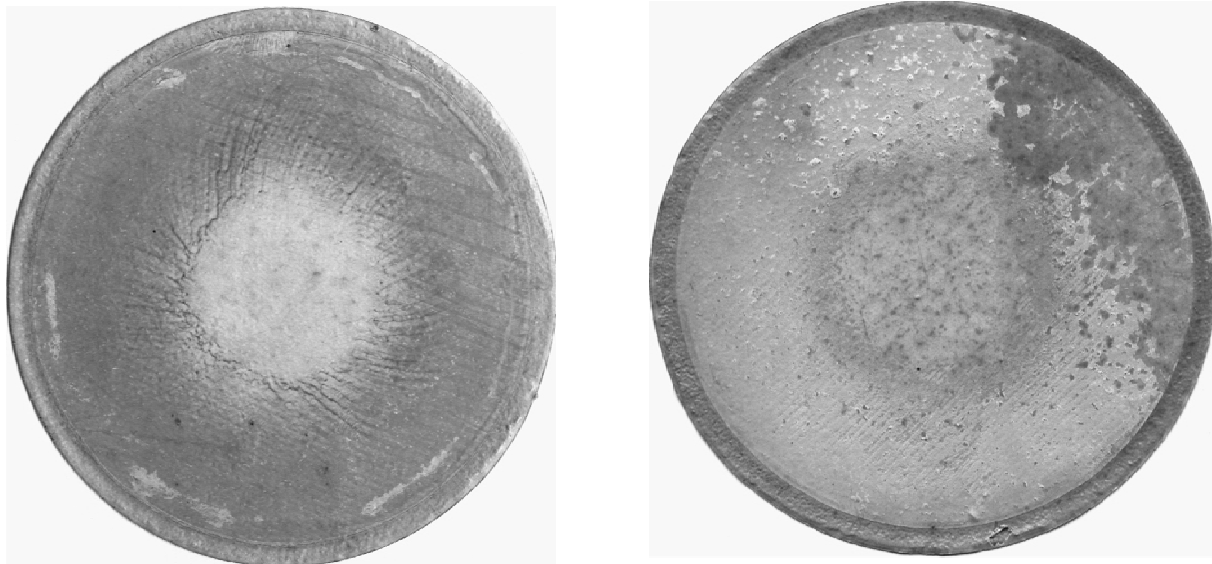


Abb. 1: RO Membran nach Behandlung von einfach konzentriertem (links) und zweifach konzentriertem (rechts) Referenzwasser bei 30 bar.

Nutzung der Ergebnisse von labor- und kleintechnischen Versuchen zur Vorbereitung und Durchführung von in-situ Sanierungsmaßnahmen

Ralph Schöpke

BTU Cottbus, LS Wassertechnik & Siedlungswasserbau

Labor- und kleintechnische Filteranlagen werden häufig zur Simulation von natürlichen und technischen Prozessen eingesetzt. Im Porensystem aller Maßstabsebenen laufen die gleichen komplexen biochemischen und biologischen Prozesse ab. Diese lassen sich mit dem geochemischen Simulationsmodell PhreeqC eindimensional modellieren. Der Übergang zu dreidimensionalen Modellen ist prinzipiell möglich, ist aber bei komplexen hydrochemischen Prozessen im Porensystem rechentechnisch aufwendig, und auch hinsichtlich der Ergebnisbewertung nicht von Vorteil. Es werden deshalb eindimensionale Stromröhren definiert, die zusammengefasst in einem Rohrbündelmodell, reale poröse Medien bis zur Maßstabsebene von Umweltkompartimenten beschreiben können.

Experimental setups in laboratory and bench scale (e.g. filter as porous media) are often used for the simulation of natural and technical processes. Porous media are characterised by similar biochemical and biological processes from laboratory to full scale applications. One dimensional (1D) geochemical simulations can be achieved using PhreeqC. The transition from 1D to 3D simulations is generally possible but requires high computational effort due to the complex hydro-chemical processes within porous media. Further, the assessment of the result quality of 3D simulations might be problematic. To overcome the mentioned problems 1D flow systems could be defined. If one combines the 1D flow systems to a bundle (comparable to a pipe bundle) real porous media up to full scale applications could be used to simulate environmental problems.

1 Einleitung

Grundwasser strömt durch poröse Aquifere, die aus Lockergestein oder geklüftetem Festgestein gebildet werden. Prozesse der darin ablaufenden "natürlichen Selbstreinigung" werden z.B. in der Wasseraufbereitung eingesetzt. Deshalb bietet es sich an, für diese in unterschiedlichen natürlichen und technischen Kompartimenten ablaufenden Prozesse eine gemeinsame Beschreibung einzusetzen (SCHÖPKE, 2007a), die es u. a. ermöglichen von Filterversuchen auf Vorgänge im Grundwasserleiter zu schließen. Vor einer Prozessmodellierung mit PhreeqC (PARKHURST & APPELO, 2006) sind für alle Skalen gültige Parameter sowie die Skalen verbindende Maßstabsgößen zu finden.

2 Betrachtung durchströmter Porensysteme

Allen zu betrachtenden Problemen vom Laborfilter bis zum Grundwasserleiter ist gemeinsam, dass ein Wasserstrom sich durch ein enges Porensystem zwingt. Über die nähere Betrachtung

des Porensystems lassen sich die beschaffenheitsbestimmenden hydrochemischen und hydrobiologischen Prozesse auf ein repräsentatives Elementarvolumen (BUSCH *et al.*, 1993), z. B. in der Größe eines kleinen Laborfilters, reduzieren. Das Porensystem wird aus den miteinander verbundenen Hohlräumen zwischen den Feststoffpartikeln gebildet. Deren Größe, Form und Lagerungsdichte bestimmen die Eigenschaften eines repräsentativen Elementarvolumens. Das Porensystem wird zunächst charakterisiert durch das spezifische Porenvolumen n_p und den Phasengrenzflächen O_{ges} zum Feststoff. Die Kornoberfläche von Kugelschüttungen lässt sich bei bekanntem Porenvolumen (n_p) aus deren Korndurchmesser d_w nach Gl. (1) berechnen.

$$O_{ges} = \frac{6 \cdot (1 - n_p)}{d_w} \cdot V_R \quad (1)$$

Reale Korngemische lassen sich annähernd über deren Kornverteilungen auf eine ideale Kugelschüttung mit konstanten Kugeldurchmessern (auch wirksamer Korndurchmesser d_w) reduzieren.

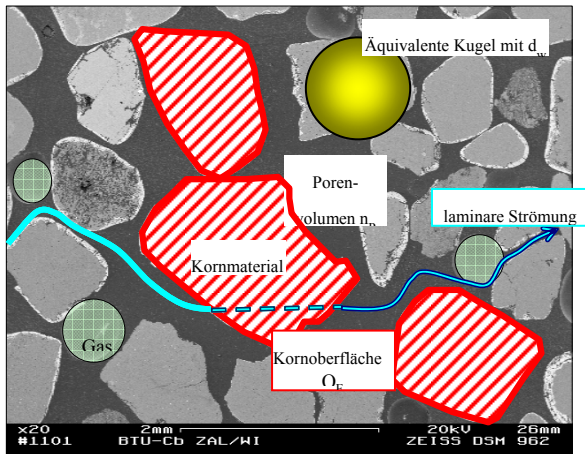


Abb. 1: Schnitt durch ein Porensystem einer Filterschüttung.

Alternativ lässt sich das Porensystem auch als Bündel von zylindrischen Rohren mit gleichem Oberflächen/ Volumen-Verhältnis mit dem charakteristischen Porenkanaldurchmesser d_p beschreiben.

$$d_p = \frac{2}{3} \cdot \frac{n_p}{(1 - n_p)} \cdot d_w \quad (2)$$

Der Druckverlust bei laminarer Durchströmung wird ausschließlich durch die innere Reibung (als dynamische Viskosität ν) verursacht. Damit lassen sich auch enge Klüftungen durch eine Kugelschüttung oder Rohrbündel beschreiben. Deshalb genügen unter diesen Voraussetzungen bereits das Porenvolumen und die innere Oberfläche zur Abschätzung der Durchlässigkeit k_f und dem Druckverlust einer laminare durchströmten Kugelschüttung, entsprechend Gl. (3).

$$h_f = \frac{\nu_f \cdot L}{k_f} = 72 \cdot \frac{\nu}{g} \cdot \frac{f_L^2 (1 - n_p)^2}{n_p^3} \frac{\nu_f \cdot L}{d_w^2} \quad (3)$$

Dabei geben L [m] den Fließweg, ν_f [m/h] die Filtergeschwindigkeit und h_f den Druckhöhenverlust der makroskopischen Fließstrecke an.

3 Übertragung von Reaktionen in durchströmten Porensystemen

3.1 Reaktionen im Porensystem

Die Komponenten der Porenlösung liegen überwiegend in chemischen Gleichgewichten, wie Säure-Base- (Pufferung), Redox- und Komplexbildungsgleichgewichten, vor. Im Unterschied zu homogenen Wasserkörpern können

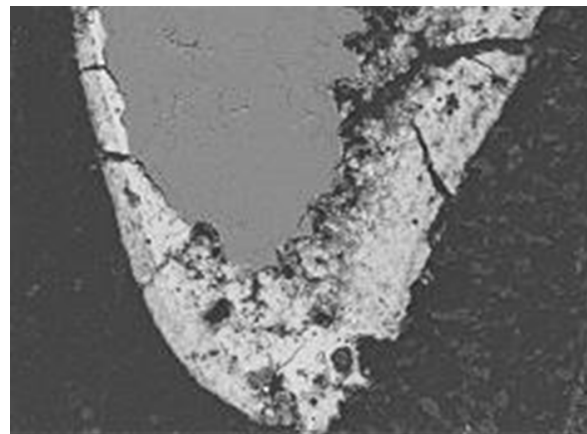


Abb. 2: Phasengrenzfläche als eine aktive Schicht (Porengel aus Eisenoxidhydraten auf einem halbgebranntem Dolomitmikron).

heterogene Reaktionen an den Phasengrenzflächen des Porensystems die Beschaffenheit der Porenlösung entscheidend beeinflussen. Die Korngrenzflächen sind meist durch sekundäre Mineralien, Biofilme, u.s.w. beschichtet (Abb.2) und stellen ein komplexes dreidimensionales System dar.

Da diese Phasen auf engstem Raum konzentriert sind, lassen sich einzelne Wechselwirkungen nicht mehr generell mit den bekannten thermodynamischen Konstanten beschreiben. Alternativ wird dieses Phasengemisch zur Phase *Porengel* (SCHÖPKE, 2007a) zusammengefasst, deren Eigenschaften aus Experimenten und Messungen für den jeweiligen Fall ermittelt werden. Das System Porenlösung-Phasengrenzfläche-Porengel lässt sich durch einen Parametersatz in PhreeqC beschreiben, der z.B. in einer mixed cell implementiert ist (PARKHURST & APPELO, 2006; MERKEL & PLANER-FRIEDRICH, 2002). Vervollständigungen, Präzisierungen oder Korrekturen werden durch Vergleich von Versuchsergebnissen oder Beobachtungen mit analogen Modellrechnungen vorgenommen. Dazu lassen sich auch Anpassungsalgorithmen (SCHÖPKE, 2007) anwenden. Bei der Untersuchung der Prozesse in Versuchsanlagen können das Verhältnis von Lösungsvolumen und Oberfläche oder die Kontaktzeit variabel und abweichend vom zu betrachtenden Umweltkompartiment gestaltet werden.

3.2 Filter als Reaktoren

Bereits in der idealen Stromröhre kommt es zur Rückvermischung (Dispersion), die durch einen longitudinalen Diffusionskoeffizienten beschrieben wird (APPELO & POSTMA, 1993). Ein am

Anfang punktuell zugegebener konservativer Tracer weitete sich auf der Fließstrecke zu einer etwa gaußverteilten Konzentrationsverteilung auf. Verfahrenstechnisch lässt sich eine Fließstrecke auch als eine Kette nacheinander durchströmter Rührkessel (mixed cells) beschreiben (HAGEN, 1993). In je mehr Rührstufen die Fließstrecke unterteilt wird, um so mehr ähnelt das Transportverhalten einem idealen Strömungsrohr. Die Heterogenität realer Fließstrecken lässt sich über Tracerversuche annähernd erfassen. Dabei kann fallweise das zu betrachtende Kompartiment in unabhängige Stromröhren, die sich jeweils gesondert modellieren lassen, eingeteilt werden.

Das durch eine mixed cell repräsentierte Elementarvolumen (REV) enthält ein hochkomplexes Reaktionssystem. Aus diesem lassen sich dreidimensionale Modelle eines zu betrachtenden Umweltkompartiments zusammensetzen. Allerdings scheint es sinnvoller, dieses zunächst in charakteristische eindimensionale Stromröhren zu zerlegen. Heterogene Grundwasserleiter lassen sich dementsprechend durch parallele Stromröhren verschiedener Porendurchmesser d_p und Anteilen am Gesamtdurchfluss n_p beschreiben (Rohrbündelmodell).

3.3 Beschreibung von Oberflächenreaktionen

Die Konzentrationsänderungen im strömenden Medium lassen sich durch die allgemeine Bilanzgleichung (4) zusammenfassen,

Konzentrationsänderung = Konvektionsglied + Diffusionsglied + Reaktionsglied (4)

Das entspricht für eine eindimensionale Strömung unter Vernachlässigung der longitudinalen Dispersion (Diffusionsglied=0) der partiellen Ableitung am Fließweg L , Gl. (5).

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{v_f}{n_p} \cdot \frac{\partial c}{\partial L} + r = 0 \quad (5)$$

Gl. (6) beschreibt das zeitlich konstante Konzentrationsprofil entlang der Fließstrecke L . Die Abstandsgeschwindigkeit v_A wird als Quotient aus Filtergeschwindigkeit v_f und Porenvolumen n_p berücksichtigt.

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{n_p}{v_f} \cdot \frac{\partial c}{\partial L} \quad (6)$$

Durch bestimmte Integration von Gl. (6) nach dem Fließweg von der Anfangskonzentration c_0

erhält man Gl. (7) bis zur Konzentration $c(t)$ zum Zeitpunkt t .

$$\int_{c_0}^c \left(-\frac{\partial c}{r} \right) = \frac{1}{v_A} \cdot L = t \quad (7)$$

Das Reaktionsglied r setzt sich aus der Reaktionsgeschwindigkeit an der Kornoberfläche r_O [mol/(m²·h)] und der Reaktionsgeschwindigkeit in der Porenlösung r_h [mol/m³] zusammen. Die Zusammensetzung der Porenlösung wird überwiegend durch chemische Gleichgewichte bestimmt, so dass hauptsächlich Oberflächenreaktionen die Konzentrationsveränderungen auf dem Fließweg bestimmen. Wird Gl. (6) unter Berücksichtigung des Porenoberflächen-Porenvolumen-Verhältnisses für die Oberflächenreaktionsgeschwindigkeit r_O integriert, erhält man Gl. (8), dessen rechter Term FP [h/m] als Vergleichsgröße zwischen durchflossenen verschiedenen körnigen Medien eingesetzt werden kann (SCHÖPKE, 2007a).

$$\int_{c_0}^c \left(-\frac{\partial c}{r_O} \right) = \frac{1}{v_A} \cdot \frac{O_{ges}}{V_w} \cdot L = FP \quad (8)$$

Über verschiedene Berechnungsgleichungen des Filtrationsparameters FP nach Gl. (9) lassen sich unter Berücksichtigung der übrigen Randbedingungen, Reaktionen im Porensystem auf verschiedene Fließstrecken übertragen, z.B. vom Versuchsfilter auf eine Grundwasserstromröhre. Dabei werden Oberfläche und Volumen wahlweise durch den wirksamen Korndurchmesser oder den Durchmesser der äquivalenten Zylinderpore d_p beschrieben.

$$FP = \frac{6 \cdot (1 - n_p)}{d_w \cdot v_f} \cdot L = \frac{6 \cdot (1 - n_p)}{d_w \cdot n_p} \cdot t = \frac{4}{v_A \cdot d_p} \cdot L \quad (9)$$

Den Filtrationsparameter veranschaulicht Abb. 3 als Fläche in einem idealen Strömungsrohr und als Rührstufenkaskade (mixed cells).

Die Reaktionsgeschwindigkeit in einer mixed cell bestimmt deren Konzentration. Deshalb stellt FP die Fläche des Rechteckes unter $-1/r_O$ zwischen der Zulaufkonzentration und der Zellenkonzentration dar. In einem diskontinuierlichem Batch-Reaktor oder einem kontinuierlich betriebenen idealem Strömungsrohr stellt FP die Fläche unter der Funktion $-1/r_O$ dar. Die Funktionen $-1/r_O$ stecken implizit in Ergebnissen von Beobachtungen und Modellrechnungen. Abb. 3 zeigt aber auch, dass die gleichen Beschaffenheitsveränderungen in sehr unterschiedlich aufgebauten Reaktoren (L , d_w bzw. d_p , n_p , L , v_f) auftreten

können. Der Filtrationsparameter FP dient dabei als Vergleichs- (Maßstabsübertragungs-) gröÙe.

4 Anwendungsbeispiel

Die Anwendung des Filtrationsparameters zur Bemessung einer Enteisungsanlage auf der Grundlage von kleintechnischen Versuchen wurde in SCHÖPKE *et al.* (2006a) demonstriert. In Labor- und Technikumsfilterversuchen lassen sich auch die im Grundwasserleiter ablaufenden Prozesse kontrolliert simulieren. Allerdings bleibt die Frage der Übertragbarkeit meist offen, da die Randbedingungen im Labor nicht mit denen im Grundwasser eingestellt werden können. Abweichend von der Realität werden kürzere Fließwege, höhere Strömungsgeschwindigkeiten und andere Korndurchmesser im Versuch eingesetzt. Da aber die gleichen Reaktionen ablaufen, lassen sich diese Unterschiede rechnerisch über den Filtrationsparameter FP berücksichtigen. Durch Kombination von Gl.(1), Gl.(2), Gl.(3) mit Gl.(8) erhält man eine Beziehung zwischen dem Filtrationsparameter, dem Fließweg und dem Porendurchmesser Gl.(10).

$$FP = 72 \cdot \frac{8}{3} \cdot \frac{v \cdot f_L^2}{g} \cdot \frac{L^2}{h_f \cdot d_p^3} \quad (10)$$

Für einen gegebenen Filtrationsparameter FP berechnet sich die dafür erforderliche Länge L_{FP} einer Stromröhre nach Gl.(11).

$$L_{FP} = \sqrt{\frac{FP}{\left(192 \cdot \frac{v \cdot f_L^2}{g}\right)} \cdot h_f \cdot d_p^3} \quad (11)$$

Gl.(11) lässt sich zur Arbeitsgleichung Gl.(12) vereinfachen:

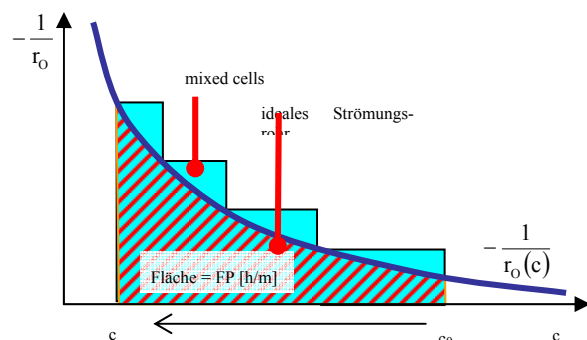


Abb. 3: Grafische Veranschaulichung des Filtrationsparameters FP.

$$L = \sqrt{0,141 \cdot \frac{FP}{h/m} \cdot \frac{h_f}{m} \cdot \frac{d_p^3}{mm^3} \cdot \frac{1}{f_L^2} \cdot m^2} \quad (12)$$

In einem Sandsteingrundwasserleiter (Abb. 4) mit Klüftungen und grobkörnigen Bereichen lassen sich verschiedene Strombahnen definieren. Bei einem für alle Stromröhren gleichen Grundwassergefälle entlang eines Fließweges L hängen der Gesamtdurchfluss und die Reaktionen an den Oberflächen von der Verteilungsfunktion des Fließquerschnittes über den Porendurchmessers ab. Die Reaktionen im Kluftporensystem lassen sich im Labor- und Technikumsmaßstab nur als Filterversuch simulieren. Abb. 5 (oben) zeigt einen für diesen Zweck horizontal betriebenen Technikumsfilter mit Gesteinsbruch. Durch Anwendung von Gl.(12) lässt sich die Repräsentativität des Filterversuches prüfen.

Für den Versuch lässt sich aus Filteraufbau, Korngrößenanalyse und Betriebsregime der Filtrationsparameter berechnen:

$$FP = 1\,200\,000 \text{ h/m} = 50\,000 \text{ d/m}$$

Zur Übertragung auf den geklüfteten Sandsteinaquifer wird ein hypothetisches Rohrbündel postuliert (Tab. 1). Dabei wird von der Porosität des Sandsteingebirges als Grunddurchlässigkeit ausgegangen. Klüftungen werden ab einer Größenordnung über dem Sandsteinporendurchmesser definiert. Deren Anteil nimmt mit zunehmendem Porendurchmesser stark ab, weil durchgängige große Stromröhren unwahrscheinlich sind.

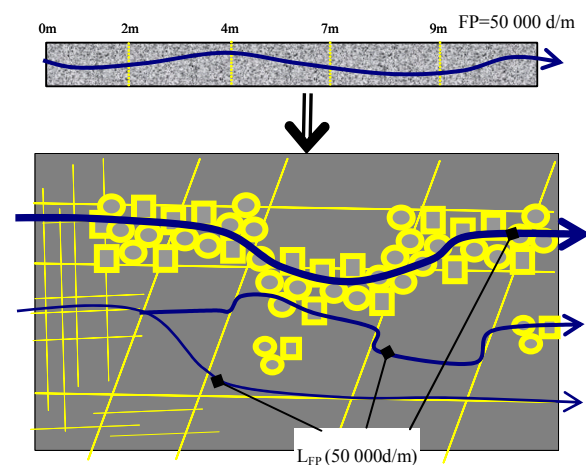
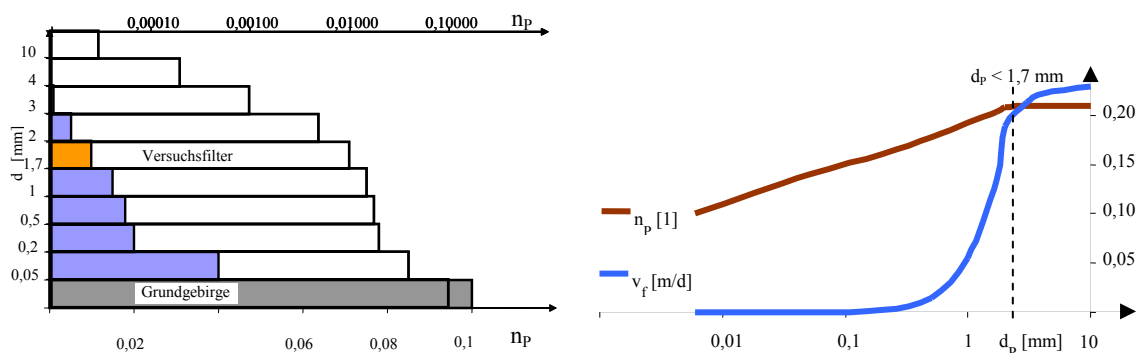


Abb. 4: Vergleich der Fließstrecke eines Technikumsfilters mit verschiedenen Stromröhren in einem heterogenen Grundwasserleiter.

Tab. 1: Stromröhrenszenario für einen durchströmten Kluftgrundwasserleiter für eine Fließstrecke von 5 km und 1m Wasserstandsdifferenz.

d_p	n_p -Röhre	n_p -kum	v_A -Röhre	L_{FP}	v_f -kum	Schlupf	Bemerkung
mm	1	1	m/h	m	m/d	%	
0,006	0,1000	0,100	4,1E-06	0,2	9,8E-06	100,00	Gestein
0,05	0,0400	0,140	0,0003	4,6	0,0003	99,88	
0,2	0,0200	0,160	0,0045	36,8	0,0025	98,93	
0,5	0,0180	0,178	0,0283	145,4	0,0147	93,61	
1	0,0150	0,193	0,1132	411,3	0,0554	75,85	
1,7	0,0100	0,203	0,3272	911,7	0,1340	41,66	Versuche
2	0,0050	0,208	0,4528	1163,4	0,1883	17,99	
3	0,0010	0,209	1,0189	2137,4	0,2127	7,34	
4	0,0002	0,209	1,8113	3290,7	0,2214	3,55	
10	0,00003	0,209	11,3208	13007,7	0,2296	0,00	

**Abb. 5: Postulierte Porenvolumenanteile (leere Balken logarithmisch dargestellt) für Stromröhren im Stromröhrenszenario.**

Die zu betrachtende Fließstrecke wird auf

$$L = 5\,000\text{ m}$$

und die Grundwasserhöhendifferenz auf

$$h_f = 1\text{ m}$$

festgelegt. Dementsprechend entstand das Stromröhrenszenario nach Tab. 1, das in Abb.5 grafisch dargestellt ist. In der Realität ist das Stromröhrenszenario über entsprechende Erkundungen (z. B. Tracerversuche) zu ermitteln.

In erster Näherung wird postuliert, dass der Filtrationsparameter im Versuch in den meisten Stromröhren eingehalten werden sollte. Nach Gl.(12) lässt sich die jeweilige Länge L_{FP} der Stromröhre abschätzen (Tab. 1). Die Spalte *Schlupf* gibt den Anteil am Gesamtstrom an, der durch die größeren Porenkanäle transportiert wird.

Die Stromröhre mit der Versuchskörnung ($d_p=1,7\text{ mm}$) braucht unter den angenommenen Randbedingungen eine Fließstrecke von $L_{FP}=0,9\text{ km}$. Bei einer Fließstrecke $L=2\text{ km}$, wird der geforderte Filtrationsparameter ab der Stromröhre mit $d_p=3\text{ mm}$ bereits leicht überschritten. Der

Anteil dieser Stromröhren am Porenvolumen des Gebirgskörper ist nahezu vernachlässigbar gering. Durch deren bessere Durchlässigkeit liegt aber der Anteil am Grundwasserstrom um 10% (Tab. 1, *Schlupf* interpoliert zwischen $d_p=2,0\text{ mm}$ und $d_p=3,0\text{ mm}$). Damit ist die Repräsentativität des Technikumsversuches ermittelt. Die Versuchsergebnisse lassen sich anschließend auf gleiche Weise auf den Grundwasserleiter übertragen.

5 Ausblick

Für die Maßstabsübertragung von Laborfilteranlagen auf Prozesse in Grundwasserleitern wurden zunächst die Prozesse im Porensystem betrachtet. Aus dem heterogene Reaktionen bestimmenden Verhältnis von Oberfläche und Lösungsvolumen wurde der Filtrationsparameter FP als Maßstabsübertragungsgröße abgeleitet. Mittels diesem lassen sich Versuchs- und Modellierungsergebnisse auf unterschiedliche Stromröhren eines heterogenen Grundwasserleiters übertragen. Die hier vorgestellten Grundlagen werden für die Bemessung von Untergrundbehandlungsverfahren auf der Grundlage von Labor- und Technikumsversuchen angewandt.

6 Literatur

- APPELO, C.A.J.; POSTMA, D. (1993): Geochemistry, groundwater and pollution; A.A:BALKEMA/ROTTERDAM/BROOKFIELD
- BUSCH, K.F.; LUCKNER, L.; TIEMER, K. (1993): Geohydraulik; 3. neubearbeitete Auflage; Gebr. Bornträger Berlin Stuttgart
- DZOMBAK, D..A.; MOREL, F..M..M. (1990): Surface complexation modelling; New York: Wiley-Interscience
- HAGEN, J. (1993): Chemische Reaktionstechnik; Eine Einführung mit Übungen; Weinheim
- MERKEL, B.J.; PLANER-FRIEDRICH, B. (2002): Grundwasserchemie; Praxisorientierter Leitfaden zur numerischen Modellierung von Beschaffenheit, Kontamination und Sanierung aquatischer Systeme; Springer Berlin Heidelberg
- PARKHURST, D. L.; APPELO, C.A.J. (2006): USER'S GUIDE TO PHREEQC (VERSION 2) - A COMPUTER PROGRAM FOR SPECIATION, BATCH-REACTION, ONE-DIMENSIONAL TRANSPORT, AND INVERSE GEOCHEMICAL CALCULATIONS; Water-Resources Investigations Report 99-4259
- SCHÖPKE, R. (2006): Beschaffenheitsmodellierung des Kippengrundwassers von der Entstehung bis zur Sanierung; In: Wittmann, J.; Müller, M. (Hrsg.): Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften; Workshop Leipzig; Berichte aus der Umweltinformatik; Shaker Verlag Aachen
- SCHÖPKE, R.; KAISER, S.; KOCH, R.; REGEL, R.; STRIEMANN, A. (2006a): Experimentelle Bemessung von Enteisungsfiltren am Beispiel einer Solebehandlung; gwf-Wasser/Abwasser 147 (2006) Nr. 6, 439 - 444
- SCHÖPKE, R. (2007): Einfacher Anpassungsalgorithmus - Vielfältige Anwendungen; In Wittmann, J.; Wohlgemuth, V. (Hrsg.) Simulation in Umwelt- und Geowissenschaften; Workshop Berlin; Berichte aus der Umweltinformatik; Shaker Verlag Aachen
- SCHÖPKE, R. (2007): Vielkomponentensysteme in der Wasserbehandlung - Erfassung und Anwendung bei der Bemessung von Aufbereitungsanlagen; Schrif-

tenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Bd.14

STUMM, W.; MORGAN, J.J. (1996): Aquatic chemistry - Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters; third edition John Wiley, New York

Fotos: Zentrales Analytisches Labor der BTU Cottbus (ZAL)

7 Symbole

c	mmol/L	Konzentration
d _p	mm	Porenkanaldurchmesser
d _w	mm	wirksamer Korndurchmesser
FP	h/m	Filtrationsparameter
g	m/s ²	Erdbeschleunigung (9,81 m/s ²)
h _f	m	Druckhöhenverlust, Filterwiderstand
k _f	m/s	Durchlässigkeit
L	m	Fließweg
n _p	l	spezifisches Porenvolumen
O _{ges}	m ²	Kornoberfläche einer Kugelschüttung
r _h	mol/(m ³ ·h)	Reaktionsgeschwindigkeit in der Porenlösung
r _O	mol/(m ² ·h)	Reaktionsgeschwindigkeit an der Kornoberfläche
t	h, d	Zeit
v _A	m/h	Abstandsgeschwindigkeit
v _f	m/h	Filtergeschwindigkeit, Leerrohrgeschwindigkeit
ν	m ² /s	dynamische Viskosität des Wassers (1,3·10 ⁻⁶ m ² /s bei 10°C)

Gastracer-Versuche zur Abschätzung der Raumwirkung bei Direktgasinjektionen zur Grundwassersanierung

Mark Pohlert¹, Marion Martienssen², Holger Weiß³, Ralf Trabitze³ & Helmut Geistlinger¹

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Bodenphysik¹, Department Hydrogeologie², Department Grundwassersanierung³, Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle/Saale, Email: mark.pohlert@ufz.de

Direktgasinjektionen zur Stimulation des biologischen Abbaus haben sich als eine effiziente Sanierungstechnologie zur großflächigen Reinigung von organisch kontaminierten Grundwassern etabliert. Für die verbesserte Charakterisierung der Gastransportprozesse und um die Raumwirkung der Gasinjektion im Feldmaßstab zu prüfen, wurde am Feldversuchsstandort OXYWALL - Leuna ein Gastracer-Versuch mit SF₆ durchgeführt. Das Experiment wurde basierend auf den Erfahrungen aus einem Uranin-Gelösttracer-Versuch und zwei Vorversuchen mit Argon und Sauerstoff als Gastracer durchgeführt. Das Ziel des Vorhabens war, neben der Ermittlung von Fließgeschwindigkeiten der Gelöstgasphase, die Reichweite der Gasinjektion im heterogenen Feldmaßstab abzuschätzen.

Direct gas injections for the stimulation of the biological degradation were established as an efficient large-scale-remediation-technology for cleaning of organically contaminated groundwater. For the characterisation of gas-transport-processes and spatial effects of gas-injection at the field-scale, a gas tracer experiment with SF₆ has been conducted at the field site OXYWALL – Leuna. A main objective of the project was to measure and distinguish between the transport of the dissolved and the gaseous SF₆. Beside the determination of groundwater-velocities and the exploration of the aquifer heterogeneity, the existing prognosis model was improved based on the gas-tracer-experiment.

1 Einleitung

Die Direktgasinjektion zur Stimulation des biologischen Abbaus kann als Sanierungsmassnahme für komplexe Schadstoffgemische eingesetzt werden. Das Vorhandensein von Sauerstoff ist ein wichtiger Faktor für den aeroben biologischen Schadstoffabbau. Folglich ist die Bereitstellung von Sauerstoff durch Direktgasinjektion in den Grundwasserleiter eine praktikable und für eine Vielzahl von Schadensfällen geeignete Methode. Am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) wurde die Direktgasinjektion in den letzten Jahren intensiv untersucht (GEISTLINGER *et al.*, 2006; BECKMANN, 2006; KRAUSS, 2007). Insbesondere wurde in Feldexperimenten nachgewiesen, dass auch persistente Verbindungen wie aromatische Kohlenwasserstoffe und MTBE aerob abgebaut werden können (MARTIENSEN *et al.*, 2006; SCHIRMER & MARTIENSEN, 2007).

Bei der Direktgasinjektion wird der Grundwasserleiter als Gasspeicher genutzt. Eine geregelte Sauerstoffzufuhr gewährleistet dabei, dass die Sauerstoffgasphase in Form fein verteilter Gasblasen im Sedimentkörper bereitgestellt wird. Die Residualgasphasen lösen sich langsam auf und reichern das durchströmende Grundwasser

mit Sauerstoff an. Die injizierte Gasphase wirkt dabei hydraulisch und biologisch wie eine reaktive Gaswand. Vertikale Ausgasungen in die ungesättigte Zone werden vermieden, indem die Gasinjektionselemente gezielt unterhalb potentiell gashemmender Sedimentbarrieren platziert werden. Dies erhöht die Raumwirkung und somit auch die Effektivität und Bioverfügbarkeit der injizierten Gase.

Da das injizierte Gas sowohl als kohärenter Gasstrom als auch in gelöster Form migriert, erfordert eine erfolgreiche Durchführung der Direktgasinjektion ein Verständnis der wichtigsten Kenngrößen beim Gasphasen-Transport im heterogenen gesättigten sowie ungesättigten porösem Medium. Für die standortbezogene Charakterisierung der Gastransportprozesse und um die Raumwirkungen der Gasinjektion im Feldmaßstab zu prüfen, wurde am Feldversuchsstandort OXYWALL-Leuna, ein Gastracer-Versuch mit SF₆ durchgeführt. Das Experiment wurde basierend auf den Erfahrungen aus einem Uranin-Gelösttracer-Versuch und zwei Vorversuchen mit Argon und Sauerstoff als Gastracer durchgeführt.

2 Das Versuchsfeld OXYWALL

Das Versuchsfeld OXYWALL befindet sich am Chemiestandort Leuna (Abb. 1). Der Standort ist Teil eines ausgedehnten Schadensbereiches auf dem Gelände der Alten Raffinerie. Es sind keine flächenhaften, zusammenhängenden Belastungen ausgebildet, sondern mehrere, kleinere Kontaminationsbereiche um punktuelle Quellen. Die Feldversuchsanlage umfasst mit einer Ausdehnung von ca. 60 m x 25 m eine Fläche von ca. 1500 m². Auf einer abstromseitigen Kontrollfläche von ca. 100 x 50 m wurden zusätzliche Monitoringpegel installiert. Das Gelände ist weitgehend eben bei einer Höhe der Geländeoberkante zwischen + 99,8 m und + 100,4 mNN.

Am Standort bilden die fluviatilen Sedimente der quartären Saalehauptterrasse in schwankenden Teufen zwischen ca. 3,5 m bis 10 m den obersten grundwasserführenden Horizont. Dieser besitzt im Hinblick auf den Schadstofftransfer, der von den Quellen im Bereich der Alten Raffinerie ausgeht, eine zentrale Bedeutung. Am Versuchsfeld OXYWALL wird daher primär der quartäre Grundwasserleiter als Reaktionsraum betrachtet. Die unterlagernden tertiären Schichten besitzen durch ihre feinkörnige Zusammensetzung überwiegend grundwasserhemmende Eigenschaften. Die Deckschichten besitzen ebenfalls eine geringere Durchlässigkeit als die Sedimente der Saale-

hauptterrasse. Der Grundwasserleiter wird mit wechselnden Flurabständen zwischen 3,6 und 4 m unter GOK als ungespannt angesehen. Der Grundwasserabstrom erfolgt im Untersuchungsgebiet nach Südost zum Vorfluter Saale.

Am Feldversuchsstandort OXYWALL – Leuna (Abb. 1) erfolgt die Sauerstoff - Direktgasinjektion über 15 Injektionslanzen, die im Grundwasserleiter einen variablen Begasungshorizont zwischen 8 und 12 m unter Gelände eingebracht wurden. Dabei sind jeweils 5 der Injektionslanzen nahezu äquidistant in einer Galerie quer zum Grundwasser- bzw. Schadstoffanstrom angeordnet. Daraus ergibt sich eine in drei Lanzengalerien gestaffelte Anordnung der Begasungselemente. Für jedes der Gasinjektionselemente besteht die Möglichkeit, individuell Druck, Menge und Begasungsdauer zu variieren.

Die Sauerstoffinjektion erfolgt vollautomatisch in Intervallen an je einer der drei Lanzengalerien, die nacheinander angesteuert und für ein bestimmtes Zeitintervall begast werden. Um mögliche Blockierungen des Porenraums zu vermeiden und damit sich die injizierte Gasmenge vollständig auflösen kann, erfolgen die Injektionen diskontinuierlich. Die Injektionsrate pro Injektionslanze beträgt derzeit 8 L/min. Die Dauer der notwendigen Pausen zwischen den einzelnen Injektionsintervallen wird mit Hilfe des zum

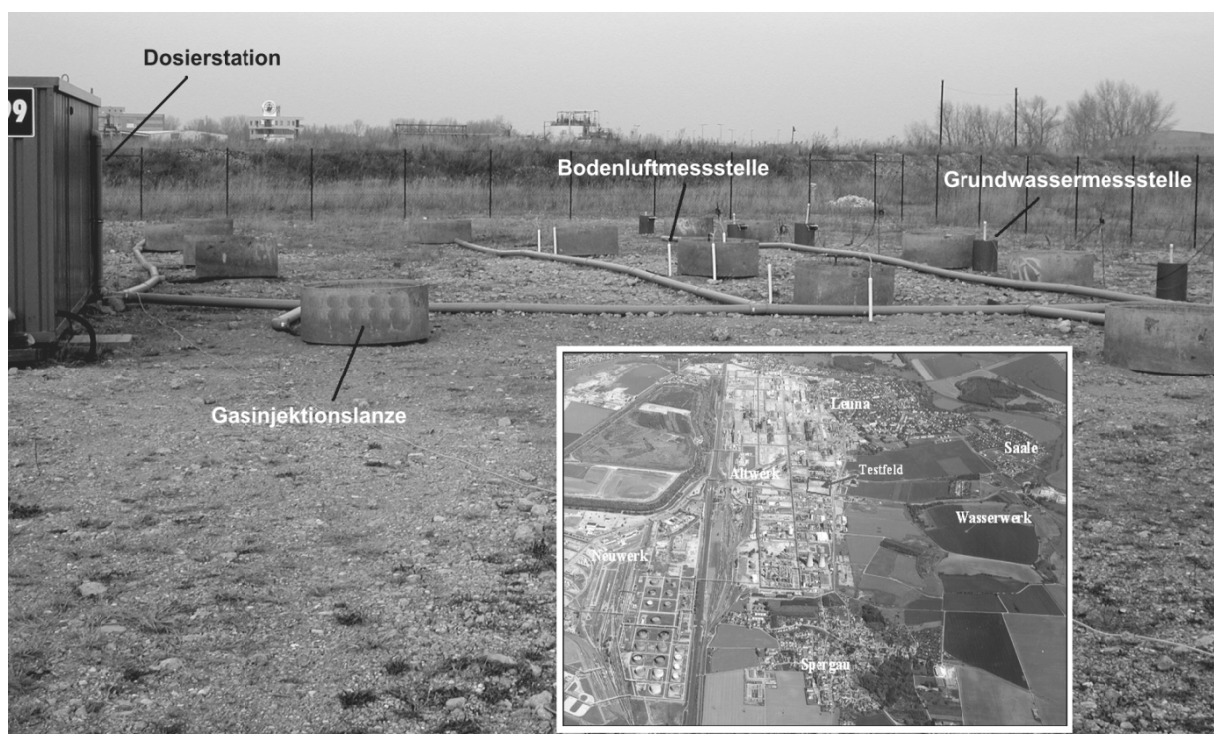


Abb. 1: Lage des Testfeldes (kleines Bild), Gasinjektionsfeld mit Gasinjektionslanzen, Bodenluft- und Grundwassermessstellen und Dosierstation zur Anlagensteuerung.

Standort geführten GMS-MODFLOW-RT3D-Modells festgelegt.

Eine effektive und kosteneffiziente Direktgasinjektion erfordert eine hinreichende Kenntnis der geologischen Standortverhältnisse. Aus diesem Grunde kommt der detaillierten Standorterkundung im Vorfeld der Installation eine hohe Bedeutung zu. Der jeweilige Begasungshorizont wurde daher für jedes der 15 Injektionselemente entsprechend einem kleinskaligen Raster von geologischen Profilen, EC-Logs und tiefenorientierter Analyse der Schadstofffahne festgelegt. Zur Standorterkundung wurden seit 2004 insgesamt 15 Bohrungen und 20 EC-Loggings sowie 16 Injektion-Loggings durchgeführt. Um die Ergebnisse der Transportmodellierung und der aufgestellten Prognose der Selbstreinigungsprozesse zu evaluieren, werden parallel zum Betrieb der Feldversuchsanlage monatliche Grundwasserbeprobungen und Stichtagsmessungen durchgeführt. Im Nahbereich des Injektionsfeldes finden jährliche Bodenprobenahmen statt. Zusätzlich erfolgt eine automatisierte Überwachung eventueller Ausgasung in die Bodenluft über nahe den Injektionslanzen installierten Bodenluftmessstellen.

Als erster Schritt für die reaktive Transportmodellierung wurde mit der Modelliersoftware GMS- Groundwater Modelling Software ein geologisches Strukturmodell erstellt. Auf der Basis des geologischen Modells und der relevanten Grundwasserdaten wurde für den Standort ein Strömungsmodell mit GMS / MODFLOW erzeugt. Weiterhin werden mithilfe der Felddaten, numerische Mehrphasen-Modellierung von Gasinjektions-Szenarien für heterogene, wasser-gesättigte poröse Medien im Feldmaßstab simuliert. Als Simulator für Modellierung der Gasströmungsmuster kommt das TOUGH2-System (PRUESS, 1991) zum Einsatz. Diese Modellierung soll zusammen mit Projektstudien zum Einsatz geeigneter Sensortechnik dazu beitragen, die Gasauflösungsprozesse im heterogenen Grundwasserleiter zu erfassen und simulieren. Die Ergebnisse der Tracerversuche sollen das bestehende Prognosemodell für den Standort verbessern.

3 Das SF₆-Gastracerexperiment

3.1 Vorversuche

3.1.1 Uranin - Fluoreszenz -Tracerversuch

Um die für das Testfeld relevanten hydraulischen Parameter zu präzisieren wurde im September 2005 ein Uranin-Tracertest durchgeführt. Dazu wurden 50 Liter Uraninlösung mit einer Konzentration von 2g/L an der im Anstrom gelegenen Grundwassermessstelle Oxy 1 (Abb. 2) injiziert. Über einen Zeitraum von 70 Tagen wurde erfolgte eine regelmäßige Grundwasserprobenahme mit photometrischer Messung der Adsorption im Abstrom des Testfeldes. In abstromseitigen Grundwassermessstellen (OXY6, OXY11) konnten jeweils zwei deutliche Peaks im Tracerdurchgang unterschieden werden. Dies deutet auf zwei unterschiedlich schnelle Strömungen des Grundwassers hin. Für die höhere Fließgeschwindigkeit, die zu dem ersten Peak führte, konnte ein Wert von 0,86 m/d; die geringere Fließgeschwindigkeit hingegen betrug etwa 0,45 m/d.

3.1.2 Argon - Gastracerversuch

Für eine erste Abschätzung der Raumwirkung der Injektionslanzen wurden vom Oktober 2005 bis Januar 2006 insgesamt 4 Gastracer-Versuche mit Argon an unterschiedlichen Eingabeorten bei verschiedenen Injektionsraten und Injektionsdauer durchgeführt. Argon kommt nur in Spuren in der Atmosphäre vor und weist daher eine geringe Hintergrundkonzentration auf. Zudem besitzt Argon ähnliche Eigenschaften wie Sauerstoff auf (Löslichkeit, Diffusionskoeffizient in Wasser; Tab.1). Als nicht reaktives Gas sind bei Argon im Gegensatz zu Sauerstoff Verluste durch mikrobiellen Abbau und chemische Reaktionen vernachlässigbar.

Zwei der Versuche waren nicht auswertbar, da die injizierte Gasmenge zu gering bzw. bei zu hohen Injektionsraten zu große Menge Argon in die ungesättigte Zone ausgegast war. Durch Abänderung von Injektionsrate und Begasungsdauer wurde ein Bereich mit optimalen Injektionsparametern ermittelt und zwei weitere Versuche durchgeführt. Die Probenahme erfolgte tiefenorientiert in zwei unterschiedlichen Teufen von 7,5 m und 9 m. Signifikante Unterschiede zwischen beiden Teufen konnten nicht festgestellt werden. Analog zu den Uranin-Tracertests ließen sich auch hier mehrere Peaks in den Durchgangskurven unterschieden, welche die

Tab. 1: Eigenschaften von SF₆ im Vergleich zu Argon und Sauerstoff.

Tracergas	Henry-Koeffizient K_H [-] 25°C (10°C)	Molare Masse M [g/mol]	Löslichkeit L [mg/l] (1bar, 20°C)	Dichte ρ [kg/m ³] (10°C)
O ₂	31,44 (24,45)	32,0	53,7	1,429
Ar	29,17 (25,26)	40,0	67,0	1,784
SF ₆	170,15 (116,96)	146,1	40,0	6,288

Ergebnisse hinsichtlich der Strömungsgeschwindigkeiten bestätigten. Die minimale Reichweite des kohärenten Gasstroms konnte anhand von Ausgasungen in einer nahen Grundwassermessstelle mit einer Entfernung von 4,5 m abgeschätzt werden.

3.1.3 Sauerstoff - Gastracerversuch

Im März 2006 wurden als erster Test der Dosisstation und der sechs in Grundwassermessstellen fest installierten Sauerstoff-Elektroden zur in-situ Erfassung der Gelöstsauerstoffkonzentration zwei Sauerstoff-Tracertests durchgeführt. Zudem sollen die Ergebnisse der Tracertests mit dem reaktiven Sauerstoffgas mit den Ergebnissen der Versuche mit dem nicht reaktiven Gas Argon verglichen werden. Die Injektion erfolgte bei beiden Versuchen in Injektionslanzen in der unmittelbaren Umgebung von Grundwassermessstellen, in denen die Sauerstoffsensoren installiert wurden.

Beim ersten Sauerstoff-Tracerversuch konnten an zwei Grundwassermessstellen deutliche Anstiege der Sauerstoffkonzentration gemessen werden, beim zweiten Tracerversuch zeigte sich keine messbare Erhöhung der Sauerstoffkonzentration, was auf unterschiedliche Reichweiten der Gasinjektionslanzen hindeutet. Allerdings ließ sich eine Erhöhung der Sauerstoffkonzentration beim ersten Tracerversuch nur während der Gasinjektion messen, nach Beendigung der Injektion fiel der Sauerstoffgehalt im Grundwasser sofort auf die Anfangswerte zurück. Dies deutet daraufhin, dass wahrscheinlich nur der in der Gasphase transportierte Sauerstoff an den Messsonden gemessen werden kann, der im Wasser gelöste Sauerstoff wird relativ schnell verbraucht.

Wie zu erwarten war, ist die Ausbreitung in der Gasphase bei der Injektion von reinem Sauerstoffgas ähnlich der des Argongases. In der gelösten Form ist die Ausbreitung des reaktiven Sauerstoffs erwartungsgemäß geringer als die des nicht reaktiven Argons. Das bestätigt die Annahme, dass der im Grundwasser gelöste Sauerstoff bei Sauerstoffzehrenden Reaktionen aufgebraucht wird.

3.2 Grundlagen zum SF₆-Tracer

Schwefelhexafluorid ist eine anorganische, chemische Verbindung aus den Elementen Schwefel und Fluor mit der Summenformel SF₆. Es ist unter Normalbedingungen ein farb- und geruchloses, unbrennbares, ungiftiges Gas. Das äußerst reaktionsträge Gas SF₆ unterliegt im Grundwasser keinem mikrobiellen Abbau oder chemischen Umsetzungsprozessen. Für den Einsatz als Tracergas bedeutet es, dass im Gegensatz zum Sanierungsgas Sauerstoff demnach signifikante Verluste vernachlässigbar sind. Die Nachweisgrenze für SF₆ liegt im Bereich femtoMol/L Wasser. Somit ist der eingesetzte Gas-Tracer auch bei extrem hoher Verdünnung quantitativ noch eindeutig nachweisbar. In Tabelle 1 sind wichtige Eigenschaften von SF₆ im Vergleich zu Argon und Sauerstoff aufgeführt.

Zu Beachten ist, dass SF₆ eine gegenüber Sauerstoff verminderte Löslichkeit in Wasser besitzt. Eine Gegenüberstellung der Dichten von Argon und Sauerstoff mit der von SF₆ zeigt, dass SF₆ eine etwa 5-fach höhere Dichte aufweist. Daraus ergibt sich bei gleichem Injektionsdruck eine verminderte Durchflussrate für SF₆ bei Verwendung der Apparaturen zur Sauerstoffinjektion.

3.3 Versuchsdurchführung und Monitoring

Ohne die Verwendung eines Trärgases wurde im Juni 2007 SF₆ als Tracergas einmalig in einer ca. 20 m breiten Front quer zur Grundwasserfließrichtung an drei Gasinjektionslanzen GP5, GP6 und GP7 (Abb. 2) im Grundwasseranstrom injiziert. Die Injektionsrate betrug pro Lanze 5 L/min, der Volumenstrom entsprechend 0,314 m³/h unter einem Injektionsdruck von 1,8 bar. Die Begasung erfolgte über einen Zeitraum von 100 min. Insgesamt wurden 1,54 m³ SF₆-Gas in den Boden eingebracht.

Bei einer angenommenen Porosität von 0,2 und einem dynamischen Gasanteil (während der Injektion) von 10% des Porenvolumens entsprechen die gewählten Injektionsparameter einem theoretischen Injektionsradius von nur 1,8 m bei

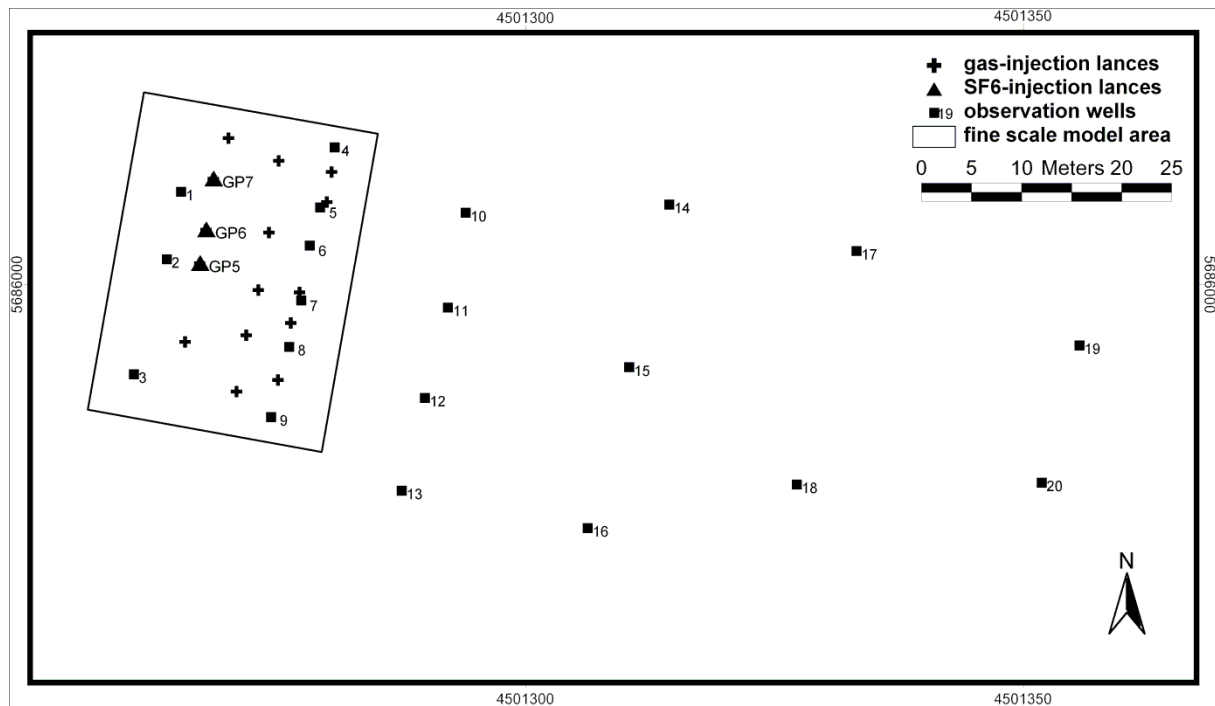


Abb. 2: Lage der SF₆-Injektionspunkte, der Gasinjektionslanzen und der Grundwassermessstellen am Testfeld OXYWALL-Leuna.

isotroper Gasausbreitung. Basierend auf den Erfahrungen aus dem bereits am Standort durchgeführten und oben beschriebenen Vorversuch mit Argon wurde aber gezeigt, dass der Ausbreitung kohärenter Strömungen aufgrund der räumlichen Heterogenitäten im Aquifer trotz vergleichbarer Injektionsbedingungen weit reichender (4,5 m) sein kann. Das erschwert eine Bilanzierung der zu injizierenden Gasmenge im Vorfeld des Versuches.

Um die Versuchsdurchführung nicht zu beeinflussen, wurde für die Dauer des SF₆-Versuches die Direktgasinjektion von Sauerstoff im Testfeld unterbrochen. Für die Injektion des SF₆-Gases konnten die vorhandenen Sauerstoff-Gasinjektionslanzen sowie die zugehörigen Steuereinheiten mit Druckreglern und Durchflussmessgeräten genutzt werden. Eventuelle existente SF₆-Grundwasserkonzentrationen wurden durch eine Nullbeprobung aller relevanten Grundwassermessstellen unmittelbar vor der Injektion ausgeschlossen.

Über einen Gesamtzeitraum von 7 Monaten wurden in veränderlichen Intervallen insgesamt 27 Grundwasserbeprobungen mit ca. 300 Einzelanalysen auf SF₆ als Gelöstgas durchgeführt. Um das erstmalige Auftreten in den Messstellen gut abzubilden, erfolgten die Probenahmen zunächst täglich an allen Grundwassermessstellen im Nahbereich (OXY1 bis OXY9). Entsprechend

der zu erwartenden maximalen Fließgeschwindigkeiten wurden später die Messstellen im weiteren Grundwasserabstrom (OXY 10 bis OXY20) ebenfalls beprobt. Nach Erreichen der Maximalkonzentration im jeweiligen Tracerdurchgang konnten die Beprobungsintervalle verlängert werden. Die weitere Beprobung erfolgte jeweils in Abhängigkeit von den aktuellen Ergebnissen vorangegangener Beprobungen in Zeitspannen von 3 Tagen bis 2 Wochen.

Die Proben wurden in einer Teufe von 7,5 m mit einer Eijkelkamp-Pumpe (Abb.3) ungepackt entnommen. Das Grundwasser wurde in ein Gas-Probenrohr (Gasmaus/1000 ml) eingeleitet und anschließend mit einer gasdichten Spritze in ein mit Helium gespültes 20 ml Glasvial überführt. Der gaschromatographische Nachweis wurde mittels GC - ECD der Firma Shimadzu, Typ GC- 14 B, durchgeführt. Der SF₆-Gehalt wurde in der Gasphase im Headspace der Vials in drei unterschiedlichen Verdünnungen gemessen (unverdünnt, 1:100 und 1: 20000 verdünnt). Die Berechnung des Gelöstgasgehaltes bzw. der Konzentration von SF₆ im Grundwasser erfolgte temperaturabhängig über den Henry-Koeffizienten (vgl. Tab. 1).

3.4 Ergebnisse der SF₆-Injektion

Während der Eingabe von SF₆ und unmittelbar danach wurden die umgebenden Grundwasser-



Abb. 3: Grundwasserprobenahme zum SF_6 -Tracer mittels Gasprobenrohr (Gasmaus), oben links Gazeummantelte Injektionselemente an der Basis der Injektionslanzen.

messstellen auf eventuelle Ausgasungen überprüft. Im Gegensatz zum Argontracertest wurden keine Ausgasungen, die Rückschlüsse auf Gasphasentransport ermöglicht hätten, festgestellt. Da der kohärente Gastransport räumlich isotrop aber heterogen ist, wurden auch die anstromseitigen Messstellen Oxy 1 bis Oxy 3 zunächst mit beprobt. Bereits bei den beiden Erstbeprobungen eine Stunde, sowie 24 Stunden nach Injektionsende konnten signifikante Gelöstgaskonzentrationen im Umfeld des Eingabebereiches ermittelt werden. In Tabelle 2 sind die gemessenen Konzentrationen aus den Erstbeprobungen aufgeführt. Die aus den Vortests ermittelten maximalen Abstandsgeschwindigkeiten von bis zu 1,8 m/d schließen hier einen möglichen advektiv-dispersiven Gastransport aus.

Tabelle 3 führt die Entfernungen zum jeweilig nächstliegenden Injektionsbrunnen und die bei maximaler Abstandsgeschwindigkeit zu erwartende abgeschätzte Transportzeit bis zum Eintreffen der Lösungsfront auf. Somit ergab sich die Möglichkeit, im Feldmaßstab die Reichweite des kohärenten Gastransportes abzuschätzen. Wie aus Tabelle 3 ersichtlich liegen die gemessenen Gasfront-Geschwindigkeiten zwischen 0,54 und 13,25 m/h (OXY4-OXY8) und sind damit um ein 7- bis 100-faches größer als die mittlere Gelöstgas-Geschwindigkeit.

Einen Hinweis auf kohärenten Gastransport geben die Verläufe der Tracerkurven (Abb.4) in den Messstellen OXY8, OXY12 und OXY16. Hier wurden die Lösungsfronten wesentlich eher als erwartet gemessen (z. B. OXY12 erwartete 32 Tage, gemessen 6 Tage). Dies und die Auswertung weiterer Tracerkurven lassen auf eine Reichweite der Direktgasinjektion von lokal bis zu 13,5 m (OXY4, Tab.3) schließen. Ein möglicher, um ein vielfaches schnellerer Gelöstgastransport mit dem Grundwasserstrom ist für den Standort unwahrscheinlich.

Unter der Annahme, dass nach Abschalten der Injektion des SF_6 -Gases, dieses in Form fein verteilter, sich allmählich auflösender Gasblasen im Porenraum des Aquifers vorliegt, erfolgt der weitere Transport im Grundwasser gelöst. Mit Hilfe des Henry'schen Gesetzes kann die maximale Gelöst-Sauerstoffkonzentration (Druck und Temperatur konstant, Injektionstiefe 7.5 m, SF_6 -Partialdruck ca. 1.8 bar) abgeschätzt werden. Ausgehend von einer Residualgasphasensättigung (nach Injektionsende) von anfänglich 10%, einer maximalen gelöst- SF_6 -Konzentration von 62 mg/l und isotroper Gasausbreitung müssen zur vollständigen Auflösung des Gases 31,8 m³ Grundwasser den Injektionsraum einer Gaslanze passieren. Dies ist unter Vernachlässigung mög-

Tab. 2: Im Rahmen der Erstbeprobungen gemessene SF₆-Konzentrationen im Grundwasser in [ppb].

Zeit [h]	Oxy 1	Oxy 2	Oxy 4	Oxy 5	Oxy 6	Oxy 7	Oxy 8	Oxy 9
1.0	0.00	0.00	0.34	0.78	1.27	0.48	0.10	0.00
24	0.13	0.27	8.41	89.40	2454.90	20.50	15.81	0.00

Tab. 3: Entfernungen zum nächstliegenden Injektionsbrunnen sowie bei maximaler Abstandsgeschwindigkeit abgeschätzte und gemessene Transportzeit bis zum Eintreffen der Lösungsfront.

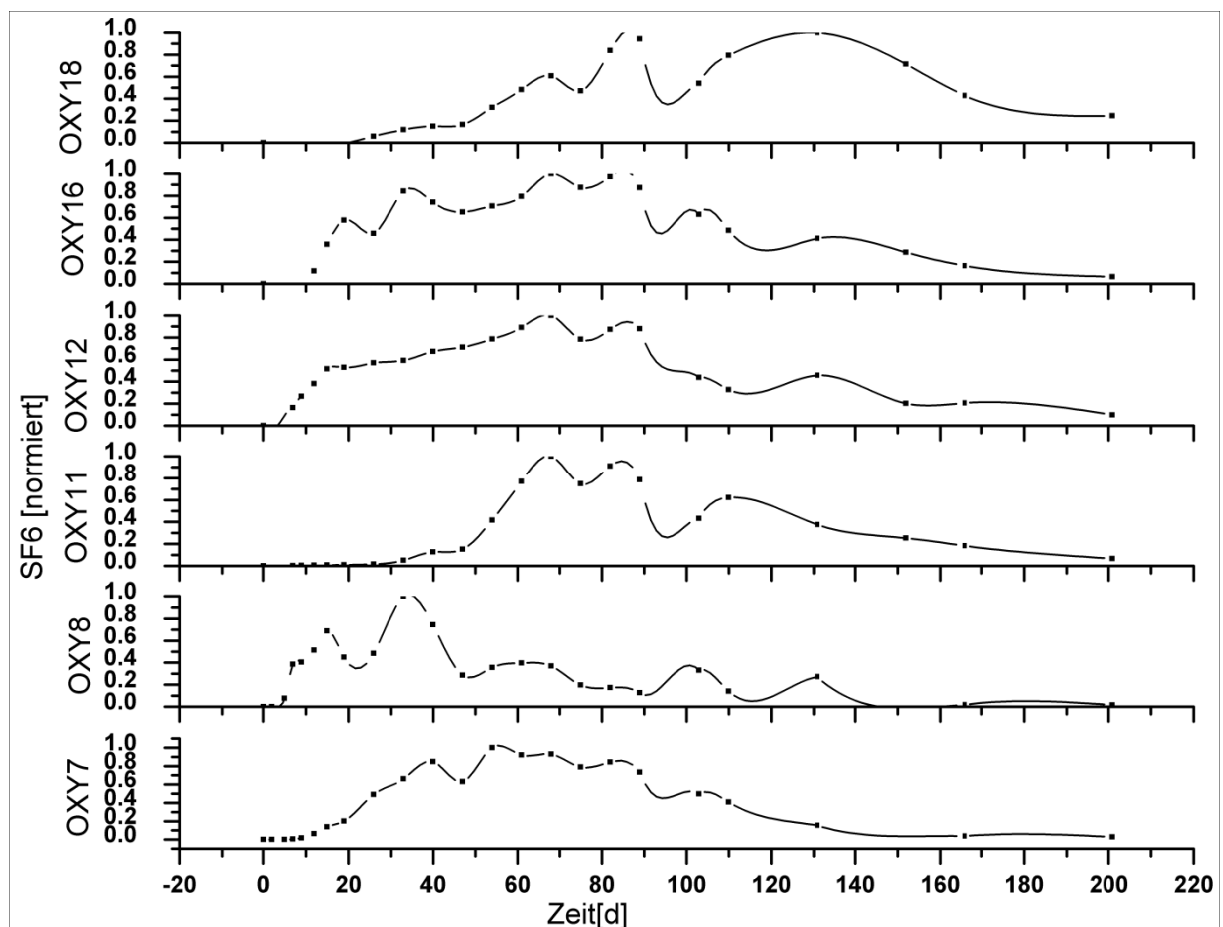
	Oxy 1	Oxy 2	Oxy 4	Oxy 5	Oxy 6	Oxy 7	Oxy 8	Oxy 9
Entfernung[m]	3,72	3,53	13,25	11,64	11,07	11,39	12,92	17,96
Geschätzte Transportzeit[h]	Anstrom	Anstrom	176	127	146	149	170	199
Experimentelle Transportzeit[h]	24	24	1	1	1	1	24	166
Geschwindigkeit der Gasfront [m/h]	0.16	0.15	13.25	11,64	11,07	11,39	0,54	0.11

licher Überschneidung der Injektionsradialen nach 27 Tagen gegeben.

Bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 0,86 m/d (vgl. Uranin-Tracer) wird beispielsweise für die Messstelle OXY11 (Entfernung 26,8 m vom Injektionspunkt GP06) die Lösungsfront nach ca. 30 Tagen erwartet. Der Tracerpeak durchläuft nach etwa 70 Tagen seinen Höhepunkt (bei mittlerer Abstandsgeschwindigkeit 0,4 m/d nach ca. 65 Tagen erwartet). Dies zeigt die Tracerkurve

sehr gut. Daraus kann vermutet werden, dass dort der Transport überwiegend in gelöster Form stattfindet.

Unter der Annahme eines anisotropen Injektionsradius von ca. 5 m sollte der Hauptteil des Gelöst-Tracers am Beispiel OXY11 nach maximal 90 Tagen (Abstand 26,5 m bis 28,5 m vom jeweiligen Injektionspunkt) passiert haben. Allerdings konnten bis zu 180 Tage nach Injektion zwar stetig sinkende, dennoch signifikante Kon-

**Abb. 4:** Tracer-Durchgangskurven normierter SF₆-Gelöstgas-Konzentrationen an ausgewählten Grundwassermessstellen im Abstrom des Injektionsfeldes.

zentrationen gemessen werden. Dieses ausgeprägte Tailing wurde an nahezu allen beprobten Messstellen (Abb. 4) beobachtet. Eine Ursache könnte sein, dass bedingt durch die Aquiferheterogenität, die Anisotropien in der Ausbreitung reiner Gasphase wesentlich stärker sind, als zunächst für den isotropen Fall abgeschätzt. Demnach wäre die Reichweite der Injektion im Allgemeinen um ein mehrfaches größer und die zu erwartenden Transportstrecken der Gelöst-Gasphasen entsprechend länger. Eine weitere Ursache könnte sein, dass die für die vollständige Gasauflösung benötigten Zeitspannen unterschätzt wurden und in Folge inhomogener Gasverteilung im Boden noch längere Zeiträume Gas nachgelöst wird.

Low Density Sludge Storage in the flooded Straßberg/Harz Underground Mine

Christian Wolkersdorfer^{1,2} & Carole Kubiak²

¹Cape Breton University, Chair of Mine Water Remediation and Management, P.O. Box 5300, Sydney, Nova Scotia, B1P 6L2, Canada; e-mail: christian@wolkersdorfer.info

²Ludwig Maximilians-Universität München, Department für Geo- und Umweltwissenschaften, Arbeitsgruppe Hydrogeologie, Luisenstraße 37, 80333 München, Germany

This paper discusses the chemical and physical characteristics of Low Density Sludge (LDS) and its interaction with mine water. A general overview of the physics of the LDS produced at a German fluorite mine is described. The work confirmed the highly hydrous nature of the sludge (11.5 to 17% solids), its rather low sedimentation rate, and its thixotropic viscosity. LDS interaction with mine water has been both tested in the laboratory and modelled with PHREEQC. Mine water quality was modified when in contact with sludge: its total alkalinity and pH increased and its iron concentration and total acidity decreased. On this account we showed that mine water chemistry was improved when in contact with LDS, even though LDS represents less than 1% of total mine water volume. As a consequence, the re-injection of the sludge within the mine is a sustainable tool for the handling of the LDS and the improvement of mine water quality.

Key words: LDS; PHREEQC; mine water chemistry; iron rich sludge; chemical modelling; sludge rheology; thixotropic; Straßberg/Germany; fluorite mine; Harz mountains.

1 Introduction

Polluted mine water draining from working or abandoned mines might be an environmental risk and therefore needs treatment. One out of two options can be used: active or passive treatment. In the first case large amounts of sludge are produced and its disposal needs space and consumes land in land fills or underground waste repositories. Researchers and consultants worldwide seek for an option to use the sludge or to dispose it with the help of a cheap and environmentally sound technique. This paper describes laboratory investigations and numerical modellings conducted with the low density sludge of a German mine water treatment plant in the Harz Mountains. Those results help to understand the ongoing processes within the flooded mine in which the sludges are disposed of.

“Low Density Sludge” (LDS) is an iron-rich sludge that usually contains 1 to 10% solids. This LDS is a highly hydrous waste product of mine water treatment, which in addition to iron, may contain various proportions of other metals. Modern mine water treatment plants apply a more efficient flocculation processes to achieve densities of 30% or better and thus decrease the waste volume. This “High Density Sludge”

(HDS) has a higher metal content than LDS and an improved crystallinity, with a reduced potential for metal leaching (GAN *et al.*, 2005; ZINCK, 1997). The various metals contained in the sludge originate from the precipitation of metals and ions dissolved in acidic mine water. The process of Acid Mine Drainage (AMD) generation is well understood and shall not be repeated here (STUMM & MORGAN, 1981).

In a conventional treatment system (ZINCK, 1997; YOUNGER *et al.*, 2002; BROWN *et al.*, 2002; WOLKERSDORFER, 2006) alkaline materials are added to raise the pH of the AMD water to levels that cause the solubilised metals to precipitate. A preferred alkaline material is hydrated lime (calcium hydroxide), which is added to the AMD as a slurry. The effluent is then aerated, and flocculants are sometimes added. Treated sludge then settles in a pond, and excess water is decanted from the pond and released to a stream. In general LDS consists of amorphous oxy and hydroxy iron oxides plus excess calcite (CaCO_3 ; KALIN *et al.*, 2006; ZINCK, 1997).

Because of widespread occurrence of the sludges, the empirical knowledge of their characteristics and handling has been improved in recent years (GEORGAKI, 2003). SEYSSIECQ *et al.*

(2003) also conducted an extensive review of the literature devoted to the rheological characterisation of activated and sewage sludges. They showed an important variability in properties depending upon sludge history and processing and the lack of clearly identifiable composition and structure highlighting our incomplete scientific understanding of the sludges.

Sludges produced by conventional AMD treatment processes require appropriate disposal to prevent the re-release of metals. LDS sludge has sometimes been re-injected in the flooded mines and, due to residual CaCO_3 of the treatment process, is thought to be a possible buffering source for the AMD. It could increase the pH and cause the metals to precipitate directly within the mine. Thus it could improve the quality of effluent water, solving both mine water acidity and metal concentration problems quoted before.

The aims of this report are to examine the water quality and mine water quality changes during the mixing between sludge and mine water. LDS physical properties and mine water chemistry were therefore measured in the case of the Straßberg Mine, Germany, where LDS is re-injected within the flooded mine since 1992. The key questions of this paper will be: is this handling solution sustainable and can it be generally applied in other mines as well?

2 Materials and methods

2.1 Site details of the Straßberg Mine

The Straßberg Mine is located in the central part of the Harz Mountains, in the German region of Saxony-Anhalt (Fig. 1). The average precipitation was 650 mm/year during the period 1969–1999 (RÜTERKAMP & MESSER, 2000), with a continental climate.

The exploitation of the mine started 600 years ago, first for lead, zinc and silver, finally for fluorite. It is also accompanied by pyrite and marcasite. Oxidation of those later minerals is the initial reaction in the formation of AMD and metalliferous leaching at the site.

In 1989 production was stopped, and the flooding of Straßberg Mine started on May 31st 1991. (BST Mansfeld GmbH & Co KG, 2005). The flooding caused a contact between oxygenated water and pyrite, and a first flush reaction: dissolved iron concentrations in the mine water increased from 1–2 mg/L in 1990 to about

40 mg/L in 1994, with a pH of around 5.5. In May 1992, with a sudden death of fishes in the Selke River, mine water treatment became compulsory. In autumn 1992 pumping (total capacity ca. 7 m³/min) of the mine water started in the Main Pit (Fluor Shaft, Fig. 1) of the Straßberg Mine and in the No. 901 shaft. The mine water is treated at the Fluor Shaft and Brachmannsberg sites (Fig. 1) by addition of hydrated lime and aeration. A flocculent (polyacrylamid Synthofloc) is added only at the Brachmannsberg site. The water and sludge then settle in ponds (three at the Main Pit site, two at the Brachmannsberg site), and the superficial water is released to a river (tributary of the Selke River and Uhlenbach respectively). After about two months the sludge is gathered and re-injected into the mine.

The repumped sludge is nearly liquid. In 1996 the solid content was evaluated to be about 9.13 g/L, which corresponds to about 1% solid, with a measured pH value of 9 to 11. The same year, the volume re-injected was of about 7,200 m³/month (WEYER, 1996). However, less water was progressively used to gather the sludge, and in 2000, the average water volume injected was 1,600 m³/month (König, personal communication). The current solid percentage is thought to be higher. Tracer tests (WOLKERSDORFER & HASCHE, 2003; WOLKERSDORFER, 2005) have shown that the different location points of the mine are well connected, with a global flow from North to South. The Sludge is re-injected into the mine at the Westfeld borehole, north-west of the Fluor Shaft. From there the water stream direction is from Westfeld toward Main Pit and Glasebach.

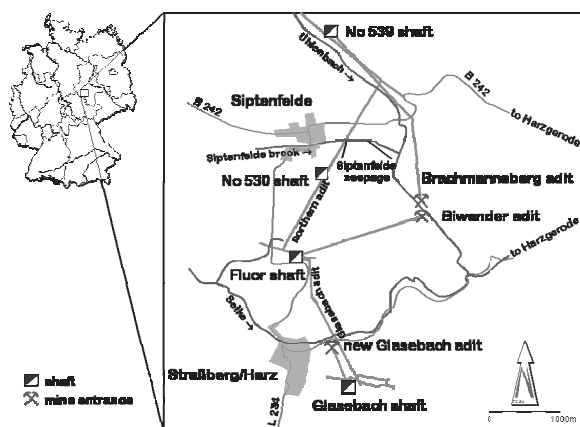


Fig. 1: Schematic map of the Straßberg Mine site.

This study focuses on the sludges originating from the Fluor Shaft and Brachmannsberg sites, in particular on their physical properties, and on modelling their interaction with mine water. Water samples of four different sites and sludge samples of two different sites were collected in March 2007. Three water samples were taken underground at the Fluor Shaft main pit, at No. 539 (Brachmannsberg) and at the Glasebach pit. A further water sample was collected from a mine drainage gallery near Alexisbad. This latter water is assumed to have a quite similar chemical composition as the original Sträßberg Mine water. Two sludge samples were taken at the Fluor Shaft site in the pond II by Mansfeld GmbH & Co. KG and one sample at the surface of the northern pond at the Brachmannsberg site.

pH, redox potential, mine water temperature, dissolved oxygen, and electric conductivity were measured on site with WTW portable instruments. For redox potential measurements, the results obtained with the Pt-Ag/AgCl InLab501 (ARGENTHAL, 3 mol/L KCl) electrode system were adjusted to a potential relative to that of the standard hydrogen electrode, at 10°C. All samples were filtered through 0.45 µm cellulose acetate filters and for the trace element analyses HNO₃ was added. Total acidity and alkalinity were measured using a Hach digital titrator. Mine water samples were analyzed with a Perkin-Elmer AAS-3300 Spectrometer for total iron, manganese, zinc, aluminium, sodium, potassium, calcium, and magnesium, Perkin-Elmer SIMAA-6000 Spectrometer for silver, cadmium, copper, nickel, and lead, and DIONEX-IC-DX-100 for fluoride, chloride, nitrate, and sulphate. Iron during the batch experiments was detected with a HACH photometer. The percentage of solids was determined through the weight loss from oven drying at 140 °C for 20 hours and then cooled down in a desiccator. Sedimentation rates of the LDS were measured in 1000 mL cone-shape sedimentation funnels (Imhof funnel), graduated every 50 ml between 1000 mL and 500 mL. The sludge in the sample containers was vigorously stirred for some minutes before taking the samples. Rheological parameters were measured with a Haake CR Rheometer VT 500. It is a rotational rheometer, composed of two concentric elements (inner and outer cylinder). The internal cylinder is rotated at a controlled rotation rate in order to shear the sample contained in the gap. Shear stress is determined measuring the resistant torque on one of the two elements.

2.2 Mine Water-LDS chemical interaction and geochemical modelling

Two different methods were used to determine the influence of LDS on the mine water quality: batch experiments in the laboratory and modelling with the PHREEQC software.

Eight batch reaction tests were performed with different proportions of mine water and LDS: 0.5%, 1%, 2.5%, 5%, 7.5%, 10%, 25% and 50% LDS. Water from Alexisbad was used, because it was supposed to be closer to the Westfeld chemical water composition than the Brachmannsberg or the Glasebach mine water. Those tests were performed with both Fluor Shaft and the Brachmannsberg LDS, in order to observe possible reaction differences in the chemical and physical behaviour.

A total of three experimental series were conducted, in which water and sludge reacted together for 77 hours, 24 hours and 16.5 hours in an overhead mixer. After each test electrical conductivity, pH, total acidity and alkalinity, ferric, and total iron concentrations were measured.

Forward modelling with the PHREEQC code version 2.0 (PARKHURST & APPELO, 1999; MERKEL & PLANER-FRIEDRICH, 2002) was used to investigate the influence of re-injected LDS on the mine water chemistry. The thermodynamic database of PHREEQC was enlarged with data from other geochemical codes: MINTEQ and WATEQ4F. The approach is based on a mass-balance concept: initial water composition + reactants = final water composition + products. Knowing the initial water composition and the chemistry of the LDS solid solution, mass-balance expressions for each element in solution are assembled into a linear system of equations.

Inputs to the model were:

- the chemical composition of the original water in Westfeld, arriving upstream of the sludge injection point within the mine (Water No. 1, sampled in 1989),
- The LDS chemistry in the ponds and the chemistry of water in contact with the LDS in the ponds (Water No. 2), and
- The percentage of LDS/Water No. 2 compared to the total mine water volume

Because the Westfeld is currently not accessible for water sampling the numerical model is based

on analyses conducted in 1989. The water of this analysis is oxidized and well buffered. To evaluate the initial pH of this water, the sulphate and copper concentrations were used to calculate the amount of dissolved pyrite and chalcopyrite and consequently, the pH

Based on the chemical composition of the sludge (KINDERMANN & KLEMM, 1996), we calculated the mineralogical composition of the sludge according to the CIPW norm (WIMMENAUER, 1985). This mineralogical composition was then used as a basis for the chemical modelling of the sludge/water interactions. For the given data calcite, magnetite, corundum, hematite, pyrite, and natron were identified. Those are the equilibrium phases for the first part of the simulation with PREEQC. They correspond to the results of other LDS chemical analyses (ZINCK, 1997).

In 2000, an average of 1600 m³ of sludge per month was produced and then injected into the mine. The average solid percentage of LDS sludge is 1 to 10.%. The total water volume of the mine is of 277,050 m³ (RÜTERKAMP & MESSER, 2000). Therefore this LDS-water No. 2 would have a volume that corresponds to only 0.58 % to 5.80 % of total mine water volume (with the initial composition of water No. 1). On this basis between 0.01 and 10% for the modelling of sludge-mine water interactions with PHREEQC were used. The results were then interpreted using a hierarchical cluster analyses in order to compare the mine water composition

at the Main Pit (Fluor Shaft) and the water composition after the modelled mixing reactions.

3 Results and discussion

This part of the study aims to clarify the question if the sludge injected into the mine will stay in place near the injection point or if it will be transported into other parts of the mine by the mine water flow. Therefore the sedimentation rate of the LDS and the viscosity once settled within the mine were detected and investigated.

For the three sludge samples mean values of 11.5% (pond II, sample 1), 14.9% (pond II, sample 2) and 17.2% (Brachmannsberg left pond) of solids were determined. The sludge originating from Brachmannsberg, to which flocculants are added, has a higher solid content, as expected. Furthermore, the solid content of the Low Density Sludge is higher than expected and a difference between the two samples collected at the pond No. 2 at the Fluor Shaft exists. This fact might be due to sludge aging. The sedimentation curves show a major sedimentation in the first 48 to 72 hours, followed by a much less significant change thereafter. Only sludge in direct contact with mine water reacts with it. It is therefore an advantage if the LDS stays in suspension in the water as long as possible and does not quickly settle down.

The loss of volume due to sedimentation is 12.9 (±0.6) % for the sludge in pond II and 31

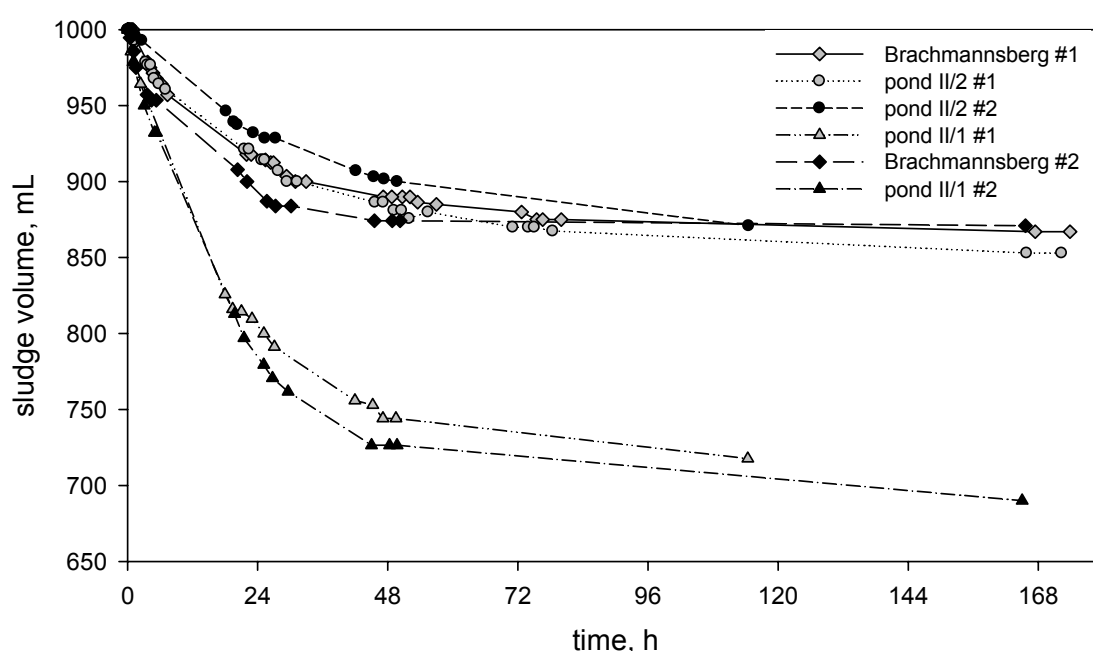


Fig. 2: Sedimentation curves (Imhof cylinder) of the Straßberg Mine sludges.

(± 0.5) % at the Brachmannsberg site (Fig. 2). There is a different behaviour between the samples from the pond II. This matches the solid contents results, which indicated higher water content in sample 1 of pond II. The sludge within one pond can therefore have a quite different water percentage, suggesting that the chemistry of its interstitial water could also vary. For all three samples, though different in their detailed behaviour, the sedimentation properties are rather similar. Therefore it can be stated that the time needed by the LDS to settle is relatively long and could possibly allow a transport of a part of the LDS within the galleries by the mine water flow. The currents within the mine are supposed to be higher and less laminar in galleries than in the mine workings. A slow injection of the sludge in galleries would therefore be a good solution to help it to be diffused and not to settle too quickly.

For all samples the apparent viscosity decreases as the shear rate (velocity gradient) increases (Fig. 3). Such a fluid corresponds mainly to thixotropic behaviour, as observed on the schematic flow curves for model time-independent materials by SEYSSIECQ *et al.* (2003). For all three a power function exactly fits the results ($r^2 = 0.998$ – 1.000). Other than in the settlement experiment, the rheological behaviour of the two samples of pond II is very similar. Compared to

the Brachmannsberg settling pond, their viscosity is higher.

The sludge injected into the mine is diluted with water and should have, as a consequence, a lower viscosity, not exactly known, but still higher than water viscosity (10^{-3} Pa·s at 10°C). However water is expelled during and after settlement, and the viscosity of the LDS once settled is therefore supposed to be the one measured here. Yet, the question is if the LDS sludge will stay settled or be eroded and transported by the mine water.

Tracer tests within the mine resulted in mean effective velocities of 0.01 to 0.14 m/min (95% confidence interval; WOLKERSDORFER & HASCHE, 2003). If we compare it to the results of Figure 3 and consider the length of mine galleries, we would find a velocity gradient inferior to 10. We can not read on the graphic Figure 3 the corresponding viscosity value, because the viscosity is not directly proportional to the velocity gradient, as it would be the case with a Newtonian fluid. This means that the curve cannot be linearly extrapolated to obtain a precise viscosity value corresponding to the velocity gradient within the mine (inferior to 10). However, we can notice that this viscosity would be high. We tried to evaluate this value using the equation of the regression curve of the pond II sample 2 sludge: $\eta = 9.0492 \times \dot{\gamma}^{-0.9157}$, with η the viscosity

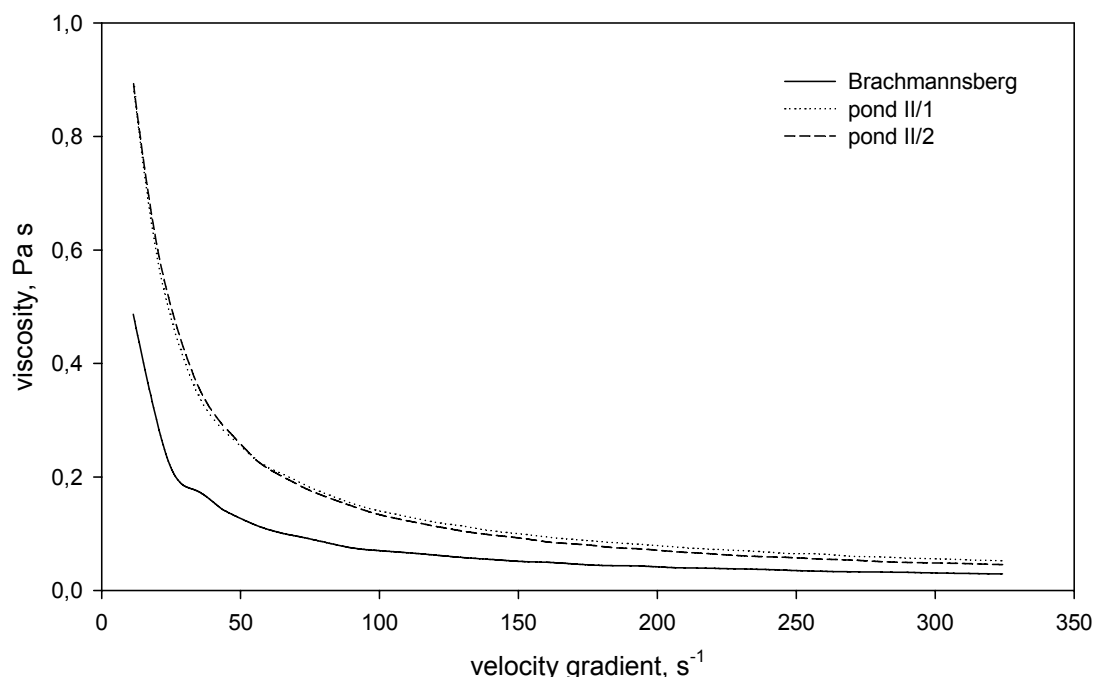


Fig. 3: Viscosity curves of LDS samples originating from pond No. 2 and from Brachmannsberg northern pond.

in Pa s, and δ the velocity gradient in s^{-1} . On a 2000 meter gallery, at the velocity of 0.14 m/min and a laminar flow, this would be equal to a viscosity of about 2450 Pa s. This is an indicative value, as no uncertainty range can be evaluated.

The measured flow rates within the Straßberg Mine are too low compared to this high viscosity value and would therefore not be sufficient enough to physically erode the LDS once settled. This is also true for other mines, as no natural flow within the galleries will be great enough to reach a 100 s^{-1} velocity gradient or more.

3.1 Mine water chemistry

As can be seen from the results of the chemical analyses (Tab. 1), the waters of the different sites of Straßberg Mine differ in their chemical composition. The total iron concentration at the Main

Pit, where the water is pumped, is 10.7 mg/L , with a pH of about 6.5 but a relatively high acidity (total acidity K_B higher than the total alkalinity K_S). This corresponds to the results regularly measured in the mine.

These waters have a high sulphate, calcium and iron concentration, but also a relative higher concentration in metals. We can also notice that the water at the Main Pit and at Glasebach contains a high HCO_3^- concentration. This HCO_3^- has its origin in the LDS re-injected into the mine. As highlighted by the tracer tests, the global circulation of water is from North to South. The LDS in suspension or the water that reacted with the sludge is transported to the Glasebach site but also to the Main Pit site, as the pumps there create an artificial flow in this direction.

Tab. 1: Physical and chemical parameters of Straßberg and Alexisbad waters. Wat. Temp.: water temperature; Cond.: electrical conductivity; K_B : total acidity; K_S : total alkalinity; n.d.: not determined.

Site	Fluorschaft (Main Pit)	Brachmannsberg (539 Shaft)	Alexisbad	Glasebach
Wat.Temp. (°C)	10.1	10.4	8.5	n.d.
Cond. ($\mu\text{S/cm}$)	822	542	607	n.d.
pH	6.53	6.52	5.54	n.d.
RedOx (mV)	256	137	369	n.d.
O_2 (mg/L)	0.13	0.18	10.48	n.d.
Total Fe (mg/L)	10.655 ± 1.92	13.71 ± 1.86	0.245 ± 0.16	0.25 ± 0.15
Mn (mg/L)	5.135 ± 1.00	0.987 ± 0.20	2.686 ± 0.20	7.03 ± 0.97
Zn (mg/L)	0.295 ± 0.06	0.05 ± 0.03	1.93 ± 0.31	0.115 ± 0.05
Al (mg/L)	1.12	0.6	1.75	0.15
K (mg/L)	2.696 ± 0.35	2.168 ± 0.35	1.62 ± 0.38	7.24 ± 1.92
Mg (mg/L)	23.3 ± 1.63	18.2 ± 1.58	16.25 ± 1.59	24.3 ± 1.64
Cl (mg/L)	23.66 ± 1.36	32.32 ± 1.42	43.31 ± 0.97	29.67 ± 1.38
NO_3 (mg/L)	<0.74	<0.74	2.96 ± 0.08	2.26 ± 0.07
SO_4 (mg/L)	305.33 ± 2.12	146.61 ± 2.12	218.44 ± 2.12	211.92 ± 2.12
F (mg/L)	4.65 ± 0.18	2.21 ± 0.17	1.75 ± 0.18	2.75 ± 0.17
Ca (mg/L)	106.26 ± 7.99	41.5 ± 3.94	55.88 ± 3.97	105.94 ± 7.99
Na (mg/L)	16.80 ± 2.62	22.66 ± 2.55	20.12 ± 2.55	15.88 ± 2.65
Cu ($\mu\text{g/L}$)	8.65 ± 0.058	7.62 ± 0.051	115.65 ± 0.770	31.81 ± 0.212
Ni ($\mu\text{g/L}$)	83.157 ± 0.251	11.936 ± 0.036	48.342 ± 0.146	27.957 ± 0.085
Pb ($\mu\text{g/L}$)	0.416 ± 0.001	1.684 ± 0.006	2.841 ± 0.010	1.021 ± 0.004
Cd ($\mu\text{g/L}$)	3.630 ± 0.259	0.349 ± 0.016	2.771 ± 0.173	3.522 ± 0.247
As ($\mu\text{g/L}$)	100.486 ± 0.455	131.895 ± 0.608	22.632 ± 0.098	3.392 ± 0.015
K_B (mmol/L)	11.92 ± 0.12	11.84 ± 0.12	13.76 ± 0.14	5.78 ± 0.06
K_S (mmol/L)	2.14 ± 0.02	1.15 ± 0.01	0.340 ± 0.003	3.38 ± 0.03
HCO_3 (mg/L)	130.33 ± 1.30	70.17 ± 0.70	20.75 ± 0.21	206.35 ± 2.06

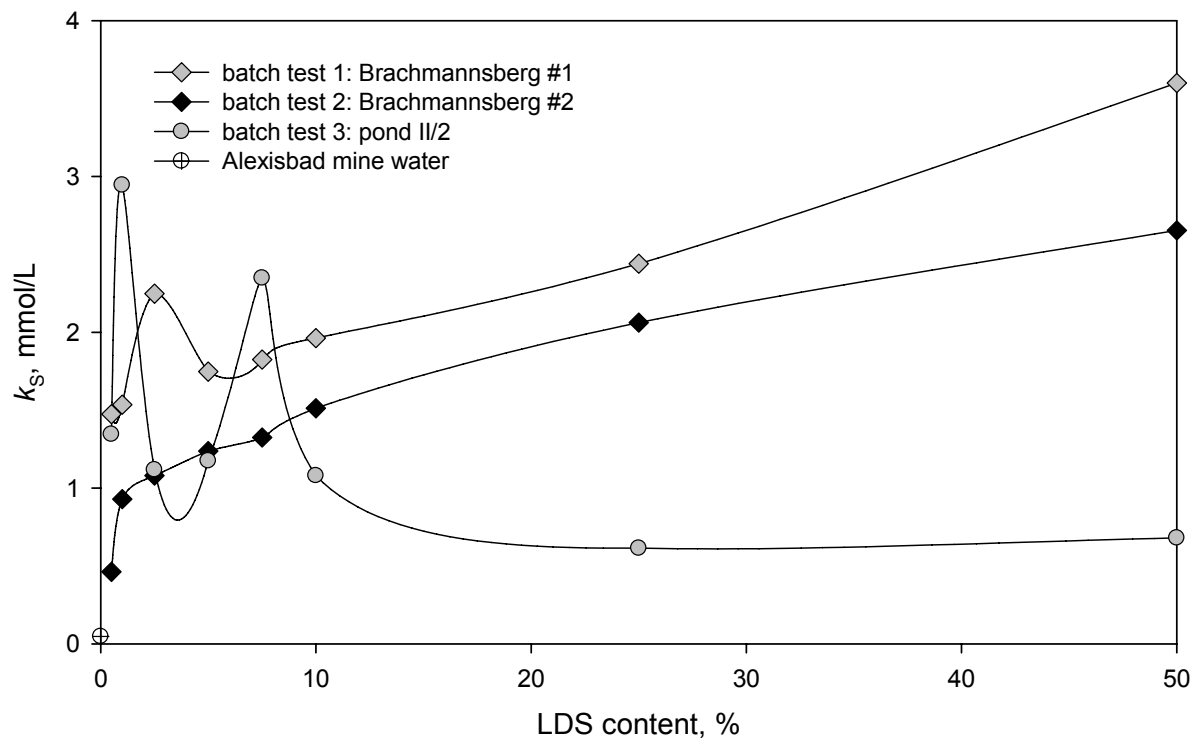


Fig. 4: Total alkalinity curve of the batch experiments between Alexisbad water and the two different types of LDS.

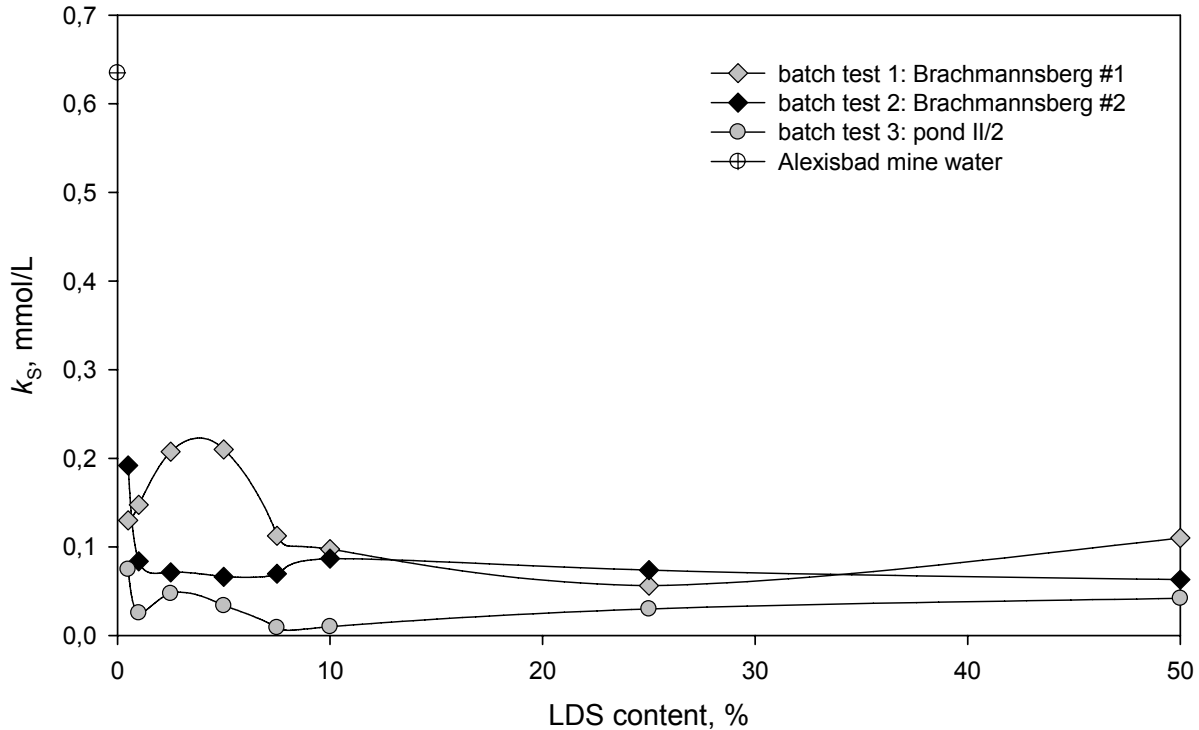


Fig. 5: Total acidity curve of the mix of the Alexisbad water with the two different types of LDS.

3.2 Water-sludge mixing simulation: evolution of water chemistry

The aim of these experiments was to quantify the influence of the LDS sludge on the chemistry of mine water (Figures 4, 5, and 6). The chemistry of the Alexisbad water sample has changed between sampling and the laboratory experiments. The large water volume needed for the experiments (50 L) made it impossible to keep the water at a cool temperature in a fridge. Alkalinity value was 0.340 ± 0.003 mmol/L at sampling, and 0.0475 ± 0.0005 mmol/L at the start of the experiments. Acidity was 13.76 ± 0.14 mmol/L and 0.635 ± 0.006 mmol/L, respectively. Moreover, the pH value of Alexisbad water was 5.54 during sampling and 4.15 at the start of the laboratory experiment clearly indicating the pH decrease as a result of iron hydrolyses.

The results of the batch experiments (Figure 4) show that a mixture of the acidic water and the LDS causes an increase of total alkalinity. It also causes a decrease of total acidity (Fig. 5). This is also true if LDS is set to only 0.5 % of the total solution. The pH measured in the batch samples was 7.07 to 8.05. This pH increase, compared to the mine water, is due to the residual carbonate in the LDS and those pH-values are high enough to cause iron and aluminium oxides to precipitates. Iron hydroxides have precipitated before the batch experiments. Thus, the dissolved ferric

and total iron concentrations have decreased within the mine water in comparison to the results of Tab. 1. The values for Alexisbad mine water at the beginning of the batch experiments were 0.01 mg/L ferric iron and 0.15 mg/L total iron (all Fe-values ± 0.006 mg/L).

After the batch experiment with Fluor Shaft (No. 3) and Brachmannsberg (No. 2) LDS, the ferric iron concentrations within the water were mainly below 0.01 mg/L (detection limit). The only results above 0.01 mg/L were 0.02 mg/L ferric iron for batch experiment No. 3 with 5% LDS, and 0.01 mg/L ferric iron for batch experiment No. 3 with 25% LDS. Considering the precision error and low concentration, we conclude that the ferric iron concentration in the mine water has generally decreased as a result of the LDS addition.

Concerning total iron concentrations (Fig. 6), the results are different for the two batch experiments. In experiment No. 2, with only 0.5 % LDS, the total iron drops down to 0.04 mg/L (–73 %). With a higher LDS percentage, the total iron concentration remains at this value or decreases. The results are different in experiment No. 3. With 0.5, 1, 2.5, 10 and 50 % LDS, the total iron concentration is below 0.02 mg/L (–87 %), but between 2.5 and 10 % LDS, the total iron concentration is up to 60 % higher (0.24 mg/L) than in the Alexisbad water. However, we must keep in mind that the potential

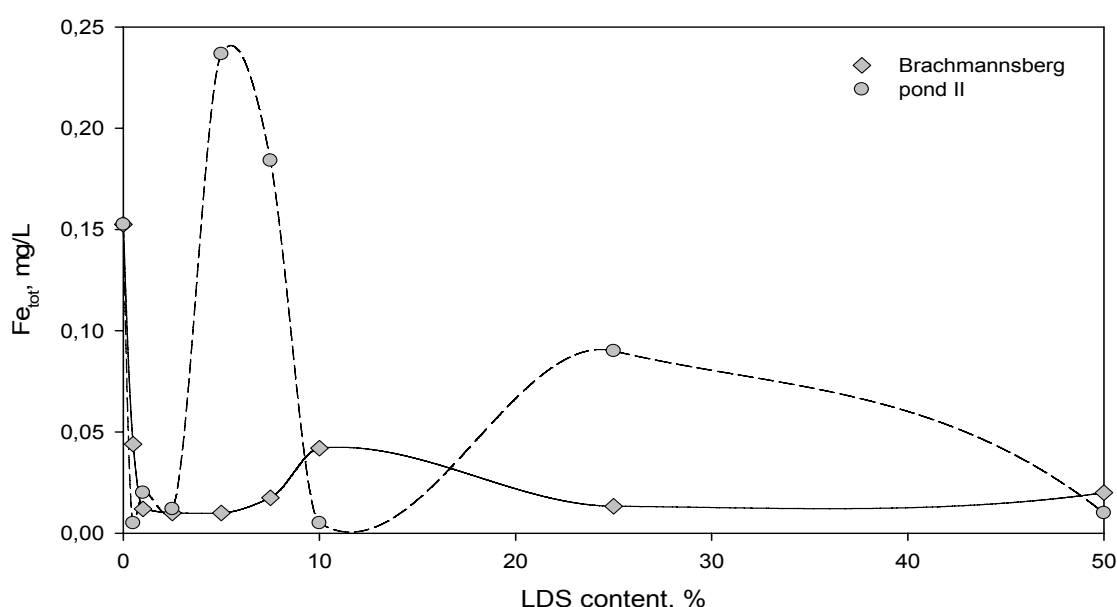


Fig. 6: Fe_{tot} concentrations in the batch experiments of Alexisbad water with the LDS of pond II and Brachmannsberg.

LDS percentage as regard of the overall mine water volume is supposedly under 1 %, in the Straßberg mine case, but in other mines as well. The latter result is in good accordance with the slightly increased k_B -values of this experiment.

Thus, owing to these results, a mixing between mine water and LDS causes a decrease of total acidity and of iron concentrations, and an increase of pH and total alkalinity. Consequently, the mine water quality has improved by the addition of the LDS.

4 Modelling with PHREEQC

The batch tests described before clearly show that the LDS improves the mine water quality. However, the LDS percentages used for the batch experiments were too high in comparison to the real situation in the mine. The modelling with PHREEQC can be a good solution to model exchanges with low LDS percentages. A further point to check with the modelling results and the hierarchical cluster analyses is to evaluate the best relation between LDS and mine water for a water chemistry close to the one measured in the Main Pit.

The PHREEQC modelling resulted in a pH of 10.1 for pure water reacting with the minerals found as the bulk composition of the LDS (water No. 2) and it is in good accordance with the pH of 9.9 measured in the ponds (KINDERMANN & KLEMM, 1996). As can be seen in the figure 7, the higher the LDS percentage, the more the pH

increases. Owing to these results, a LDS percentage higher than 0.2 % is required so that the chemicals contained in the sludge (mainly excess calcite) could efficiently start to buffer the mine water. Between 0.5 and 1 % sludge, the pH of the modelled mine water is between 6 and 7. At LDS percentages above 2% the pH increases to that one measured in the settling ponds. The pH measured in the Main Pit on March 12th was 6.53. Considering only the pH values, the volume of LDS within the mine water is therefore between 0.5 and 1%, corresponding to the PHREEQC results.

These results show that except for the conservative parameters Na and SO₄, the ion concentrations decrease as the LDS percentage increases. The differences values between the modelled composition and the Main Pit water can be explained with the equilibrium phases as a substitute for the real mineralogical composition of the LDS. Those were found by using the CIPW-norm calculations based on the total ion analyses of the LDS (KINDERMANN, 1996). Cu is not taken into account in the CIPW-norm, therefore we added Cu-pyrite as an equilibrium phase in the PHREEQC input file.

In order to determine which LDS percentage obtained with PHREEQC (Tab. 2) would enable a water composition close to the mine water composition measured at the Main Pit (Fluor Shaft), we used a hierarchical cluster analysis and displayed the results in a dendrogram

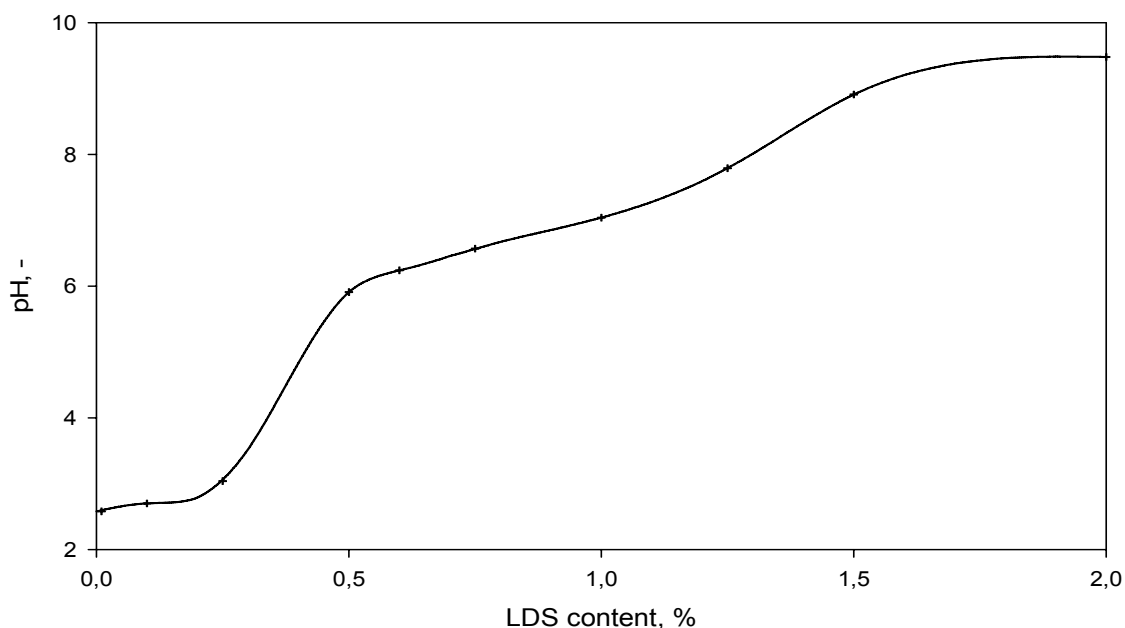


Fig. 7: water pH curve obtained by modelling with PHREEQC.

Tab. 2: Mine water composition obtained from modelling with PHREEQC for increasing LDS sludge percentage (a), and measured at the Main Pit (Fluor Shaft) (b).**(a) Water composition modelled with PHREEQC (main ions: mg/L)**

Batch No.	LDS, %	HCO ₃	Ca	Cl	Cu	F	Fe	K	Mg	Mn	Na	SO ₄	pH
1	0.01	0.01	68.6	16.3	0.11	3.4	2.23	2.0	14.7	1.4	11.3	117	2.58
2	0.1	0.02	68.6	16.3	0.11	3.4	2.23	2.0	14.7	1.4	29.2	120	2.70
3	0.25	0.07	68.5	16.3	0.11	3.4	2.22	2.0	14.7	1.4	56.2	125	3.04
4	0.5	53.9	68.3	16.2	0.11	3.4	2.22	2.0	14.7	1.4	101	129	5.91
5	0.6	101	68.3	16.2	0.11	3.4	2.22	2.0	14.6	1.4	119	129	6.24
6	0.75	179	68.2	16.2	0.11	3.4	2.21	2.0	14.6	1.4	146	130	6.57
7	1	288	68.1	16.1	0.11	3.4	2.21	2.0	14.6	1.4	191	130	7.04
8	1.25	399	67.9	16.1	0.11	3.4	2.20	2.0	14.5	1.4	235	130	7.79
9	1.5	447	67.8	16.1	0.11	3.3	2.19	2.0	14.5	1.4	280	131	8.91
10	2	491	67.5	16.0	0.11	3.3	2.18	2.0	14.4	1.4	369	133	9.48
11	5	733	65.9	15.4	0.10	3.2	2.10	1.9	13.9	1.3	902	131	10.05
12	10	1122	63.2	14.5	0.10	3.0	1.98	1.8	13.1	1.3	1778	119	10.17

(b) Water composition at the main Pit (Fluor Shaft):

HCO ₃	Ca	Cl	Cu	F	Fe	K	Mg	Mn	Na	SO ₄	pH
130	106	23.7	4.65	4.7	10.66	2.7	23.3	5.1	16.8	305	6.53

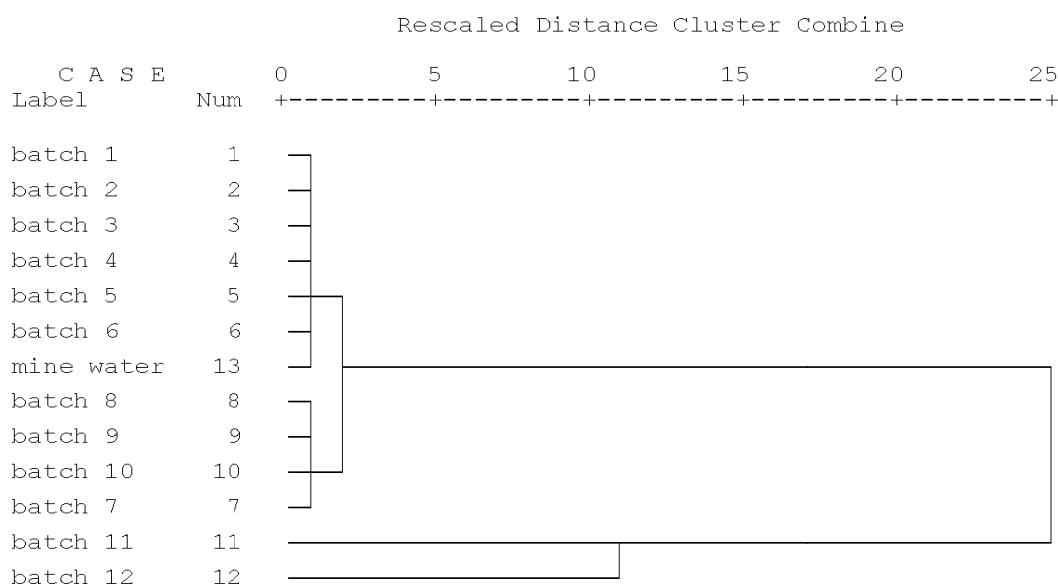
(Fig. 8). By doing so similarities between the results can be graphically displayed. Based on those results an LDS percentage of 0.75 in the mine water results in a water composition which equals that of the mine pit water.

5 Conclusion

This work has shown that the injection of low density sludge from a mine water treatment plant into a flooded underground mine improves the quality of the mine water draining from the pit.

Batch experiments and a chemical thermodynamic model have shown that small quantities between 0.5 and 1 % of the carbonate rich sludge in the mine water increase the pH and due to buffering reactions decrease the problematic metals in the mine water. The chemical analyses of the batch experiments clearly showed that the metals are not re-mobilized after the sludge is re-injected into the mine. Furthermore, using rheological investigations of the real sludge, we showed that the mine water's velocity is too slow to mobilize the sludge once it has been settled,

Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)

**Fig. 8: Results of the hierarchical cluster analyses with all parameters of Tab. 2 shown as a dendrogram.**

yet, the velocity is high enough to distribute the injected sludge through the mine before it settles. From a remobilization point of view the sludge with flocculants has an advantage over the sludge without flocculants.

Though the high density sludge treatment process is advantageous where the sludge shall be stored in waste or sludge disposal sites, low density sludge is advantageous if pumped back into the flooded mine.

We also demonstrated that only 0.2 % of the Straßberg LDS is needed to start buffering the mine water and increase the pH. It has also been shown that LDS injected into the mine water, decreases the ions concentration dissolved in the mine waters. The results developed for this study used the Straßberg mine LDS composition. However the same components (excess calcite, iron oxides and hydroxides, sulphate), are found in other low density sludges. Moreover we used the water from two different mines, but the conclusion on total alkalinity, total acidity, and dissolved iron concentration were the same. The methodology and the general tendency developed for the study of Straßberg mine LDS and its interaction with mine water can therefore be applied to other mines as well.

6 Acknowledgments

We thank Mr. König of BST Mansfeld who supplied us with the LDS sludge and mine water, as well as Mrs. Koci and Mrs. Paschert, who conducted the analyses of chemical elements at LMU Munich. Furthermore, we sincerely thank Mr. Ramsteiner who welcomed us in his laboratory at the Centrum for Building Materials and Materials Testing of the Technical University of München. Mr. Flerit was helpful in discussing the results and hypotheses. One of us (CK) thanks also Mrs. Bormann of University de Rennes 1 who made this work possible.

7 References

- BROWN, M., BARLEY, B. & WOOD, H. (2002): Mine-water Treatment – Technology, Application and Policy. – 500 S.; London (IWA Publishing).
- GAN W. Y., SELOMULYA C., TAPSELL G., AMAL R. (2005). Densification of iron(III) sludge in neutralization. – In: *International Journal of Mineral Processing*, Vol. 76, Issue 3, June 2005, pp. 149–162
- GEORGAKI I., DUDENEY A.W.L., MONHEMIUS A.J. (2003): Characterisation of iron-rich sludge: correlations between reactivity, density and structure. – In: *Minerals Engineering*, Vol. 17, 2004, pp. 305–316.
- KALIN M., FYSON A. AND WHEELER W. N. (2006): The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage. – In: *Science of The Total Environment*, Vol. 366, Issues 2–3, 1 August 2006, pp. 395–408
- KINDERMANN, L. (1996): Untersuchungen der provisorischen Wasseraufbereitungsanlage Straßberg der BST-Mansfeld GmbH (ehemalige Flußspatgrube Straßberg). – Unveröff. Bericht TU Bergakademie Freiberg: 48, 32 Abb., 2 Tab., 1 Anl.; Freiberg.
- KINDERMANN L. & KLEMM W. (1996): Untersuchung der provisorischen Wasseraufbereitungsanlage Straßberg der BST-Mansfeld GmbH (ehemaligen Flußspatgrube Straßberg), Großes Geochemisches Praktikum. – 48 p., Technical University Bergakademie Freiberg.
- MERKEL B. J. & PLANER-FRIEDRICH B. (2002): Grundwasserchemie, Praxisorientierter Leitfaden zur numerischen Modellierung von Beschaffenheit, Kontamination und Sanierung aquatischer Systeme. – Springer Heidelberg, 2002, 219 p.
- PARKHURST, D.L., APPELO, C.A.J. (1999): User Guide to PHREEQC (Version 2): A Computer Program for Speciation, Batch-reaction, One-dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations. – US Geological Survey Water Resources Investigations, Report 99–4259, 312p.
- RÜTERKAMP P. & MESSER J. (2000): Untersuchung zur hydraulischen und hydrochemischen Situation in den drei Teilrevieren der gefluteten Flußspatgrube Straßberg. – 46 p., 14 appendix, 3 annex.; Report, May 31, 2005, Essen (Deutsche Montan Technologie GmbH).
- SEYSSIECQ I., FERRASSE J.-H., ROCHE N. (2003): State of the art rheological characterisation of wastewater treatment sludge. – In: *Biochemical Engineering Journal*, Vol. 16, pp. 41–56.
- STUMM W. & MORGAN J. J. (1981): Aquatic chemistry, An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters, 2nd Ed.” – Chapter 5 “Precipitation and Dissolution”. – Wiley Interscience publication, 1981, 780 p.
- WEYER J. (1996): Zukünftige Verbringung von Hydroxidschlamm. –30 p., 14 tabs, 15 figs, 5 annex.; Report, June 1996, Freiberg (TU Bergakademie Freiberg).
- WIMMENAUER, W. (1985): Petrographie der magmatischen und metamorphen Gesteine. – 382 S., 197 Abb., 106 Tab.; Stuttgart (Enke).
- WOLKERSDORFER C. & HASCHE A. (2003): Multitracer-versuch, Straßberg/Harz. – Report 30/09/2003 –Sondershausen (Technical University Bergakademie Freiberg and Gesellschaft zur Verwahrung und Verwertung von stillgelegten Bergwerksbetrieben mbH GVV).

- WOLKERSDORFER C. (2005): Mine water tracer tests as a basis for remediation strategies. – In *Chemie der Erde Geochemistry*, Vol. 65, Supplement 1, September 19th, 2005, pp. 65—74.
- WOLKERSDORFER C. (2005): Multitracerversuch, Straßberg/Harz, Verbindung von Schlammengen, 2. Zwischenbericht. – Report 13.10.2005, Project number 03010255, Freiberg/Sachsen (Technical University Bergakademie Freiberg).
- WOLKERSDORFER C. (2006): Water Management at Abandoned Flooded Underground mines, Fundamentals – Tracer tests – Modelling – Water Treatment. – State doctorate Memoir, 348 p., 125 figs.; Freiberg/Sachsen (TU Bergakademie Freiberg – Lehrstuhl für Hydrogeologie).
- YOUNGER, P. L., BANWART, S. A. & HEDIN, R. S. (2002): Mine Water – Hydrology, Pollution, Remediation. – 464 S.; Dordrecht (Kluwer).
- ZINCK, J.M. (1997): Acid Mine Drainage Treatment Sludges in the Canadian Mineral Industry: Physical, Chemical, Mineralogical and Leaching Characteristics. – In: *Proceedings*, Vol. 4., Fourth international conference on acid rock drainage, Vancouver, B.C. Canada, May 31 June – 6, 1997. Chapter Treatment and Control, pp. 1691—1708.

Wassermanagementkonzept für das ehemalige Kupferbergbaugebiet Medet (Bulgarien)

Ralf Löser & Petra Schneider

C&E Consulting und Engineering GmbH, Jagdschänkenstr. 52, D-09117 Chemnitz

Im Folgenden wird ein Beitrag zum Wassermanagement für den stillgelegten Kupferbergbau Medet (Bulgarien) vorgestellt. Der Bergbau hinterließ im ca. 24 km² großen Einzugsgebiet des Flusses Medetska ein Tagebaurestloch und mehrere Halden. Der Tagebau wird derzeit bis voraussichtlich 2018 geflutet. Aufgrund des hohen Schadstoffgehaltes ist eine Behandlung der bergbaubeeinflussten Wässer notwendig. In der vorliegenden Arbeit wird eine Gebietswasserbilanz erstellt und die Wirksamkeit des vorgesehenen Wassermanagements quantifiziert. Im Ergebnis kann dargestellt werden, dass die geplante Wasserführung nur eine sehr begrenzte Reduzierung der aufzubereitenden Wassermenge bewirkt und mit der weiteren Planung alternative Ausführungen geprüft werden müssen. Weiterhin resultiert eine sehr große aufzubereitende Wassermenge und die Schwierigkeit des Managements von Hochwasserabflüssen. Dem steht eine kleine Menge an rückgewinnbarem Kupfer gegenüber. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit der Suche nach Alternativen im Zuge der weiteren Planung.

Topic of the following article is a contribution to the designed water management of closed copper mining in Medet region (Bulgaria). By this mining works an open pit and several wasterock dumps were left behind within the catchment area of Medetska river (24 km²). At present the flooding of open pit is going on, it will be finished in approximately 2018. Because of the high concentrations of contaminants in waters influenced by mining a water treatment is necessary. The objective of this paper is a calculation of catchment water balance and a quantification of efficiency of the designed water management. As a result the planned water flow system may provide only a very limited reduction of water amounts for treatment, so alternatives should be verified in the course of further design works. An additional problem is the rather large water amount for treatment and the difficulty of management of flood events. On the other hand the amount of extractable copper is small. Therefore alternatives of water management design should be searched for.

1 Untersuchungsgebiet und Aufgabenstellung

1.1 Einleitung

Das Wassermanagement ist eines der vordringlichsten Probleme, das einer Lösung bedarf, wenn Bergbau betrieben wird. Aber auch in der Phase der Schließung von Bergwerken stellt die Beeinträchtigung des Grund- und Oberflächenwassers durch bergbautypische Schadstoffe ein großes Problem dar. Ein konzeptioneller Beitrag zur Lösung dieses Problems wird im Folgenden für den stillgelegten Kupferbergbau im Gebiet Medet (Bulgarien) vorgestellt.

Das ehemalige Bergbaugebiet Medet befindet sich in Zentralbulgarien etwa 70 km östlich der Hauptstadt Sofia im Balkangebirge. Er wurde von Assarel-Medet JSCo, einem der größten Hersteller von Kupfer-Konzentrat in Europa, von 1964 bis 1994 betrieben. Der Kupferbergbau

hinterließ im ca. 24 km² großem Einzugsgebiet des Flusses Medetska ein Tagebaurestloch und mehrere Halden. Der Tagebau befindet sich derzeit in der Flutungsphase, welche voraussichtlich im Jahr 2018 abgeschlossen sein wird. Das Freiwasser des Tagebaus und die Haldensickerwässer weisen einen hohen Stoffgehalt vor allem an Kupfer, anderen Schwermetallen und Sulfat auf. Dieser Stoffaustrag über dem Wasserpfad verschlechtert die Wasserqualität der unterliegenden Fließgewässer und ist im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (RICHTLINIE 2000/60/EG) zu vermeiden. Deshalb ist die Behandlung dieser Wässer notwendig, welche in einer noch zu errichtenden Anlage im Abstrom des Tagebaus durchgeführt werden soll. Weiterhin ist die Rückgewinnung von Kupfer aus wirtschaftlicher Sicht sinnvoll, sie wird im Untersuchungsgebiet bereits in kleinem Maßstab erfolgreich praktiziert.

Um die Menge der kontaminierten Wässer zu reduzieren, sind Ableitungsgräben vorgesehen, welche einen möglichst großen Teil der unbeeinflussten Abflüsse des Einzugsgebietes an Tagebau, Halden und Wasserbehandlungsanlage vorbei in den Medetska River abführen sollen. Im Rahmen der Planung dieser Behandlungsanlage sollte die Wirksamkeit dieser Ableitungsgräben ermittelt werden. Hierfür wurde eine Gebietswasserhaushalts- und Stoffmengenbilanzierung für den aktuellen Zustand (ohne Ableitungsgräben) und den geplanten Zustand durchgeführt. Für die Wasserhaushaltsmodellierung wurde das Modell BOWAHALD (DUNGER, 2002) genutzt, welches durch die Bergakademie Freiberg für die wasserhaushaltliche Berechnung von Bergbaugebieten entwickelt worden ist.

1.2 Charakteristik des Untersuchungsgebietes

Die Hinterlassenschaften des Kupferbergbaus befinden sich im hydrologischen Einzugsgebiet des Flusses Medetska. Bei diesem Einzugsgebiet handelt es sich um ein kleineres Seitental des Flusses Topolnitsa, dessen Oberlauf das Mittelgebirge Sashtinska Sredna Gora vom nördlich

gelegenen Hauptausläufer des Balkangebirges (Stara Planina) trennt und der in den Fluss Mari-za mündet. Das zu betrachtende Einzugsgebiet ist ca. 24 km² groß.

Das Klima der Region ist kontinental geprägt. Die Sommer sind heiß und die Winter kalt, der Frühling ist wenig ausgeprägt und von kurzer Dauer. Die Böden entwickelten sich aus dem flachgründigen, sandig-grusigen Verwitterungsprodukt von Granodiorit, welcher im Einzugsgebiet mit hoher Mächtigkeit ansteht. Das Einzugsgebiet trägt mit einer Höhenlage von 590 m NN bis 1520 m NN den Charakter eines höheren Mittelgebirges. Der Fluss Medetska ist ein Gebirgsbach, welcher nur auf bergbaulich genutzten Flächen ausgebaut wurde, ansonsten aber in seinem natürlichen Lauf belassen ist. Die Berghänge sind weitgehend bewaldet und werden forst- und weidewirtschaftlich genutzt. Am Pass am Südrand des Einzugsgebietes befindet sich eine Siedlung, dort liegt auch eine kleine Talsperre. Das Tagebaurestloch und die Halden, welche zum Teil bereits mit einer Abdeckung aus inertem Bodenmaterial versehen und aufgeforstet wurden, nehmen im Betrachtungsgebiet eine große Fläche ein. Die derzeit noch betriebene umfangreiche Förderung und Aufbereitung von

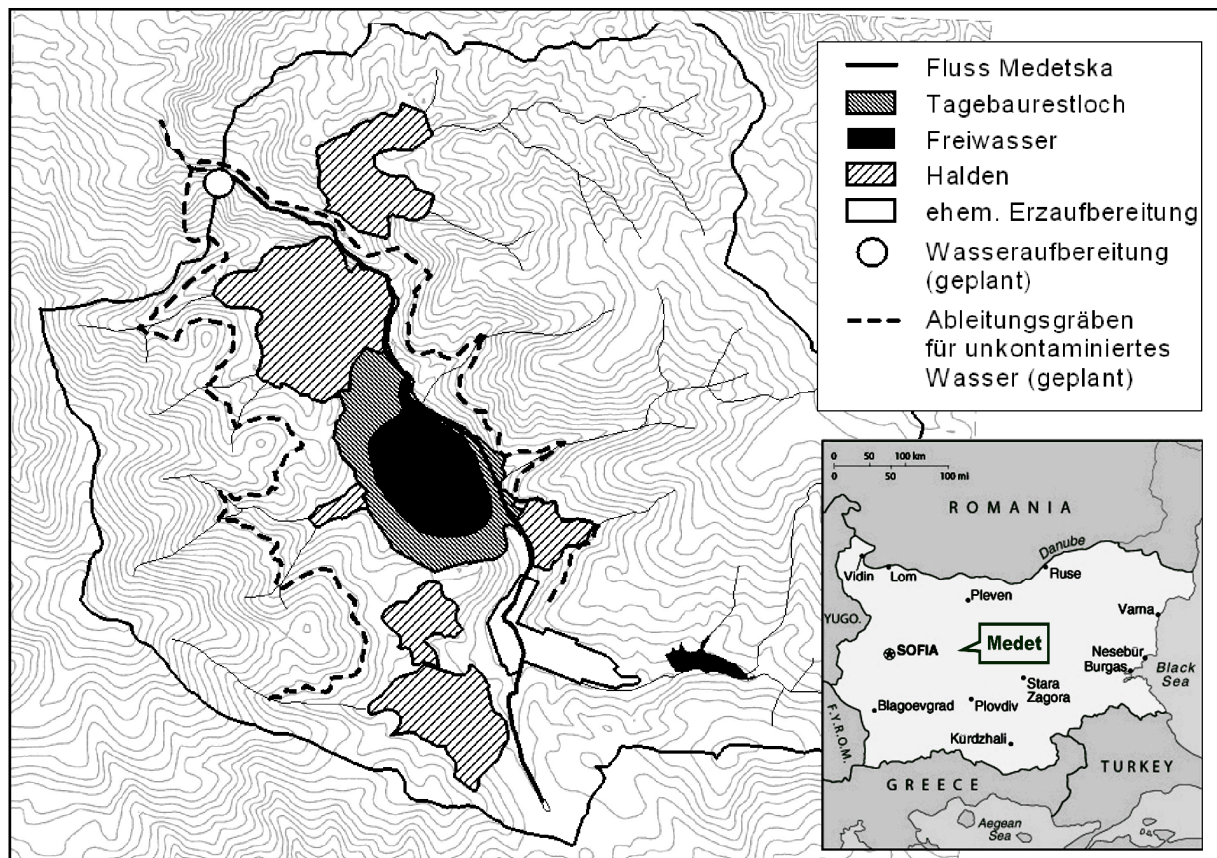


Abb. 1: Übersicht über das Einzugsgebiet der geplanten Wasserbehandlungsanlage Medet.

Kupfererz Assarel der Assarel-Medet JSCo liegt nicht im Einzugsgebiet der Medetska.

1.3 Planungsstand zum Wassermanagement

Die kontaminierten Sickerwässer der Halden im Umfeld des Tagebaurestloches gelangen über Sickerwasseraustritte, mit dem Direktabfluss oder über den oberflächennahen Kluftgrundwasserleiter in die Medetska. Der Tagebau befindet sich im Taltiefsten (vgl. Abb. 1) und wird derzeit unter anderem vom Fluss Medetska gespeist. Ein Abfluss kontaminierten Freiwassers aus dem Restloch findet nicht statt, da sich der Freiwasserspiegel noch unter dem Niveau des Überlaufs befindet. Nach beendeter Flutung gelangt der Freiwasserabfluss ebenso wie die Haldensickerwässer in den Fluss Medetska.

Die Haldensickerwässer weisen u. a. deutlich erhöhte Konzentrationen an Kupfer (im Mittel bis zu 137 mg/L) und Sulfat (im Mittel bis zu 5200 mg/L) auf. Die Beschaffenheit des Freiwassers des Tagebaurestloches ist aufgrund dessen Unzugänglichkeit derzeit nicht bekannt, es sind jedoch auch hier deutlich erhöhte Stoffgehalte zu vermuten. Um die Stoffausträge über den Wasserpfad zu reduzieren und gleichzeitig eine Rückgewinnung des Kupfers zu ermöglichen, soll das Wasser der Medetska künftig unterhalb des Tagebaus und der Halden gesammelt, aufbereitet und gereinigt in die Vorflut abgegeben werden (vgl. Abb. 1). Um die Menge der aufzubereitenden Wässer zu reduzieren, sind zwei Hanggräben vorgesehen, welche die vom Bergbau unbeeinflussten Abflüsse des natürlichen Einzugsgebietes am Tagebau und an den Halden vorbei in den Medetska River unterhalb der Wasserbehandlungsanlage ableiten sollen (vgl. Abb. 1). Damit soll die Vermischung natürlicher Gebietsabflüsse mit bergbaubeeinflussten Wässern vermindert werden.

1.4 Aufgabenstellung

Zur Dimensionierung der geplanten Wasserbehandlungsanlage einschließlich des Speicherbeckens ist die Wassermenge zu ermitteln, welche künftig zur Behandlung anfällt. Diese Wassermenge wird verändert infolge der Flutung des Tagebaus, aufgrund der sanierungsbedingten Veränderungen des Wasserhaushaltes der Halden und aufgrund der vorgesehenen Ableitungsgräben für unbeeinflusste Wässer des natürlichen Einzugsgebietes. Im Rahmen der Konzipierung des Wassermanagements sind ausschließlich

Informationen zu mittleren Bedingungen zu erarbeiten, Betrachtungen zu Extremereignissen sind einer späteren Planungsphase vorbehalten.

Mit den vorgesehenen Ableitungsgräben werden auch die Stoffkonzentrationen und -frachten im Wasser der Medetska verändert. Informationen zur Konzentrationsentwicklung werden benötigt zur Konzipierung der Wasserbehandlungsanlage und zur Einschätzung der Wirtschaftlichkeit der Kupferrückgewinnung. Auch hier werden zunächst Informationen zu mittleren Bedingungen benötigt.

2 Untersuchungsmethodik

Die beschriebene Problemstellung erfordert Betrachtungen zum Wasserhaushalt im bergbaubeeinflussten Einzugsgebiet des Flusses Medetska. Hierzu wurde das Einzugsgebiet in Teilgebiete gegliedert und die Abflussbildung mittels Modellrechnungen quantifiziert. Aus hydrologischer Sicht und hinsichtlich der Stoffbilanz wurde zwischen folgenden Teilgebieten unterschieden:

- Talflanken oberhalb der Bergbauobjekte (Abflüsse nicht kontaminiert),
- Haldenflächen (Oberflächenabfluss nicht kontaminiert, Sickerwasser kontaminiert),
- Randbereiche Tagebau (nur Oberflächenabfluss in den Restsee, kontaminiert),
- Freiwasser Restsee (kontaminiert). Die Wasserbilanz entspricht der Differenz aus Niederschlag zuzüglich Zuflüsse aus EZG, Medetska River und Grundwasser und der Freiwasserverdunstung.

Die Berechnung der Wasserbilanz und Abflussbildung der Teilflächen erfolgt mit Anwendung des Wasserhaushaltsmodells BOWAHALD (DUNGER, 2002). Da BOWAHALD keinen Bodenfrost berücksichtigt, wird der Oberflächenabfluss zusätzlich auch mit dem Modell HELP (BERGER, 2002) berechnet und zum Abgleich der BOWAHALD-Ergebnisse verwendet. Die Modellergebnisse wurden anhand verfügbarer Messdaten abgeglichen.

Die berechneten Abflüsse wurden anschließend entsprechend eines Fließschemas zusammengeführt und die Gebietswasserbilanz ermittelt. Um Veränderungen zu quantifizieren, mussten mit dem Ist- und Prognosezustand zwei zeitliche Zustände betrachtet werden. Im Istzustand sind die geplanten Ableitungsgräben für unbelastete Oberflächenwässer nicht vorhanden und das Freiwasser des Tagebaurestloches wird vom

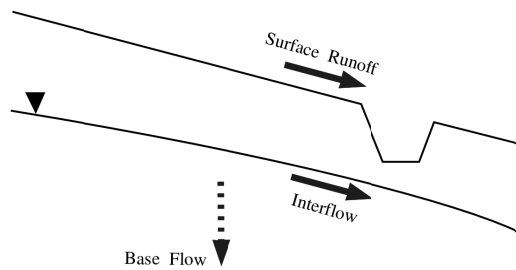


Abb. 2: Interflow gelangt nicht in die Entwässerungsgräben.

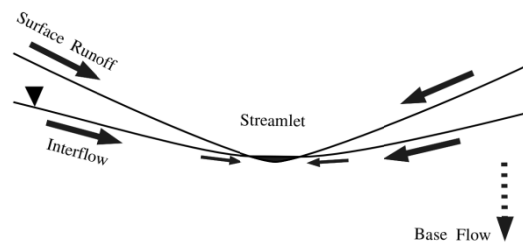


Abb. 3: Interflow gelangt in die Bäche der Seitentäler.

Fluss Medetska gespeist. Im Prognosezustand wird ein Teil der unbelasteten Oberflächenwässer des Einzugsgebietes an der Wasserbehandlungsanlage vorbeigeleitet und der Freiwasserabfluss des Tagebaus wird in die Medetska geleitet. Schließlich wurden den Teilgebietsabflüssen anhand der verfügbaren Messdaten zur Wasserbeschaffenheit Stoffkonzentrationen zugeordnet und daraus Stoffaustragsbilanzen erstellt. Betrachtet wurden die Komponenten Kupfer und Sulfat.

2.1 Ermittlung des Abflusses der Ableitungsgräben

Die Ableitungsgräben für unbeeinflusste Abflüsse des natürlichen Einzugsgebietes sind als Hanggräben aus Betonsegmenten konzipiert (vgl. Abb. 1). Um ihre Wirkung zu ermitteln, muss der Gebietsabfluss des natürlichen Einzugsgebietes in mehrere Teilabflüsse getrennt werden. Es wurde unterschieden zwischen Oberflächenabfluss, hypodermischen Abfluss (Interflow) und unterirdischen Abfluss.

Der Oberflächenabfluss (surface runoff, RS) findet direkt auf der Bodenoberfläche statt (Abb. 2). Es handelt sich um Infiltrationsüberschuss, der im natürlichen Einzugsgebiet nur nach Starkniederschlägen oder bei Schneeschmelze auf gefrorenem Boden stattfindet. Der Oberflächenabfluss gelangt in die Entwässerungsgräben über deren gesamte Länge. Der Interflow (hypodermic runoff, RH) entspricht dem kurzfristigen Abfluss oberflächennahen Grundwassers. Im Modell wird er als Abfluss im oberflächennahen Gesteinsersatz nachgebildet. Da die Gesteine tiefründig verwittert sind, gelangt der Interflow nicht direkt in die Entwässerungsgräben (Abb. 2). Er kann aber nach Starkniederschlägen die temporären Bäche der Seitentäler zusammen mit dem Oberflächenabfluss speisen, da sich diese

Bäche in den Untergrund eingeschnitten und Kontakt zum Grundwasser haben (Abb. 3). Diese Bäche müssen in die Ableitungsgräben geleitet werden, um deren Wirkung zu erhöhen.

Um den Abfluss der Entwässerungsgräben berechnen zu können, muss unterschieden werden zwischen Flächen, deren Oberflächen- und hypodermischer Abfluss in die Gräben gelangt (Einzugsgebiet der Seitenbäche) und Flächen, die lediglich Oberflächenabfluss liefern. Eine Prinzipskizze enthält die folgende Abb. 4.

Als unterirdischer Abfluss (Base flow, RB) wird der Grundwasserbasisabfluss bezeichnet, welcher als langfristige Abflusskomponente in die Vorflut gelangt. Er wird nicht den Ableitungsgräben zugeordnet.

2.2 Modellparameter

Zur Bearbeitung waren Mittelwerte meteorologischer Daten der Stationen Sofia, Murgash, Kremikovtci und Medet in unterschiedlicher zeitlicher Diskretisierung verfügbar. Die mittlere Jahressumme des Niederschlages beträgt in den unteren Lagen der Region 772 mm/a, das Jah-

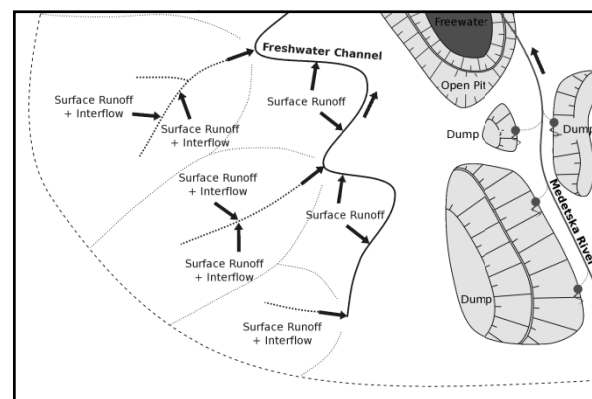


Abb. 4: Prinzipskizze zum Prognosezustand mit Ableitungsgräben.

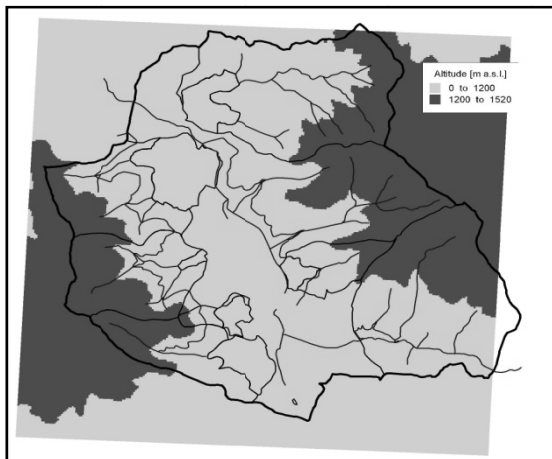
resmittel der Lufttemperatur 8 °C. Zur Ermittlung der Daten für Höhenlagen >1200 m NN wurden Höhengradienten angewandt. Die zur Modellierung mit HELP erforderliche Globalstrahlung wurde mit dem Modul WGEN dieses Modells synthetisiert und anhand der gemessenen mittleren Sonnenscheindauer überprüft. Aus den meteorologischen Daten resultiert eine mittlere Gras-Referenzverdunstung von 777 mm/a für Höhenlagen ≤1200 m NN und 617 mm/a für Höhenlagen >1200 mm/a.

Die Bodeneigenschaften wurden anhand von Aufschlüssen vor Ort und mittels bodenphysikalischer Laborversuche bestimmt. Der Boden ist ein nur sehr flachgründig ausgebildeter grusiger Sand mit geringem Schluffgehalt, hoher Wasserdurchlässigkeit und geringer Speicherfähigkeit für pflanzenverfügbares Wasser. Die gut wasserwegsame, vergrusste Verwitterungszone des Granodiorits (Zersatzzone) beginnt bereits in einer Tiefe von durchschnittlich 30...50 cm und

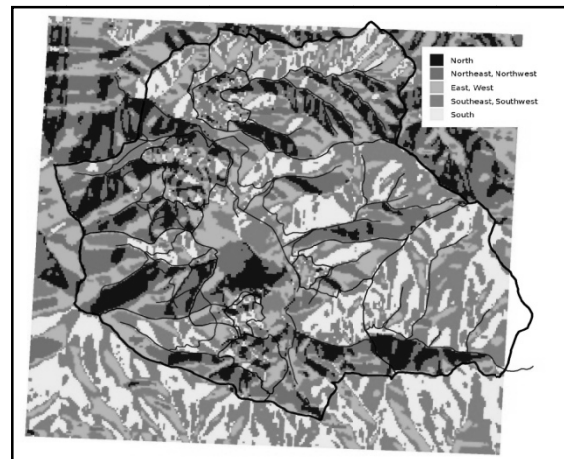
reicht bis in eine Tiefe von durchschnittlich ca. 3 m. Darunter schließt sich ein (10)...15...30 m mächtiger Auflockerungsbereich an (oberflächennaher Kluftgrundwasserleiter). In größerer Tiefe befinden sich tieferreichende Störungszonen mit erhöhter Wasserwegsamkeit. Beim Halden- und Abdeckmaterial handelt es sich um einem schwach schluffigen, kiesigen Sand bis sandigen Kies.

2.3 Gebietseinteilung

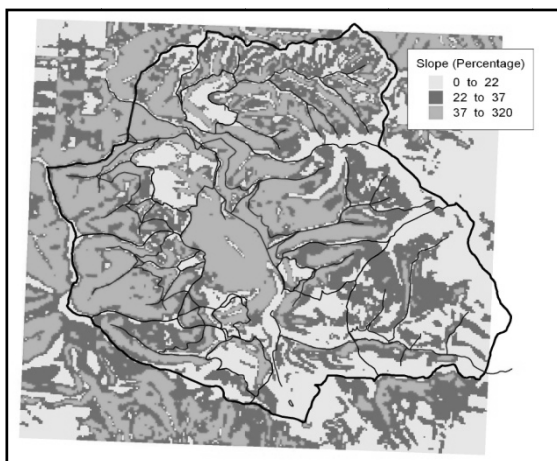
Das Gebiet wurde sowohl entsprechend des Wassermanagementkonzeptes in 12 Teileinzugsgebiete unterteilt (vgl. Abb. 5 unten rechts) als auch in Hydrotöpfe anhand der hydrologischen Eigenschaften von Teilflächen (Geländehöhe, Exposition und Hangneigung, Bodeneigenschaften, Landnutzung, vgl. Abb. 5). Halden- und Tagebauflächen wurden aufgrund ihrer spezifischen Boden- bzw. Eigenschaften des Untergrundes gesondert berücksichtigt.



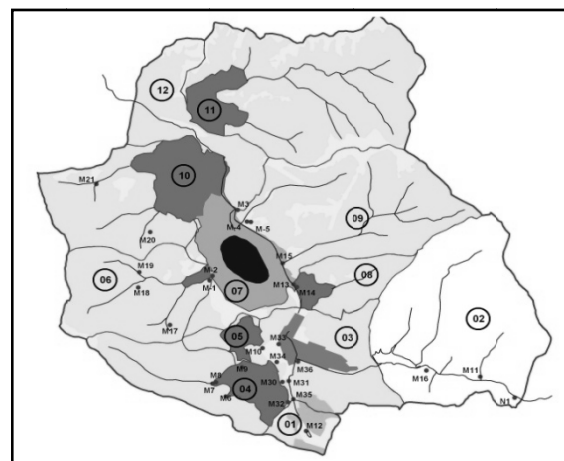
Gebietseinteilung in Höhenklassen



Gebietseinteilung nach Exposition



Gebietseinteilung nach Hangneigung



Gebietseinteilung nach Landnutzung (Istzustand)

Abb. 5: Einteilung des Betrachtungsgebietes nach Morphologie und Landnutzung.

Geländehöhe, Exposition und Hangneigung wurden anhand eines digitalen Geländemodells flächendetailliert ermittelt. Zur Klassifikation von Exposition und Hangneigung wurde das Modul TANALYS der Modellsoftware WaSiM-ETH verwendet (SCHULLA 1997). Die mittlere Fließlänge wurde ebenfalls aus dem Geländemodell ermittelt. Die Landnutzung wurde anhand topografischer Karten, Luftbilder und einer Vor-Ort-Befahrung bestimmt. Die Umsetzung der Kriterien zur Hydrotopeninteilung ist in der Karte in der folgenden Abb. 5 dargestellt.

Mittels GIS wurden die Teileinzugsgebiete mit den vier Hydrotopkriterien verschnitten. Hieraus resultieren 357 Teilflächen, die insgesamt 82 Hydrotopen zur Modellierung zugeordnet werden können. Halden- und Tagebauflächen wurden als Sonderhydrotopen mit abweichendem Bodenaufbau bzw. Untergrundbeschaffenheit berücksichtigt.

2.4 Modellabgleich

Die Validierung des Modells erfolgte anhand von Berechnungen für ein Referenzhydrotop mit mittleren Eigenschaften. Erste Berechnungen ergaben einen Oberflächenabfluss von Null aufgrund fehlender Berücksichtigung von Bodenfrost. Zur Berechnung des Oberflächenabflusses mit Bodenfrost wurde das Modell HELP verwendet. Anschließend wurde der k_f -Wert des Oberbodens angepasst, so dass der mit HELP berechnete Oberflächenabfluss mit BOWA-HALD nachvollzogen werden kann. Weiterhin wurde BOWA-HALD auf der Grundlage von Durchflussmessungen im Fluss Medetska und einer Abflussbilanzierung für den Tagebaurestsee abgeglichen. Diese lassen auf folgende Gebietsbilanzgrößen schließen: Gesamtabfluss ≈ 255 mm/a, RS ≈ 10 mm/a, RH ≈ 105 mm/a, RB ≈ 140 mm/a. Zur Anpassung des Modells BOWA-HALD wurden folgende Parameter gesetzt: k_f Oberboden $2E-06$ m/s, k_f Zersatz $5E-05$ m/s, k_f Auflockerungsbereich $1E-07$ m/s, k_f Untergrund $2E-08$ m/s.

Die Abschätzung des unterirdischen Abflussteiles (Basisabfluss), der zur Justierung der Durchlässigkeiten der Auflockerungszone im Modell herangezogen werden kann, erfolgte im Analogieschluss aus typischen Kennwerten für Granodiorit in Mitteleuropa.

2.5 Stoffmengenbilanz

Den bergbaubeeinflussten Abflussteilströmen wurden Konzentrationen für Kupfer und Sulfat zugeordnet entsprechend vorhandener Sickerwasseranalysen. Dabei wurde berücksichtigt, dass die analysierten Sickerwässer mit unbeeinflussten Wässern aus dem jeweiligen Haldeneinzugsgebiet verdünnt sind. Das Mischungsverhältnis wurde geschätzt anhand der jeweiligen Flächenverhältnisse. Aus dem Mischungsverhältnis konnte auf die Konzentrationen in reinen Haldensickerwässern geschlossen werden, welche für Kupfer je nach Halde zwischen 34 mg/L und 137 mg/L liegt, für Sulfat zwischen 2280 mg/L und 5210 mg/L. Die Konzentrationen wurden mit den modellierten Abflussmengen für die Haldenflächen (jeweils RH und RS) multipliziert, um die Stofffracht zu berechnen. Anhand der Sickerwasserkonzentrationen wurde die Beschaffenheit des Tagebaufreiwassers abgeschätzt. Die natürlichen Backgroundkonzentrationen wurden für alle anderen Abflüsse berücksichtigt. Aus der gesamten Stofffracht und der Gesamtabflussmenge resultiert die Konzentration im Fluss Medetska am Standort der vorgesehenen Wasserbehandlungsanlage.

Mit der beschriebenen Vorgehensweise werden Retardationsprozesse und Veränderungen von Stoffinventar und Chemismus der Halden und des Tagebaus nicht berücksichtigt. Deshalb und aufgrund der lückenhaften Datenlage zur Konzentration einzelner Wässer, z. B. des Tagebaufreiwassers oder des Wassers im Fluss Medetska an der Einzugsgebietsgrenze, verbleiben entsprechende Unsicherheiten hinsichtlich der bilanzierten Stoffmengen.

Tab. 1: Exemplarische Ergebnisse für ausgewählte Hydrotrope.

<i>Hydrotop</i>	<i>Höhe</i>	<i>Expos.</i>	<i>Neig.</i>	<i>Nutzg.</i>	<i>P</i>	<i>ETR</i>	<i>RS</i>	<i>RH</i>	<i>RB</i>
	[m N]		[%]		[mm/a]	[mm/a]	[mm/a]	[mm/a]	[mm/a]
L-3-2-W	≤1200	E, W	30 %	Wald	772	587	6	57	122
H-3-2-W	>1200	E, W	30 %	Wald	1052	629	21	159	243
L-1-3-W	≤1200	N	50 %	Wald	772	474	8	102	188
L-5-3-W	≤1200	S	50 %	Wald	772	655	6	30	80
L-3-2-G	≤1200	E, W	30 %	Grünl.	772	496	10	92	173
L-3-3-P	≤1200	E, W	50 %	Fels	772	298	441	0	33
L-3-1-S	≤1200	E, W	15 %	versiegelt	772	164	518	0	91
L-F	≤1200	-	-	Freiw.	772	845	0	0	0
L-3-2-DS	≤1200	E, W	30 %	Grünl.	772	597	9	51	115
L-3-2-DW	≤1200	E, W	30 %	Wald	772	597	7	52	116

3 Ergebnisse

3.1 Wasserbilanz

Die folgende Tab. 1 zeigt exemplarisch einige Berechnungsergebnisse.

Es sind u. a. folgende Zusammenhänge erkennbar:

- In den höheren Lagen (H) ist der Abfluss größer als in tieferen Lagen (L).
- In den höheren Lagen ist die Verdunstung größer, weil das Wasserdargebot größer ist.
- Waldflächen (W) verdunsten mehr Wasser als Grünland (G).
- Der Abfluss ist bei N-exponierten Flächen größer als bei S-exponierten Flächen.
- Die Ränder des Tagebaus (P) bilden einen hohen Oberflächenabfluss mit geringer Verdunstung.
- Die Freiwasserfläche verdunstet mehr Wasser als der Niederschlag zuführt.
- Die Wasserbilanz der Haldenhydrotrope DS (Strauchbewuchs) und DW (Wald) unterscheidet sich kaum, der Wasserverbrauch wird mit älter werdenden Gehölzen nicht wesentlich ansteigen.

Die Ergebnisse für die Hydrotrope wurden anhand der aus dem Wassermanagementkonzept resultierenden Fließschemata für den Ist- und Prognosezustand zu Gebietsbilanzen zusammengeführt. Im Istzustand entwässern alle Teilgebiete in den Tagebau bzw. den Medetska River unterhalb des Tagebaus. Insgesamt wird ein Abfluss von 204,4 L/s gebildet. Im Prognosezustand fließen demgegenüber insgesamt 199,5 L/s ab. Die Veränderung ist auf die Vergrößerung der

Freiwasserfläche im Tagebau zurückzuführen. Die Ableitungsgräben fassen 28,8 L/s unbeeinflusste Wässer aus dem natürlichen Einzugsgebiet und münden unterhalb der geplanten Wasserreinigungsanlage. Der Zufluss zur Wasserreinigungsanlage verringert sich aufgrund der Gräben von 199,5 L/s auf 170,7 L/s (=620 m³/d), also um 14,4 % des Gesamtabflusses des Einzugsgebietes.

3.2 Stoffmengenbilanz

Die Methodik zur Berechnung des Stoffaustrages wurde stark vereinfacht, weshalb die Ergebnisse zur Stoffmengenbilanz mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet sind. In das Freiwasser des Tagebaus gelangen derzeit ca. 1800 t/a Sulfat, es resultiert eine mittlere Konzentration von ca. 430 mg/L. Für den Gesamtgebietsabfluss resultiert eine Stofffracht von 890 t/a Sulfat, die berechnete Konzentration im Fluss Medetska beträgt 390 mg/L.

Eine Bilanzierung ist für Sulfat in der gezeigten Vorgehensweise prinzipiell möglich, Kupfer wird jedoch im Einzugsgebiet zurückgehalten. Deshalb sollten die tatsächlichen Konzentrationen und Stoffmengen geringer sein als die folgenden für den Istzustand berechneten: Tagebau-freiwasser 7 mg/L (29 t/a), Medetska 12 mg/L (27 t/a). Veränderungen zum Prognosezustand finden im Wesentlichen nur statt aufgrund der Verringerung der Wassermengen, welche zur Behandlungsanlage gelangen. Die Stofffracht bleibt mit der beschriebenen Methodik weitgehend bestehen. Für Sulfat wird eine Konzentration von 440 mg/L an der Wasserbehandlungsanlage prognostiziert, für Kupfer 9,6 mg/L (52 t/a). Die tatsächliche Kupferkonzentration im Fluss Medetska wird jedoch voraussichtlich geringer sein.

4 Schlussfolgerungen

Die geplanten Ableitungsgräben für unbelastete Oberflächenwässer reduzieren die Gesamtwassermenge, welche zur geplanten Behandlungsanlage gelangt, um 14,4 %. Die verminderte Verdünnung der Haldensickerwässer führt nur zu einer geringfügigen Erhöhung der Stoffkonzentrationen. Dem gegenüber steht ein hoher Aufwand bei Bau und Instandhaltung der insgesamt 13 km langen Ableitungsgräben, die in schwierigem Gelände zu errichten und mit Hochwasser-einrichtungen zu versehen sind. Um die Wirksamkeit der Ableitung zu erhöhen und den Aufwand bei der Wartung zu senken, sollte die Ableitung nicht als Oberflächengraben, sondern ggf. als Tiefdrainage gestaltet werden. Weiterhin wird deutlich, dass die aufzubereitende Wassermenge mit ca. 0,2 m³/s sehr groß ist. Es ist eine entsprechende Dimensionierung der Behandlungsanlage und die Auswahl eines geeigneten Verfahrens erforderlich. Insbesondere aufgrund der zeitlichen Schwankungen des Abflussgeschehens wäre weiterhin ein entsprechend großes Speicherbecken zu betreiben. Eine nicht zu vernachlässigende Schwierigkeit birgt die große Häufigkeit von Hochwasserereignissen im gebirgigen Einzugsgebiet.

Dem gegenüber steht eine Gesamtmenge an Kupfer, welche im Zuge der Behandlung rückgewonnen werden kann, von kleiner als 50 t/a. Eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung bzw. Optimierung stellt somit einen zielführenden Schritt

im weiteren Vorgehen dar. Es wird deutlich, dass im Rahmen der Planung Alternativen zur beschriebenen aufwändigen Behandlung des gesamten Oberflächenabflusses eines Vorfluters geprüft werden müssen. Gegebenenfalls kann die Menge des aufzubereitenden Wassers wesentlich reduziert werden durch eine separate Fassung und Ableitung kontaminierter Wässer.

5 Literatur

- BERGER, K. (2002): Anwendung des HELP-Modells für die Simulation des Wasserhaushaltes von Oberflächenabdichtungssystemen. Handbuch der Altlastensanierung, 30. Erg.-Lfg.
- DUNGER, V. (2002): Dokumentation des Modells BOWAHALD zur Simulation des Wasserhaushaltes von wasserungesättigten Deponien/Halden und deren Sicherungssystemen. TU Bergakademie Freiberg, April 2002
- EU-WASSERRAHMENRICHTLINIE: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. in: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1, Luxemburg.
- SCHULLA, J. (1996): Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaveränderungen. Dissertation, TU Dresden, Oktober 1996

Kriterien einer multifunktionalen Bewertung von Grubenwasser und Begründung von Naturschutzmassnahmen zur Sicherstellung des Hydrosphärenschutzes bei der Gewinnung und Aufbereitung von hochschwefelhaltigen Kohlen.

Mikhail G. Zilberchmidt¹, Juriy F. Agafonov¹, Aleksey P. Dmitriev¹ & Mikhail J. Shpirt²

¹Moscow State Mining University, Leninsky pr., 6, 117935, Moskau, Email: zilberchmidt@msmu.eu.org

²Institut für brennbare Fossilien Leninsky pr., 26, 117910, Moskau

In Russland sind neue Kriterien zur Bewertung der Zusammensetzung von Grubenwasser eingeführt, die es ermöglichen, die ökologisch und wirtschaftlich sinnvollen Varianten dessen Nutzung unter den Bedingungen der jeweiligen Bergwerke festzulegen. Die Kriterien beinhalten Informationen über den Gehalt von Festteilchen, aufgelösten Verbindungen der Alkali- und Erdalkalimetalle, Eisen, Aluminium und weiteren Elementen, einschließlich der Mikroelemente (Ni, Zn, Pb, As usw.). Es wurden die hinsichtlich technisch-wirtschaftlicher Kennwerte effektiven Maßnahmen in Betracht gezogen, die zur Reinigung des Schachtwassers zwecks dessen nachfolgenden Verwertung bzw. einer eventuellen Ableitung in ein offenes Gewässer durchgeführt werden können. Vorgestellt sind die Prinzipien der Naturschutzmaßnahmen, welche eine signifikante Reduzierung (unter die zulässigen Werte) der Konzentrationen von umweltgefährdenden Elementen (Fe, Al, Ni, Cu, Cr, Zn, Pb, As u.a.) ermöglichen sollen, die in ein Wasserfluidum bei dessen Wechselwirkung mit den Gesteinen von technogenen Bildungen übergehen, in denen die Gewinnungs- und Aufbereitungsabgänge von Kohlen mit erhöhten Konzentrationen der Schwefelverbindungen (S^d_i über 1%) deponiert sind.

Es werden die Untersuchungsergebnisse des Lokalisierungsprozesses von ökologisch gefährlichen Komponenten in der Festphase von Kohlenabgängen bei deren Wechselwirkung mit dem Wasserfluidum analysiert, eines Prozesses, der sowohl mit der Bildung neuer ein stabiles mineralisches Aggregat bildender mineralischer Komponenten als auch mit der Hemmung von Oxydationsprozessen der in den Abgängen enthaltenen Sulfiden einhergeht. Gegeben wird die Beschreibung von chemisch-physikalischen Grundvorgängen, die eine Änderung von Filtrationseigenschaften und eine Lokalisierung von schädlichen Bestandteilen in der Festphase in der mineralischen Substanz der geochemischen Barriere hervorrufen, die bei den Naturschutzmaßnahmen Anwendung findet.

Vorgelegt sind die neuen Ergebnisse der Labor- und In-Situ-Simulation der Naturschutzmaßnahmen, die auf die Klimaverhältnisse des zentralen Teils Russlands ausgerichtet sind, welche die Wirksamkeit des Einsatzes von Karbonatgesteinen bei der Errichtung von geochemischen Barrieren nachgewiesen haben.



Foam separation of the cations of the Ce (III) and Y (III) from aqueous solutions by the addition of the surfactant

Olga Lobacheva & Maria Sulimova

St.-Petersburg State Mining Institute, Faculty of Metallurgy, Dep. of General and Physical Chemistry, V. I., 21-st Line 2, 199106 St.-Petersburg, Russia, Email: olga@AT1522.spb.edu

Some examples of application of the foam separation process are presented. Our results on separation and removal of some metals (Ce (III) and Y (III)) with the use of the ion flotation approach are given.

1 Introduction

Foam separation is one of the approaches of adsorptive bubble separation technique. In this process gas bubbles generated in solution are used to extract matter from an aqueous phase into the foam (F. Sebba, Ion flotation, 1966). The aqueous phase contains the mixture of solute (in particular, cations of heavy metals) and a surfactant (in our case – sodium dodecyl sulfate - NaDS) can be adsorbed at the gas/liquid interface.

Usually the surfactant (named *collector*) is an ion of opposite charge to the surface – inactive ion (*colligend*), and thus cations and anions are floated with anionic and cationic collectors, respectively. It is possible, however, for the collector to be uncharged and to attach itself to the colligend by coordination. The collector-colligend product is known as sublate. As a rule the concentration of collector and colligend are low ($10^{-4} - 10^{-3}$ mol/l), and flotation occurs from a true solutions (Adsorptive bubble separation techniques/Ed. by R. Lemlich, Acad. Press, N.Y., L., 1972).

As the extent to which foam is formed depends on the concentration of collector, the later must be controlled with some care. In addition, an increase in the concentration of collector leads to competition between the particles and the collector ions for places on the bubble surfaces, and removal of sublate is impaired.

The present work is concerned with a study of the use of sodium dodecyl sulphate (NADS) as collector for the removal of cerium (III) and yttrium (III) cations from aqueous solution by adsorptive bubble separation techniques as ion flotation. The selectivity of ordinary ionisable surfactants (collectors) towards cations and/or anions is limited. A combination of the ion selec-

tivity of the carriers with sufficient water solubility and surface activity could provide a new generation of collectors or ion flotation process. Moreover the removal and extraction of the rare earth elements from dilute aqueous solutions is one of significant task of environmental engineering.

In recent decades rare earth metals became one of the most important coefficient scientific and technical progress as science advances new branches of industry and innovative technology. Rare earth metals keep unique physical and chemical characteristics due to it, finding ever-widening applications in practically all branches of national economy, especially in smelting industry, mechanic engineering, instrument making, aeronautical and space engineering, also in medical science [1].

In Russian Federation during the recent decades requirements of generation of rare earth metals were obeyed with accumulated strategic stockpile. That's why it's necessary to establish new and develop current production's ways of making rare earth metals [2].

A high topical problem now is finding new extracting agent that can be functional in sulphate, nitrate, chloride media and formulation theoretical model of the extraction of the rare earth elements.

Primal tasks which is necessary to decide in our investigation are: 1) recovery of the thermodynamic characteristics (distribution coefficient and coefficient of recovery) of the flotation process of cerium (III) and yttrium (III) using surface-active substance; 2) revelation the best-known conditions for the removal in flotation process of the cerium (III) and yttrium (III) cations from leach solutions of the eudialite stock. The main objective of this research is to evaluate the selec-

tivity of the ion flotation process for the recovery Ce^{+3} or Y^{+3} .

2 Experimental Study

Flotation experiments were carried out in a typical laboratory flotation machine 137B-FL and 135B-FL with a flotation cells $0,5 \text{ dm}^3$ and $1,0 \text{ dm}^3$ of capacity accordingly. Flotation cell was made of plexiglass. The airflow rate was $100 \text{ cm}^3/\text{min}$ and controlled by a rotameter. The initial volume of aqueous solution was 200 mL . The temperature was maintained at 25°C .

Diagram of the ion flotation of the Ce^{+3} and Y^{+3} is present in Figure 1.

In this paper we present our results on separation and removal of some metals (Ce (III) and Y (III)) by ion flotation from dilute aqueous solutions.

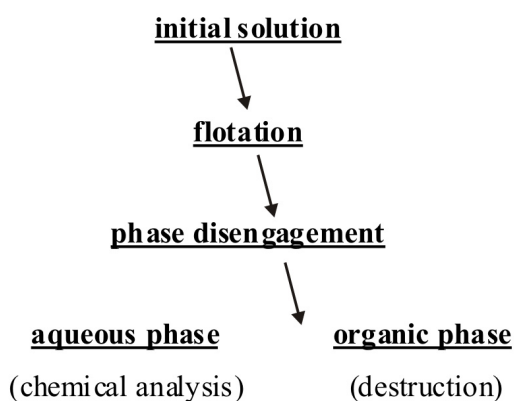


Fig. 1: Scheme of ion flotation.

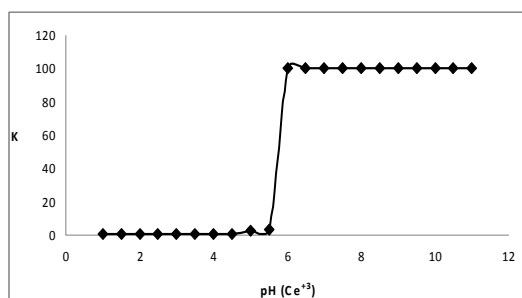


Fig. 2: Removal Ce^{+3} (initial volume nitric salt solution – 200 mL).

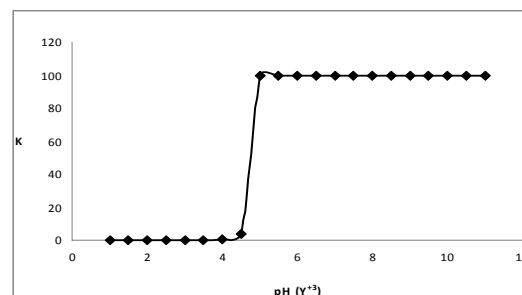


Fig. 3: Removal Y^{+3} (initial volume nitric salt solution – 200 mL).

According to the foam separation technique the surfactant (sodium dodecylsulfate) was added to the bulk aqueous phase containing of the cations of Ce and Y . The initial concentration of the nitric salts of these elements (cerium (III) and yttrium (III) nitrates) was 10^{-3} mol/L . The floated adsorbed solute was collected in the foam. The residual concentrations of rare earth metals in equilibrium aqueous phase and organic phase (foam) were determined by photometric method with indicator arsenazo (III). Content dodecylsulfate - ions were determined by potentiometric titration using ionselective electrode that was produced on physical chemistry department of the Saint-Petersburg University.

The $Ce(NO_3) - NaDS - H_2O$ and $Y(NO_3) - NaDS - H_2O$ systems were studied at different pH. All the reagents used were of analytical grade, and for those experiments changing the pH values, it was adjusted with $NaOH$ 1 M or HNO_3 2 M . Amount of the NADS corresponded to chemical reaction: $Me^{+3} + 3DS^- \rightarrow Me(DS)_3$ that compose $3 \cdot 10^{-3} \text{ mol/L}$ (NaDS concentration was selected to lie well below the critical micelle concentration (CCM of the NaDS is $8 \cdot 10^{-3} \text{ mol/L}$).

Experimental data on flotation process in the systems containing rare earth elements and surfactant are given in the Table 2.

3 Results and discussion

Figure 2 and Figure 3 compare the ion flotation behavior of Ce^{+3} and Y^{+3} ions with sodium dodecylsulfate at different pH. K – distribution coefficient of metal ions between aqueous and organic phases was analyzed relative to concentration $[Me]$ in foam to concentration $[Me]$ in rest solutions correspondingly:

$$K = [Me]_{org}/[Me]_{aq}$$

Obviously the removal of Y^{+3} by ion flotation with NADS starts at $pH = 5$ whereas extraction of Ce^{+3} begin at $pH = 6$. These data allow to confirm: if we change values of the pH it's possible to reach certain selectivity in the removal of rare earth elements from dilute solutions.

The $Ce(NO_3) - NaDS - H_2O$ and $Y(NO_3) - NaDS - H_2O$ systems were investigated to assess the ability of NaDS to promote separation of the ions. This result is highly significant for potential applications of ion flotation for revelation of the best conditions for the extraction of rare earth elements.

Table 1: Composition of rare earth elements of the mineral stock.

Component	Concentrat (% , mass.)						
	Bastnezi- te, USA [3]	Monazite, Australia [3]	Xenotite, Malaysia [3]	Loparite [4]	Apatite [3,4]	Eudialite [5]	Ore of Tom- tor's deposit [6,7]
Ln ₂ O ₃	72.50	55.00	48.00	32.38	0.98	2.00	13.67
Y ₂ O ₃	0.10	2.00	60.00	0.05	3.90	30.00	6.37
La ₂ O ₃	32.00	23.00	0.50	25.20	27.20	9.80	23.31
CeO ₂	49.50	46.50	5.10	54.60	43.55	26.00	42.68
Pr ₆ O ₁₁	4.20	5.10	0.80	5.40	0.51	4.00	4.14
Nd ₂ O ₃	13.00	18.40	4.20	6.00	14.30	12.00	16.72
Sm ₂ O ₃	0.80	2.30	1.20	0.68	1.90	4.20	2.46
1	2	3	4	5	6	7	8
Eu ₂ O ₃	0.11	0.07	0.01	0.06	0.50	0.60	0.79
Gd ₂ O ₃	0.15	1.70	3.60	0.16	1.80	4.20	1.67
Tb ₄ O ₇	-	0.16	1.00	0.01	0.20	0.60	-
Dy ₂ O ₃	-	0.52	7.50	0.04	0.70	3.30	0.83
Ho ₂ O ₃	0.12	0.09	2.00	-	-	0.60	0.15
Er ₂ O ₃	-	0.13	6.20	-	0.15	2.50	0.57
Tu ₂ O ₃	-	0.01	1.27	-	-	0.40	0.06
Yb ₂ O ₃	0.02	0.06	6.00	-	-	1.80	0.24
Lu ₂ O ₃	-	0.01	0.63	-	-	0.30	-
Nb ₂ O ₅	-	-	-	7.50	-	0.65	5.80
Ta ₂ O ₅	-	-	-	0.55	-	<0.07	0.01
TiO ₂	-	-	-	39.70	0.71	0.57	5.10
ZrO ₂	-	-	-	-	-	11.15	0.29
SrO	-	-	-	2.96	2.80	1.60	3.90
ThO ₂	0.50	10.00	2.00	0.52	<0.003	<0.33	0,15

[3] MICHAJLICHENKO *et al*, 1987[4] LEBEDEV *et al.*, 1986

[5] BUSSEN & SAHAROV, 1972

[6] VITIASJ *et al.*, 1995[7] ELUTIN *et al.*, 1995

Table 2: Experimental data on flotation process of rare earth elements at different pH.

<i>pH</i>	<i>[Y⁺³]. in the foam. mol/L</i>	<i>[Y⁺³]. residual con- centration. mol/L</i>	<i>K. [Y]_{org}/[Y]_{aq} distribution coefficient</i>	<i>[Ce⁺³] in the foam. mol/L</i>	<i>[Ce⁺³] residual con- centra- tion.mol/L</i>	<i>K. [Ce]_{org}/[Ce]_{aq} distribution coefficient</i>
1.0	0.00012	0.00088	0.136	0.00039	0.00061	0.639
1.5	0.00012	0.00088	0.136	0.00039	0.00061	0.639
2.0	0.00012	0.00088	0.136	0.00045	0.00055	0.818
2.5	0.00013	0.00087	0.154	0.00036	0.00064	0.562
3.0	0.00016	0.00084	0.190	0.0004	0.0006	0.666
3.5	0.00018	0.00082	0.219	0.0004	0.0006	0.666
4.0	0.0003	0.0007	0.428	0.00035	0.00065	0.538
4.5	0.0008	0.0002	4	0.00035	0.00065	0.538
5.0	0.001	0.00001	100	0.0007	0.0003	2.333
5.5	0.001	0.00001	100	0.00075	0.00025	3
6.0	0.001	0.00001	100	0.001	0.00001	100
6.5	0.001	0.00001	100	0.001	0.00001	100
7.0	0.001	0.00001	100	0.001	0.00001	100
7.5	0.001	0.00001	100	0.001	0.00001	100
8.0	0.001	0.00001	100	0.001	0.00001	100
8.5	0.001	0.00001	100	0.001	0.00001	100
9.0	0.001	0.00001	100	0.001	0.00001	100
9.5	0.001	0.00001	100	0.001	0.00001	100
10.0	0.001	0.00001	100	0.001	0.00001	100
10.5	0.001	0.00001	100	0.001	0.00001	100
11.0	0.001	0.00001	100	0.001	0.00001	100

4 Conclusions

Ion flotation shows promise for treating dilute solutions and effluents. In addition, however, it is clear from the foregoing discussion of the process that it is unsuitable for concentrated solutions. As stated ion flotation requires a stoichiometric equivalent of collector, and the solubility of surface active collectors in aqueous solutions is very limited. In addition to it being difficult to exceed the CCM when preparing collector solutions for the investigations. Besides it is essential to recognize that collector-colligend complexes are removed a monolayer at a time from solution on bubble interfaces. Consequently, very long treatment times would be needed to separate metal ions from concentrated solutions using ion flotation.

Flotation is ever increasingly used in waste treatment, especially in the mining and metallurgical industry. Furthermore, the introduction of new, flotation experience in mineral flotation and in wastewater treatment should lead to new and improved procedures in the mineral and metallurgical industry, the chemical and petroleum industries and domestic wastewater treatment.

5 Acknowledgments

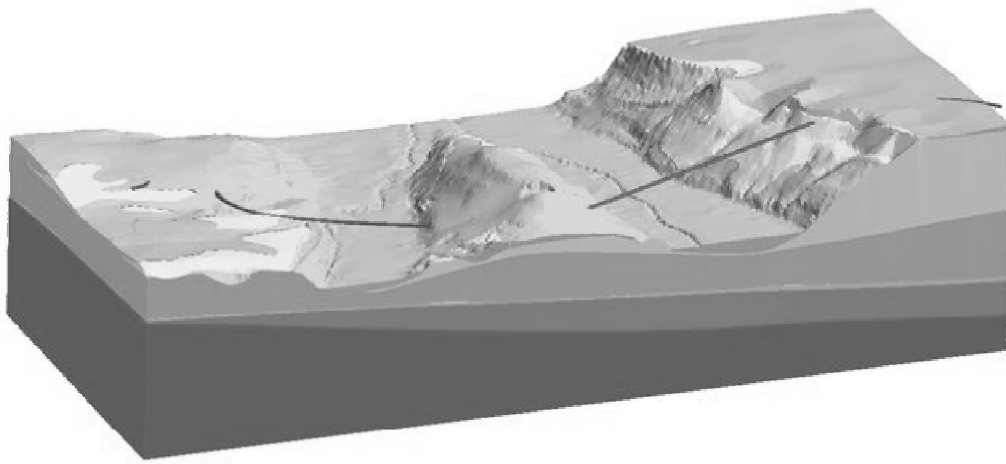
This research was supported by the Russian President Program "Leading Scientific Schools of Russian Federation" (№ SS - 4241.2006.3).

6 References

- (2002): Condition and future of world market of the non-ferrous, rare earth and precious metals. – *www.infogeo*, **11**.
- NAUMOV A.V. (2008): Survey of the world market of rare earth elements. – *Non-Ferrous Metallurgy Journal*, (Russia) **2**: 8—18.
- Michajlichenko A.I., Michlin E.B. & Patrikeev U.B. (1987): Rare earth Metals, M., Metallurgy (Russia): 230 p.
- Lebedev V.N., Beloskokov V.I. & Smirnova I.P. (1986): Chemical technology of the rare elements and mineral stock, Apatities (Russia):28-32.
- Bussen I.V. & Saharov A.S. (1972): Petrology of the Iovozersky alkaline massif, (Russia). L.: Science:296 p.
- VITIASJ V.I., CAZBANOV V.I. & Kononov U.S. (1995): Rare earth Metals. – Abstracts, (Krasnoyarsk, Russia) : 18—23.
- ELUTIN A.V., CHISTOV L.V. & Georgiady E.K. (1995): Rare earth Metals. – Abstracts, (Krasnoyarsk, Russia) : 74—77.



„GIS – Geowissenschaftliche
Anwendungen und Entwicklungen“
„GIS – Geoscience Applications and
Developments“



In Kooperation mit:





Das geologische Modell des Informationssystems Oberflächennahe Geothermie für Baden-Württemberg

Isabel Rupf & Volker Armbruster

Regierungspräsidium Freiburg, Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, 79095 Freiburg, isabel.rupf@rpf.bwl.de

Das Erdwärmeportal des Landesamts für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg liefert sowohl flächenhafte, als auch standortbezogene Informationen über den geologischen Bau des Untergrunds und dessen geothermische Eigenschaften. Es wird als Informationssystem im Internet angeboten und ist modular aufgebaut. Zentraler Baustein ist ein geologisches 3D-Modell, das alle nachgeschalteten Module mit Daten bis 400m Tiefe versorgt. Dieser Beitrag stellt die Bestandteile des geologischen 3D-Modells und deren Erstellung mit der Software Gocad vor. Probleme bei der Modellierung, wie die Konsistenzprüfung von Informationen unterschiedlicher Herkunft oder das Handling großer Datenmengen, werden aufgezeigt.

The information system for geothermal energy of the Geological Service of Baden-Württemberg provides spatial information about the geothermal underground conditions as well as detailed information at specific potential borehole locations. The internet application consists of several different modules. Main component is a geological 3d-model that supplies data for the successive modules. This article presents the components of the 3d-model and its generation with the software Gocad. Problems of modeling dealing with inconsistency of data or the handling of the large amount of information are demonstrated.

1 Einleitung

Die Nutzung von oberflächennaher Erdwärme mit Hilfe von Erdwärmesonden für die Beheizung und Kühlung von Gebäuden erfreut sich in Baden-Württemberg wachsender Beliebtheit. Damit einher geht ein steigender Bedarf an geothermischen Untergrundinformationen. Das Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau stellt diese Daten in einem internetbasierten Informationssystem Oberflächennahe Geothermie (ISONG) der Öffentlichkeit zur Verfügung. Es liefert sowohl flächenhafte, als auch standortbezogene geologische und geothermische Informationen sowie Hinweise auf wasserwirtschaftliche Restriktionen und Bohrrisiken. Zielgruppe für das Informationssystem sind Bauherren, die einen ersten Überblick über geothermische Nutzungsmöglichkeiten, Einschränkungen und Bohrrisiken auf ihrem Grundstück erhalten. Eine weitere Zielgruppe stellen Fachanwender aus Planung und Handwerk, die unter Einbezug geologischer und geothermischer Informationen Dimensionierungen von Erdwärmesondenanlagen durchführen können (TRAPP & ARMBRUSTER, 2008). Die möglichen Bohrrisiken geben dabei wichtige Hinweise für die fachgerechte Bohrausführung und Bohrlochhinterfüllung. Schließlich

dient das Informationssystem den Behörden zur Beurteilung und Genehmigung von Erdwärmesondenvorhaben.



Abb. 1: Ausbaustufen des Informationssystems Oberflächennahe Geothermie für Baden-Württemberg: Stufe 1 – Oberrheingraben, Stufe 2 – Alpenvorland und Schwäbische Alb, Stufe 3 - Schichtstufenland und Grundgebirge.

ISONG ist seit Oktober 2007 frei geschaltet und stellt derzeit für das Oberrheingebiet (Ausbaustufe 1, siehe Abb. 1), das Alpenvorland und die Schwäbische Alb (Ausbaustufe 2) geothermische Daten bereit. Es ist im Internet unter www.geothermie-bw.de und auf den Seiten des LGRB unter www.lgrb.uni-freiburg.de abrufbar.

2 Module des Informationssystems

Das Informationssystem besteht aus vier Einzelmodulen (Abb. 2). Vorteil des modularen Aufbaus ist die Flexibilität des Gesamtsystems durch die Austauschbarkeit einzelner Bestandteile mit überschaubarem Aufwand (SOKOL & ARMBRUSTER, 2008). Zentraler Baustein ist ein dreidimensionales geologisches Modell bis in 400m Tiefe, das neben der räumlichen Verteilung der geothermischen Einheiten, Grundwassergleichen und gesteinsbezogene Hinweise enthält. Es liefert die Eingangsdaten für das Rechenmodul. In dieser Komponente des Informationssystems werden kumulative Wärmeentzugsleistungen für verschiedene Bohrtiefen in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 4640 Blatt 2 bis in 100m Tiefe ermittelt. Diese Wärmeentzugsleistungen dienen zur ersten Orientierung und können keine Detailplanung ersetzen.

Im Modul „Wasserwirtschaftliche Einschränkungen und Hinweise auf Bohrrisiken“ finden sich Angaben zu möglichen Restriktionen und geologischen Gefahren beim Bau von Erdwär-

mesonden. Wasserwirtschaftliche Einschränkungen gibt es beispielsweise in Wasser- und Heilquellenschutzgebieten. In Bereichen tiefer, schützenswerter Grundwasservorkommen liefert das System Angaben zu Bohrteufenbeschränkungen, die eine Verunreinigung oder Änderungen der Druckverhältnisse der Grundwasserressourcen verhindern sollen. Geologische Bohrrisiken liegen unter anderem bei artesischen Grundwasserdruckverhältnissen und bei stark geklüfteten und verkarsteten Gesteinseinheiten vor.

Alle Informationen werden im Internet mit Hilfe eines UMN-Mapservers zur Verfügung gestellt (s. Germann *et al.*, in diesem Band). Es gibt eine kostenfreie Standardversion mit allen wesentlichen Informationen zu Effizienz und Einschränkungen. Des Weiteren wird eine erweiterte Version angeboten, die ein prognostisches Bohrprofil mit Angaben zu Wärmeentzugsleistungen bis 100m Tiefe (Abb. 3) sowie Informationen zur Geologie des Untergrunds bis 400m unter Gelände enthält. Die erweiterte Version richtet sich vorrangig an Fachanwender und kann gegen einen geringen Kostenbeitrag abonniert werden.

3 Aufbau des geologischen 3D-Modells

Das geologische 3D-Modell ist auf einen Zielmaßstab von 1:50 000 ausgelegt und bildet die geologischen Verhältnisse bis in 400m Tiefe ab. Für das Modell wurden lithostratigraphische

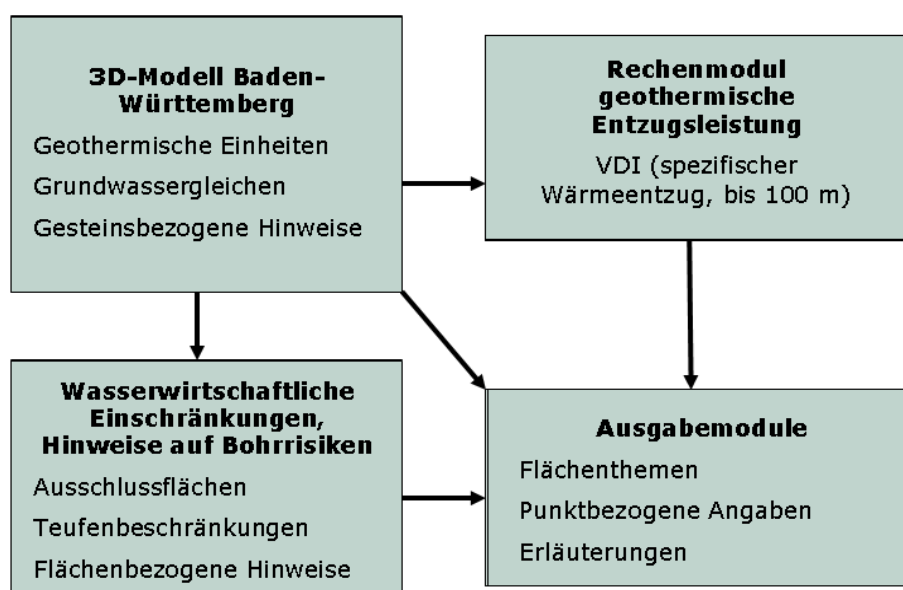


Abb. 2: Module des Informationssystems Oberflächennahe Geothermie für Baden-Württemberg.

Einheiten in Schichtpakete mit ähnlichen geothermischen Eigenschaften zusammengefasst. Bisher sind die Basisflächen von 20 geothermischen Einheiten integriert. Innerhalb der Schichtpakete werden laterale Unterschiede, wie Wechsel in der Korngrößenverteilung in Lockergesteinseinheiten, aber auch größeräumige Fazieswechsel durch mehr als 150 Kennungen beschrieben. Der Grundwasserstand in grobklastischen Lockergesteinen ist ein weiterer wichtiger Modellbestandteil, da sich die Wärmeentzugsleistungen bei gesättigten und ungesättigten Verhältnissen deutlich unterscheiden.

Das Modell wurde mit der Software GOCAD erstellt. Die einzelnen Objekte des Projekts liegen in Form triangulierter Flächen (TINs) vor. Als Basisdaten flossen Schichtlagerungs- und Mächtigkeitskarten in die Modellierung ein. Um die Qualität der stark heterogenen Eingangsdaten zu validieren und bei Bedarf zu verbessern, wurde der Bohrbefund aus der hausinternen Aufschlussdatenbank herangezogen. Derzeit sind etwa 25 000 Bohrungen im Modell integriert. Danach wurden alle Einzelobjekte in einem geologischen Gesamtmodell zusammengeführt und auf geometrische Konsistenz (gegenseitige Durchdringung verschieden alter geologischer Objekte etc.) sowie auf geologische Plausibilität überprüft. Um das geologische 3D-Modell für die anderen Module lesbar und verarbeitbar zu

machen, wurde ein 2D-Grid mit einer Maschenweite von 100 x 100m erstellt, alle relevanten Raumlageinformationen der geothermischen Einheiten auf den Gitterdatensatz übertragen und in einer PostgreSQL-Datenbank abgelegt.

Im Zuge der Modellierung trat eine Reihe Probleme inhaltlicher und technischer Art auf. Drei Beispiele sind im Folgenden stellvertretend herausgegriffen.

3.1 Konsistenzprüfung von Daten unterschiedlicher Herkunft

Schichtlagerungskarten sind unterschiedlich alt und repräsentieren daher unterschiedliche Wissensstände. Des Weiteren fließen individuelle Interpretationen des geologischen Befunds durch den Bearbeiter bei der Konstruktion von Isoliniendarstellungen ein. Kartenrandverwerfungen sind deshalb ein häufig auftretendes Phänomen, das im Zuge der Modellierung beseitigt werden muss. Die Bohrungen der Aufschlussdatenbank des LGRB liefern ein wertvolles Instrument für die automatisierte Evaluierung der Güte von Schichtlagerungskarten. Bei größeren Unstimmigkeiten wurden sowohl die Darstellungen als auch die Bohrungen manuell auf inhaltliche Richtigkeit überprüft und im Bedarfsfall korrigiert. Stark mit Fehlern behaftete Datensätze (Schichtlagerungskarten und Bohrungen) wurden

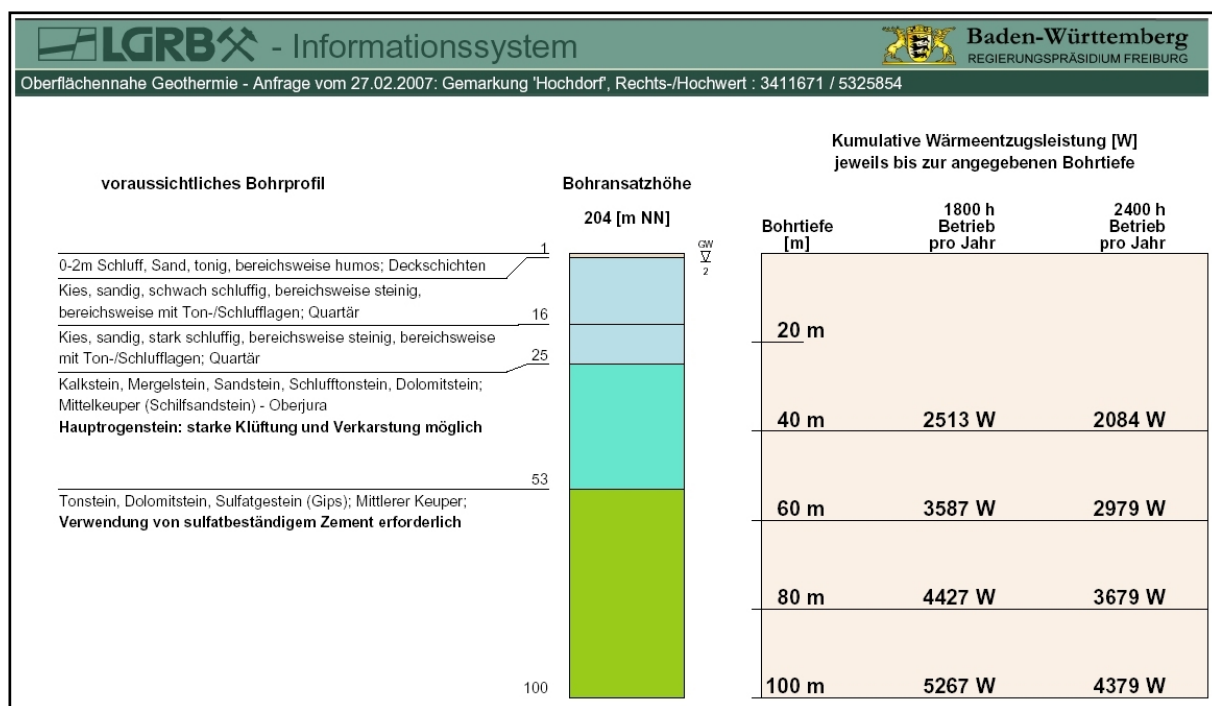


Abb. 3: Prognostisches Schichtenverzeichnis und tiefenbezogene kumulative Wärmeentzugsleistungen an einem potenziellen Erdwärmesondenstandort.

dabei aussortiert und fanden in der Modellierung keine weitere Verwendung (näheres zur Methodik in RUPF & NITSCH, 2008). Kleinere Abweichungen konnten durch lokales Anpassen der modellierten Flächen an den Bohrbefund korrigiert werden.

3.2 Bearbeitung von Basisflächen unbekannter Verbreitung

Die Modellierung von Schichtflächen unbekannter Verbreitung ist vor allem ein Problem des Alpenvorlands. Hier wurden die Schichtpakete der tertiären Einheiten primär nur partiell abgelagert und nachfolgend fluviatil (Graupensandrinne) und durch mehrere Gletschervorstöße im Quartär regional erodiert und umgelagert. Durch den kleinräumigen Wechsel der Schichtenfolge sind nicht immer Bohrungen für die eindeutige Klärung der Lagerungsverhältnisse vorhanden. Daher erfolgte zunächst eine unabhängige Bearbeitung der Raumlage quartärer und tertiärer Einheiten mit Hilfe des geologischer Karten, Bohrungen und Mächtigkeitsverteilungen in getrennten Modellen. Die tatsächliche Verbreitung einer Tertiäreinheit wurde aus dem nachträglichen Verschnitt mit Geometrien der erodierenden Einheiten im Hangenden erzeugt und nochmals mit dem Bohrbefund überprüft. Ergebnis ist eine auf der Grundlage eindeutiger geologischer Regeln generierte abgedeckte Karte des Präquartärs für den baden-württembergischen Anteil des Alpenvorlands.

3.3 Handling großer Datenmengen

Das geologische Modell für ISONG deckt derzeit mit rund 15 000 km² etwa 40% der Landesfläche Baden-Württembergs ab. Die bei der Modellierung erzeugten Datenmengen wachsen schnell und sind trotz Nutzung einer Workstation nur mit großem Zeitaufwand zu bearbeiten. Vor allem globale, d.h. ein gesamtes Modellierungsobjekt betreffende Operationen, wie Verschnitt oder Interpolation, sind zeitintensiv. Aber auch das lokale Editieren bestimmter Regionen bereitet Probleme. Eine Untergliederung der Objekte ist deshalb unumgänglich. Weil eine eindeutige Aufteilung des Gesamtmodells in geologisch

abgrenzbare Teilbereiche nicht möglich war, wurden die einzelnen Modellflächen auf der Grundlage des TK50-Blattschnitts untergliedert und getrennt voneinander bearbeitet. Die Fixierung der Flächengrenzen mit Control Nodes ermöglichte ein nachfolgendes Zusammenfügen der Einzelflächen. Zum Schluss wurden die ehemaligen Randbereiche der Flächen überprüft und bei Bedarf überarbeitet.

4 Ausblick

Derzeit wird das geologische Modell der Ausbaustufe 3 (s. Abb. 1) bearbeitet. Die Freischaltung des Raums Stuttgart – Heilbronn ist für 2009 vorgesehen. Nach der Fertigstellung des Informationssystems für gesamt Baden-Württemberg erfolgt die regelmäßige Pflege durch Einarbeitung neuer Bohrungen und die Aktualisierung der Restriktionsflächen und Hinweise auf Bohrrisiken. Die Anpassung des Rechenmoduls auf neue Entwicklungen ist ebenfalls geplant. Wünschenswert wäre eine Berücksichtigung der Grundwasserströmung und der Bodentemperatur, die Berechnung der Wärmeentzugsleistungen aus der gesteinspezifischen Wärmeleitfähigkeit sowie Aussagen für größere Tiefen. Darüber hinaus wird über die Erweiterung des Informationsangebots für andere Nutzungsformen der Geothermie wie Flächenkollektoren oder Grundwasserwärmepumpen nachgedacht.

5 Literatur

- RUPF, I. & NITSCH, E. (2008): Das Geologische Landesmodell von Baden-Württemberg: Datengrundlagen, technische Umsetzung und erste geologische Ergebnisse – Informationen, 21, 82 S., Freiburg i. Br.
- SOKOL, G. & ARMBRUSTER, V. (2008): Erdwärme digital – GIS Business, 3/2008: 31-33.
- TRAPP, C & ARMBRUSTER, V. (2008): Das Informationssystem Oberflächennahe Geothermie (ISONG) für Baden-Württemberg – bbr, 5/2008, im Druck.

Weiterentwicklung des LGRB-Mapservers und technische Informationen zum Informationssystem oberflächennahe Geothermie (ISONG)

Dieter Germann, Jens Schumacher, Joachim Schuff, Rainer Schweizer & Günter Sokol

Regierungspräsidium Freiburg, Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Albertstr. 5, 79104 Freiburg i.Br.

Der auf dem BHT 2007 vorgestellte LGRB-Mapserver für geowissenschaftliche Übersichtskarten wurde inzwischen auch für Karten im Planungsmaßstab (1:50000) weiterentwickelt. Diese Themen sind teilweise frei im Internet zugänglich, ein Teil davon kann gegen einen Betrag abonniert werden. Bedingt durch die Vielzahl der Ebenen und die Anforderung verschiedene Ebenen miteinander kombinieren zu können, wurde der LGRB-Geodaten-Browser entwickelt.

Eine weitere Besonderheit im LGRB-Mapserver ist das Informationssystem oberflächennahe Geothermie für Baden-Württemberg, das in der gleichen Veranstaltung von Frau Isabel Rupf vorgestellt wird. In diesem Vortrag werden ergänzend noch technische Informationen dazu gegeben.

In 2007 the LGRB-Mapserver for geoscientific maps of small scale has been presented. Now maps in middle scale for regional planning are also available. Part of these maps are free, others ask for a service charge for the subscription. Because of a multiplicity of layers and the requirement to combine several layers, the LGRB-geodata-browser has been developed. A further speciality of the LGRB-Mapserver is the informationssystem for shallow geothermal energy. In this presentation additionally some technical information will be given.

1 Einführung

Das Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB) als Abteilung 9 im Regierungspräsidium Freiburg hat in der Funktion des Geologischen Dienstes und der Bergbehörde für das Land Baden-Württemberg in 2007 den LGRB-Mapserver und die LGRB WMS-Dienste für Geowissenschaftliche Übersichtskarten vorgestellt. Die ersten Erfahrungen mit dieser Technologie, die geowissenschaftliche Daten direkt in Kartenform im Internet verfügbar macht, sind sehr positiv. Deshalb hat das LGRB das Themenspektrum seit 2007 noch weiter um Karten aus dem Planungsmaßstab ausgebaut.

2 Erweiterungen

2.1 Karten aus dem Planungsmaßstab

Der Themenbereich aus dem Planungsmaßstab teilt sich auf zwischen Themen mit kostenfreiem Zugang und Themen, deren Nutzung kostenpflichtig ist.

Folgende Themen sind über die Geowissenschaftlichen Übersichtskarten hinaus kostenfrei im LGRB-Webserver nutzbar:

- ADB Aufschlussdaten (Stammdaten von Bohrungen und sonstigen Aufschlüssen)
- Bergbau: Berechtsamkarten, Bergbaukonzessionen
- Bergbau: Themenkarten
- Geothermische Bestandsaufnahme des Oberrheingrabens - Nordteil
- Geothermische Synthese des Oberrheingrabens – Südteil
- Geotopkataster
- ISONG: Informationssystem Oberflächennahe Geothermie, Standardsystem, neu mit Oberschwaben und Schwäbische Alb
- Hydrogeologischer Bau und Aquifereigenschaften der Lockergesteine im Oberrheingraben

Bei folgenden Themen ist die Nutzung kostenpflichtig:

- GeoLa: Bodenkarte 1:50000
- GeoLa: Bodenkundliche Auswertungskarten 1:50000
- GeoLa: Geologische Karte 1:50000
- ISONG: Erweiterte Version mit virtuellem Bohrprofil
- KMR50: Karte der mineralischen Rohstoffe 1:50000

Grundlage für die gesamte Nutzung sind die Nutzungsbedingungen für die kostenfreien Geodaten-Dienste des LGRB (URL: http://www.lgrb.uni-freiburg.de/lgrb/lgrb_mapserver/nutzungsbedingungen).

Für die kostenpflichtigen Geodatendienste des LGRB gelten darüber hinaus noch die Zusätzlichen oder abweichende Bestimmungen zu den AGBs für den Bezug von Geodaten-Diensten (URL: <http://www.lgrb.uni-freiburg.de/lgrb/Produkte/geschaeftsbedingungen/geodaten-dienste>).

Die Nutzung der kostenpflichtigen Geodaten-Dienste ist zeitgebunden, d. h. man kann die entsprechenden Dienste für 6 oder 12 Monate

mit automatischer Verlängerungsmöglichkeit abonnieren. Unterschieden wird in folgende Lizenzmodelle: 1 Anwender, 2-4 Anwender, 5-10 Anwender, Serverlizenz Intranet (>10 Anwender) und Serverlizenz Extranet /Internet/ Broker. Die Preise wegen sich beispielsweise für die erweiterte Version von ISONG je nach Lizenz zwischen 50,- Euro und 500,-Euro pro Jahr. Die Preisübersicht finden Sie unter URL: http://www.lgrb.uni-freiburg.de/lgrb/lgrb_mapserver/nutzungsbedingungen/preise auf der Homepage des LGRB.

2.2 LGRB-Geodaten-Browser

Bereits mit den Paket der Geowissenschaftlichen Übersichtskarten enthielt der LGRB-Mapserver schon 102 Ebenen (Layer). Mit den kostenfreien und kostenpflichtigen geowissenschaftlichen Themen aus dem Planungsmaßstab kommen weitere 67 Layer dazu. Für den Kartennutzer ist es teilweise erforderlich, Layer aus verschiedenen Themenbereichen zu kombinieren. Dieses war mit dem bisherigen LGRB-MapServer nur sehr eingeschränkt möglich. Damit die im Inter-

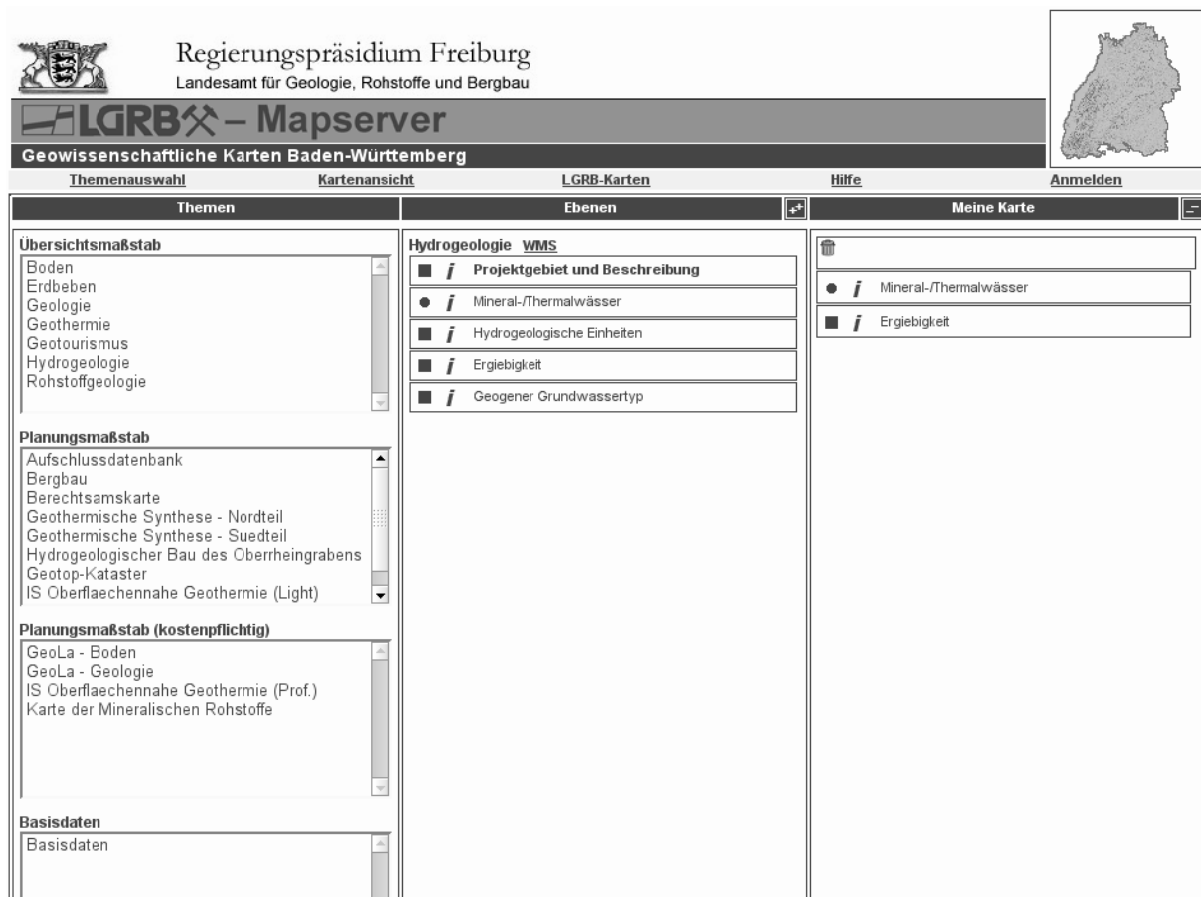


Abb. 1: LGRB-Geodaten-Browser.

net zur Verfügung gestellten Layer umfassend und damit fast beliebig zu Karten kombiniert werden können wurde der LGRB-Geodaten-Browser entwickelt. Mit der bisherigen Anwendung war es nicht bzw. nur eingeschränkt möglich, Layer aus den verschiedenen Fach- und Themenbereichen zu kombinieren. Durch die Erweiterung auf die kostenfreien und kostenpflichtigen geowissenschaftlichen Themen aus dem Planungsmaßstab war es nötig eine erweiterte Kartenanwendung zu konzipieren, die sowohl ein „browsen“ in allen durch das LGRB im Internet zur Verfügung gestellten Themen, als auch eine verbesserte Visualisierungs und Abfrageumgebung ermöglicht.

Der LGRB-Geodaten-Browser dient der Zusammenstellung von Layern aus unterschiedlichen Themenbereichen sowohl für die Visualisierung im LGRB-Mapserver als auch für den Datenzugriff über die LGRB-Webdienste. Einschränkend wirken lediglich der für jeden Layer gültige Maßstabsbereich und die grafische Darstellungsmöglichkeit.

Der LGRB-Geodaten-Browser (Abb. 1) besteht aus den drei Spalten Themen, Ebenen und Meine Karte. In der linken Spalte werden alle Themen sichtbar, die zur Verfügung stehen. Zunächst wird ein Thema angeklickt. Danach sind die zugehörigen Ebenen im mittleren Fenster sichtbar. Für die zu erstellende Karte können von der mittleren Spalte einzelne oder alle Ebenen in die rechte Spalte Meine Karte per Mausklick oder durch „ziehen mit der Maus“ übertragen werden. Die Ebenen im Bereich Meine Karte können durch Wiederholung dieses Vorgangs mit einem anderen Thema beliebig kombiniert werden.

Mit „ziehen mit der Maus“ ist folgender Vorgang gemeint: Anklicken der Ebene mit der linken Maustaste. Die Maustaste bleibt gedrückt und die Maus muss dann so bewegt werden, dass der Mauszeiger in den rechten Bereich Meine Karte reicht. Die Maustaste wird dann los gelassen. Dadurch wird dann die ausgewählte Ebene im Bereich Meine Karte angezeigt.

Sollten dagegen alle Ebenen des ausgewählten Themas genutzt werden, so genügt es die beiden +-Zeichen in der Überschrift der mittleren Spalte anzuklicken und sie werden in Meine Karte übertragen. Im Fall von zu vielen Ebenen im Bereich Meine Karte, können diese alle durch das Papierkorbsymbol in der rechten Spalte gelöscht werden. Einzelne Ebenen werden durch ziehen über das Papierkorbsymbol entfernt.

Über den Link WMS erhalten Sie die URL mit der Zugriff auf die angebotenen Themen im Internet möglich ist, so dass diese in ein eigenes Geoinformationssystem oder Applikation mit WMS- Schnittstelle integriert werden können. Den LGRB-Geodaten-Browser finden Sie über den URL: <http://www1.lgrb.uni-freiburg.de/com-viewer/mapserver>.

3 Technische Informationen zu ISONG

Das Informationssystem Oberflächennahe Geothermie (ISONG) ist inzwischen freigeschaltet und die Gebiete Oberrheingraben und Molassebecken mit Schwäbischer Alb sind im System enthalten. Der weitere Ausbau soll bis 2009 einen weiteren Teil mit dem Gebiet um Stuttgart enthalten.

Da der Nutzer von ISONG beliebige Punkte für einen geothermischen Standort für oberflächennahe Geothermie wählen kann, um eine Aussage zu erhalten, war dafür ein ausreichendes technisches Konzept erforderlich (Abb. 2). Der Nutzer hat die Möglichkeit, durch interaktives Setzen eines Punktes aussagekräftige Information über die eingeschränkten Kriterien und Verhältnisse an diesem Standort bezüglich der Anlage von Erdwärmesonden abzufragen. Ein komplexes technisches Konzept im Hintergrund sorgt für die entsprechende Aufbereitung der Information in der Anwendung.

Ein großer Teil der Information wird durch ein spezielles geothermisch orientiertes 3D-Modell versorgt. Der Nachführzyklus ist allerdings nicht so hoch, dass ein online-Zugriff auf dieses Modell erforderlich wäre. Aufgrund der Genauigkeit dieses Modells reicht für die Nutzung im Informationssystem ein Raster von 100 x 100 m aus.

Darüber hinaus werden aus den Informationen des 3D-Modell noch weitere Daten mit Hilfe eines Rechenmoduls für die Wärmeentzugsleistung abgeleitet. Das 100 x 100 m Raster mit geologischen und geothermischen Informationen wird offline aufgebaut, immer dann, wenn im Bereich der Geologie, der gesteinsbezogenen Risiken oder der Wärmeentzugsleistung Änderungen erforderlich sind. Dieses Raster wird in einer PostgreSQL-Datenbank gespeichert. Der Zugriff des LGRB-Mapservers erfolgt in einem zweiten Schritt indiziert online. Im Endausbau wird man mehr als 3 Millionen Punkte in der Datenbank verwalten.

Die übrigen Daten wie Geobasisdaten, wasserwirtschaftliche Einschränkungen, geologische Risiken und geothermische Flächendaten wurden direkt in den LGRB-Mapserver integriert und stehen damit zusammen mit dem Direktzugriff zum regionalisierten 100 x 100 m Raster über das Informationssystem ISONG dem Nutzer zur Verfügung.

4 Ausblick

Die LGRB-Mapserver werden aufgrund der technischen Entwicklung aber auch durch die Verfügbarkeit zusätzlicher Schnittstellen einer ständigen Weiterentwicklung unterliegen. Insbesondere beim LGRB-Mapserver für Geowissenschaftliche Übersichtskarten werden noch weitere Themen integriert werden.

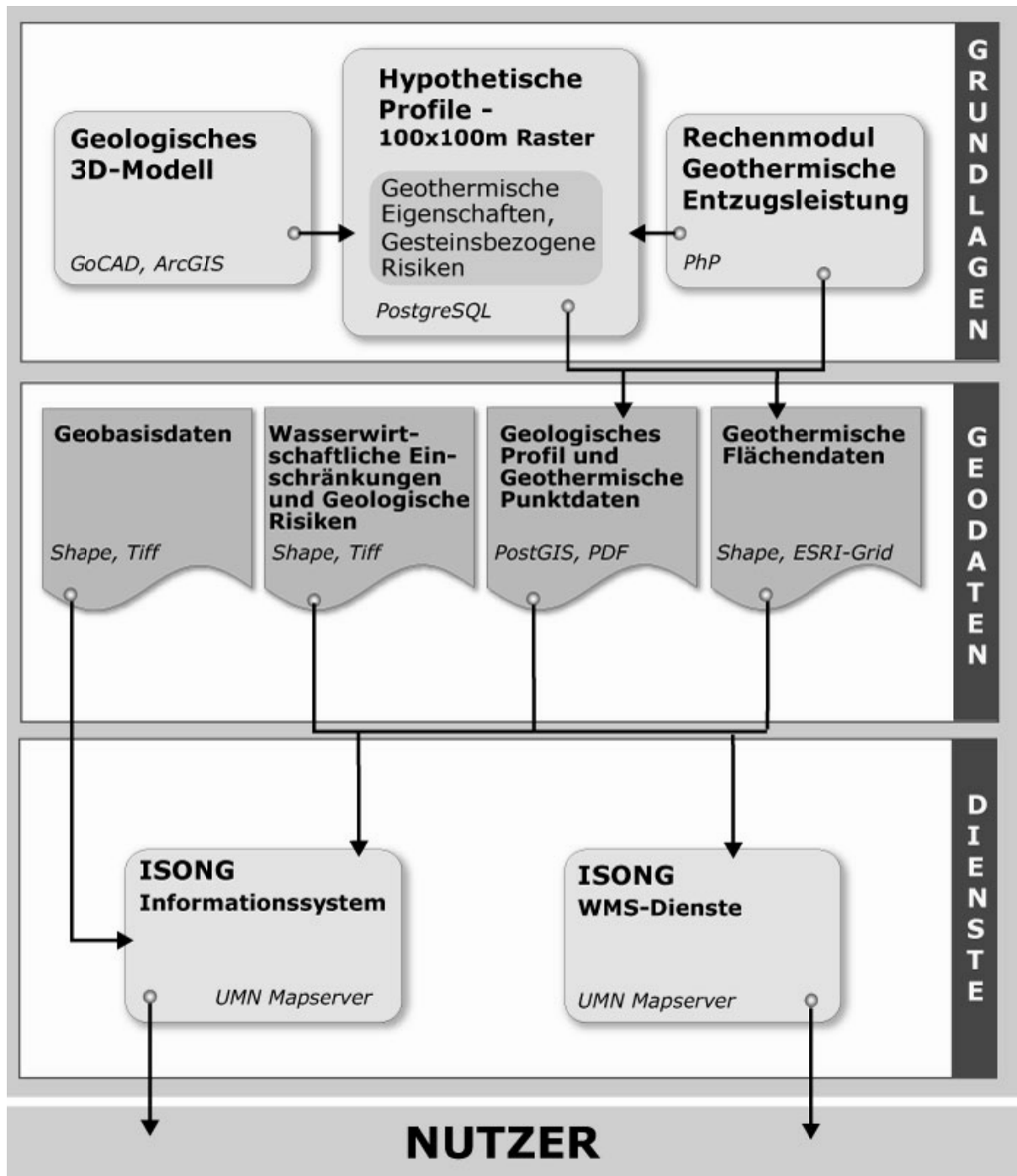


Abb. 2: Struktur des technischen Konzepts von ISONG.

5 Dank

Den Kolleginnen und Kollegen des LGRB danke wir sehr für den Aufbau der geowissenschaftlichen Informationen und der Entwicklung des LGRB-Mapservers und des LGRB-Geodaten-Browsers.

6 Literatur

LGRB-Homepage: <http://www.lgrb.uni-freiburg.de>

LGRB-Mapserver:

http://www.lgrb.uni-freiburg.de/lgrb/lgrb_mapserver

ISONG: http://www.lgrb.uni-freiburg.de/lgrb/Fachbereiche/geothermie/is_geothermie

OGC (open geospatial consortium)
<http://www.opengeospatial.org/>

UMN-Mapserver (university of minnesota mapserver)
<http://www.umn-mapserver.de>



Aufbau eines geothermischen Informationssystems für Deutschland

Thorsten Agemar¹, Jessica-Aileen Alten¹, Klaus Kühne¹, Andreas-Alexander Maul¹, Sandra Pester¹, Wolfgang Wirth² & Rüdiger Schulz¹

Institut für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben¹, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie²
Geozentrum Hannover, Stilleweg 2, 30655 Hannover

Das geothermische Informationssystem (GeotIS) bietet eine Zusammenstellung von Daten und Informationen über tiefe Grundwassersysteme in Deutschland, die für eine geothermische Nutzung in Frage kommen. Als internetbasiertes GIS erfüllt es die Forderung nach einer umfassenden, weitgehend maßstabsunabhängigen und stets aktualisierten Form eines Geothermie-Atlases. Ziel ist ein komfortabler Zugang zu den entscheidenden Parametern und damit eine Qualitätsverbesserung bei der Projektierung geothermischer Anlagen. Der Kern des Systems ist eine relationale Datenbank, in der sämtliche Daten (z. B. Bohrprofile, Porositätswerte, Untergrundtemperaturen, Schichtverläufe etc.) verwaltet werden. Über einen frei wählbaren Kartenausschnitt im Browser kann der Nutzer seine Recherche eingrenzen und die frei verfügbaren Daten zu einem bestimmten Gebiet abrufen. GeotIS bietet verschiedene Möglichkeiten der Darstellung von Daten. Unter anderem ist es möglich, ein frei positionierbares geologisches Profil zu erzeugen, auf dem neben der Lage von Bohrungen auch die Temperaturverteilung angezeigt werden kann. Zurzeit enthält GeotIS bereits Daten über Nordostdeutschland. Weitere, für die tiefe Geothermie interessante Gebiete wie der Oberrheingraben und das süddeutsche Molassebecken werden folgen. Im Internet ist das Projekt unter <http://www.geotis.de> zu finden.

The geothermal information system (GeotIS) provides compiled data and information about deep groundwater systems suitable for geothermal exploitation. It is an internet-based GIS which complies with requirements of a nearly scale-independent and continually updated geothermal atlas. The project aims at an improvement of quality in the planning of geothermal plants by providing easy access to relevant parameters like underground temperature, porosity, or permeability. The principal part of the system is a relational database for managing all data (e.g. well profiles, porosity values, underground temperatures, structural data etc.). The users can narrow down a query by selecting an area of interest on the map in the browser. GeotIS offers many options for data visualization. For instance, it is possible to create a geological profile simply by drawing a line on the map. The geological profiles do not only display structural data but also the positions of wells and underground temperature patterns. Currently, GeotIS contains data on Northeast-Germany. More areas of geothermal interest will follow (e.g. Upper Rhine Valley, South German Molasse Basin). The website of the project can be found at <http://www.geotis.de>.

1 Einleitung

Die Bundesregierung hat sich zum Ziel gesetzt, den Anteil regenerativ erzeugter Energie an der Gesamtenergieversorgung der Bundesrepublik Deutschland in den nächsten Jahren auszubauen. Vor diesem Hintergrund fördert das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) im Rahmen des 5. Energieforschungsprogramms der Bundesregierung u. a. Forschungs- und Entwicklungsmaßnahmen auch im Bereich der tiefen Geothermie. Dazu zählt das Vorhaben "Aufbau eines geothermischen Informationssystems für Deutschland" (GeotIS).

Das Projekt wird unter Federführung des Leibniz-Instituts für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben (GGA-Institut), Hannover, umgesetzt. Projektpartner sind:

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), München,
- Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover,
- Abteilung Umwelt im Regierungspräsidium Freiburg,

- Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Güstrow,
- Freie Universität Berlin (FU), Arbeitsgruppe Hydrogeologie,
- Geothermie Neubrandenburg GmbH (GTN).

In Deutschland nimmt die Temperatur in der Erdkruste im Mittel um 30 K pro Kilometer mit der Tiefe zu. Heißes Wasser, das über Geothermiebohrungen gefördert werden kann, ist vor allem in porösen Sandstein- und zerklüfteten Kalksteinschichten (Karst) gespeichert. Tiefe Grundwasserleiter sind die Grundlage hydrogeothermischer Energiegewinnung. Um Aussagen über die hydrogeothermischen Ressourcen an einem Standort machen zu können, müssen die Eigenschaften der tiefen Grundwasserleiter möglichst genau abgeschätzt werden. In erster Linie geht es um zwei Fragen: wie heiß ist das Grundwasser und in welchen Mengen kann es gefördert werden? Letzteres, die Ergiebigkeit einer Förderbohrung, wird neben der eingesetzten Technik maßgeblich durch die hydraulischen Eigenschaften eines oder mehrerer Grundwasserleiter bestimmt.

Untergrundtemperaturen, sowie die Mächtigkeit und hydraulischen Eigenschaften der Grundwasserleiter, sind daher die bestimmenden Größen für das Fündigkeitsrisiko. Sie stellen die Hauptinhalte des geothermischen Informationssystems dar und sind Entscheidungsgrundlage für die spätere geothermische Nutzung. Eine wirtschaftliche Verstromung geothermischer Energie setzt eine Temperatur des geförderten Wassers von mindestens 100 °C voraus. Bereits ab 60 °C können Grundwasserleiter zur direkten Wärmege- winnung genutzt werden. Unser Ziel ist die Qualitätsverbesserung bei der Projektierung geothermischer Anlagen und die Minimierung des Fündigkeitsrisikos. Trotz der vielen eingehenden Daten wird GeotIS aber keine lokale Machbarkeitsstudie ersetzen, da nicht alle Standort- spezifischen Details in eine automatisch gene- rierte Berechnung einfließen können.

Im Grunde ist das geothermische Informations- system als digitale Variante eines Geothermie- Atlases zu sehen, die weitgehend maßstabs- unabhängig ist und stets in der aktuellsten Aufla- ge zur Verfügung steht. Sowohl geowissen- schaftliche Basisdaten als auch aktuelle Erkenn- nisse und Ergebnisse werden bereitgestellt und kontinuierlich ergänzt.

Tab. 1: Aussichtsreiche Regionen und Horizonte für eine hydrogeothermischen Nutzung.

<i>Region</i>	<i>Horizont</i>
Norddeutsches Becken	Speicherkomplex Lias- Rhät Mittlerer Buntsandstein Unterkreide-Sandsteine Dogger-Sandsteine Keuper-Sandsteine
Oberrrheingraben	Oberer Muschelkalk Mittlerer Buntsandstein
Süddeutsches Molasse- becken	Oberer Jura (Malm)

In der aktuellen Planung ist das Informationssys- tem auf hydrogeothermische Nutzungsmöglich- keiten begrenzt. Es werden jedoch die Voraus- setzungen geschaffen, das Informationssystem hinsichtlich geothermischer Nutzung für Hot- Dry-Rock (HDR)-Verfahren und im Bereich von Störungszonen entsprechend auszubauen. In der aktuellen Entwicklung des geothermischen In- formationssystems wird auch nicht die gesamte Fläche Deutschlands abgedeckt. Wir konzentrie- ren uns zunächst auf die Regionen, in denen die hydrogeothermische Nutzung des Untergrunds am aussichtsreichsten ist: das Norddeutsche Be- cken, der Oberrrheingraben und das Süddeutsche Molassebecken. Tabelle 1 zeigt die für jede Re- gion wichtigsten stratigraphischen Horizonte. Die Auswahl der Horizonte wurde von den Pro- jektpartnern vorgenommen, da diese die besten regionalen Kenntnisse besitzen. Weitere hydro- geothermisch interessante Regionen, wie das Thüringer Becken oder Gebiete Schleswig- Holsteins, sollen erst später in das Informations- system einbezogen werden.

Das System wird über das Internet frei zur Ver- fügung stehen, wobei die Eigentumsrechte an den Basisdaten in geeigneter Weise berücksich- tigt werden.

2 Datengrundlage

2.1 Bohrdaten

Insgesamt sind in GeotIS etwas mehr als 30.000 Bohrungen (Bohransätze) aufgenommen worden. Der überwiegende Teil der Bohrungen wurde im Rahmen der Kohlenwasserstoffexploration abge- teuft (ca. 27.000 in Deutschland). Darüber hinaus existieren Geothermie-, Thermal- und Mineral- wasserbohrungen sowie Bohrungen des Berg- baus. Die Bohrungsdaten sind in einer relationa-

len Datenbank (Microsoft SQL Server 2000/2005) abgelegt. Aktuell umfasst der Gesamtdatenbestand ca. 2,78 Mio. Datensätze. Die Generierung der Tabellen und deren Füllung sowie der Import von Daten aus den verschiedenen Quellen erfolgt durch ein umfangreiches System von Datenbankskripten und Java-Programmen. Dieser Ansatz wurde vor allem gewählt, um die Erstellung der Datenbank – z. B. im Fall struktureller oder inhaltlicher Änderungen der Datenquellen – automatisch und damit sicher reproduzieren zu können.

Die Fachdaten dürfen in der Regel aus rechtlichen Gründen nur von Nutzungsberechtigten verwendet werden und in ihrer originären Form nicht nach außen weitergegeben werden. Die Datenhaltung muss dieser Anforderung gerecht werden, indem den Internet-Nutzern nur die Stammdaten der Bohrungen zugänglich gemacht werden, also beispielsweise Parameter wie Eigentümer und Endteufe. Weitere Bohrungsdetails stehen dem Nutzer nur in generalisierter, abgeleiteter bzw. anonymisierter Form zur Verfügung. Diese Anforderung wird durch eine strikte Trennung der Datenhaltung von Arbeits- und Präsentationsdaten erfüllt.

2.2 Hydraulische Daten

Verfügbare Quellen für hydraulische Daten sind das Fachinformationssystem (FIS) Kohlenwasserstoffe des LBEG, die Datenbestände der oben genannten Projektpartner und der so genannte „Hauptspeicher Bohrungsdaten“, ein Datenbestand, der sich im Besitz der Erdgas Erdöl GmbH (EEG) befindet und u. a. Testdaten aus der ehe-

maligen DDR enthält. Insgesamt muss jedoch gesagt werden, dass entsprechende Angaben zu den geothermisch relevanten Horizonten (Tab. 1) nur in geringer Anzahl und nicht flächendeckend digital verfügbar sind. Das FIS Kohlenwasserstoffe umfasst ca. 315.000 Datensätze mit Ergebnissen von Bohrkernuntersuchungen, die Permeabilitätsangaben beinhalten. Daneben liegen ca. 80.000 Datensätze mit Porositätsangaben vor, aus denen u. U. auf die Permeabilität geschlossen werden kann. Ein entsprechender Zusammenhang lässt sich beispielsweise über die Theorie von PAPE *et al.* (1999) herstellen. Ein Vergleich mit Untersuchungen aus dem FIS Kohlenwasserstoffe, bei denen Porositäten und Permeabilitäten bekannt sind, zeigt, dass diese Theorie zumindest in bestimmten Horizonten und im Bereich von Porositäten größer als 20% die gemessenen Permeabilitäten gut vorhersagt. Bei über 90% der Untersuchungen aus diesem Bereich unterscheiden sich gemessene und berechnete Permeabilität um weniger als einen Faktor 10.

Etwa 80% der untersuchten Bohrungen liegen im Norddeutschen Becken. Der Rest konzentriert sich fast ausschließlich auf das Süddeutsche Molassebecken, den Oberrheingraben, das Thüringer Becken und den deutschen Teil der Nordsee. Von den Projektpartnern werden noch weitere hydraulische Daten zur Verfügung gestellt, die sich auf geothermisch relevante Horizonte beziehen. Es handelt sich dabei überwiegend um Messwerte hydraulischer Tests.

Testdaten aus dem „Hauptspeicher Bohrungsdaten“ der EEG beziehen sich nur zu einem kleinen Teil auf geothermisch relevante Horizonte und

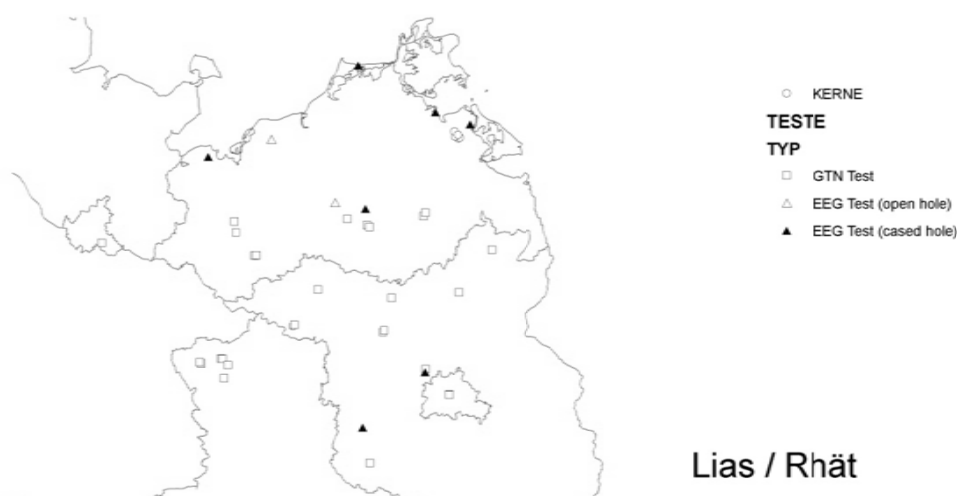


Abb. 1: Geographische Verteilung der digital verfügbaren Daten über hydraulische Eigenschaften des Speicherkomplexes Lias-Rhät im Nordosten Deutschlands. Datenquellen: Bohrkern aus dem FIS Kohlenwasserstoffe des LBEG, hydraulische Tests von GTN und hydraulische Tests aus dem „Hauptspeicher Bohrungsdaten“ der EEG.

enthalten nur wenige Transmissivitäts- oder Permeabilitätsangaben. Abbildung 1 zeigt als Beispiel die Verteilung der verfügbaren Hydraulikdaten für den Speicherkomplex Lias-Rhät in Nordostdeutschland.

2.3 Temperaturdaten

Am GGA-Institut wird das Fachinformationssystem (FIS) Geophysik (<http://www.fis-geophysik.de>) betrieben (KÜHNE *et al.*, 2003; KÜHNE, 2006). Die Datenbank enthält Messdaten und Auswertungen verschiedener geophysikalischer Verfahren, vorrangig für das Gebiet von Deutschland. Es sind Daten des GGA-Instituts, aber auch von Partnerinstitutionen gespeichert. Das Subsystem Geothermik enthält Informationen aus rund 9.500 Bohrungen über das Temperaturfeld im Untergrund Deutschlands (Abb. 2). Ungestörte Temperaturlogs und Lagerstättentemperaturen werden als optimale Daten angesehen. Sie werden keiner rechnerischen Korrektur unterzogen. Letzteres gilt ebenso für die gestörten Temperaturlogs. Lagerstättentemperaturen liegen aufgrund der regelmäßigen, langjährigen Kontrolle der Förderbohrungen als umfangreiche Messreihen vor; die Schwankungsbreite dieser Temperaturwerte liegt überwiegend unter 1 K. Häufig liegen jedoch nur BHT-Daten (Bottom-Hole-Temperature) vor. Die Temperaturwerte werden dabei im Bohrloch tiefsten unmittelbar nach Einstellen der Bohrar-

beiten gemessen. Durch den Bohrvorgang (Spülungsumlauf) ist das Temperaturfeld jedoch lokal gestört und die Temperaturmessungen müssen korrigiert werden. In Abhängigkeit von der Stillstandszeit nach Bohrende, der Spüldauer und der Anzahl der für jede Tiefe zur Verfügung stehenden Temperaturwerte können unterschiedliche Extrapolationsverfahren verwendet werden (SCHULZ & SCHELLSCHMIDT, 1991). Trotz der angewandten Korrekturen sind diese Ergebnisse im Gegensatz zu ungestörten Temperaturlogs noch mit einem Fehler von ca. ± 5 K behaftet.

Langjährige Mittelwerte der Oberflächentemperatur vervollständigen die Temperaturinformation. Als Näherung für die Bodentemperatur in 13 m Tiefe dienen Lufttemperaturdaten (2 m über Grund) vom Deutschen Wetterdienst. Die Daten wurden von 675 Wetterstationen über einen Zeitraum von 30 Jahren (1961-1990) gewonnen. Aus den Mittelwerten wurden für ganz Deutschland Bodentemperaturwerte im 100-Meter-Raster durch Kriging berechnet. Bei der Regression der Bodentemperatur wurde ein Höhengradient von 4 K/km berücksichtigt.

Der mittlere Temperaturgradient für den Untergrund beträgt etwa 30 K/km. Aufsteigende Tiefenwässer und die Wärme gut leitende Salzkissen und -diapire können zu Temperaturanomalien und zu weit höheren Temperaturgradienten führen. Dies hat unmittelbaren Einfluss auf die

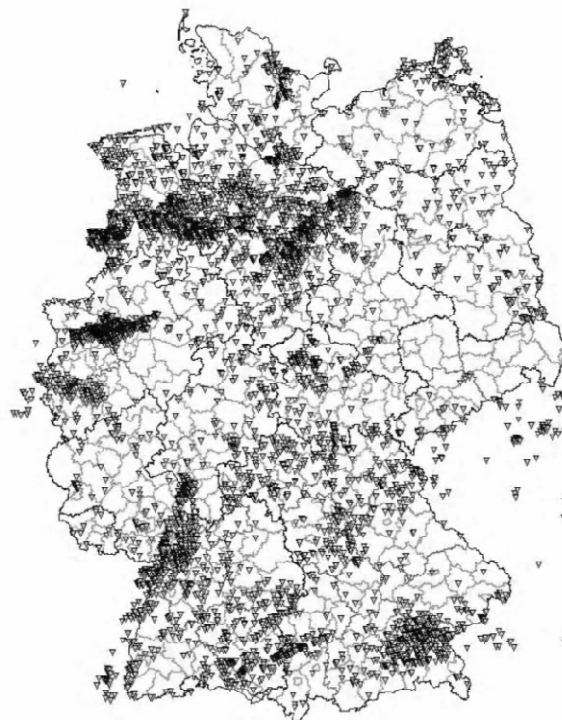


Abb. 2: Geographische Verteilung der Untergrundtemperaturdaten aus dem FIS Geophysik.

Standortwahl, da höhere Temperaturen die Nutzung geothermischer Energie wirtschaftlich attraktiver machen.

Zur Bestimmung des Temperaturfeldes werden alle Temperaturinformationen einer Region einer statistischen Analyse unterzogen und ein dreidimensionales Multigaussian Kriging unter Berücksichtigung des mittleren Temperaturgradienten durchgeführt (Universal Kriging). Auf diese Weise erhält man nicht nur eine Prognose über die Temperaturverteilung im Untergrund, sondern auch die Varianz der interpolierten Temperaturwerte. Für Nordostdeutschland wurde dieses statistische Verfahren bereits durchgeführt. Dabei stellte sich heraus, dass nah beieinander liegende Temperaturinformationen vereinzelt zu negativen Temperaturgradienten im Ergebnis führen können. Um dieses Artefakt zu vermeiden, wurden Einzelwerte vor dem Kriging zunächst vertikal interpoliert.

Da die Ausgangsdaten von unterschiedlicher Qualität sind, wurde abschließend mit dem Programm GOCADTM die ermittelten Werte mit dem DSI-Verfahren (DSI = discrete smooth interpolation, MALLETT 2002) lokal an die höherwertigen Datenpunkte angepasst. Abschließend wurden die Daten als 3D-Datensatz in einer Auflösung von lateral 2000 m und vertikal 100 m in binärer Form in der relationalen Datenbank gespeichert.

2.4 Strukturdaten

Für Nordostdeutschland stellen die Kartenwerke „Geothermische Ressourcen im Nordteil der DDR“ (ZENTRALES GEOLOGISCHES INSTITUT 1988-1990) und „Geologische Grundlagen zur Geothermienutzung in Nordost-Deutschland“ (GESELLSCHAFT FÜR UMWELT- UND WIRTSCHAFTSGEOLOGIE, 1992) die wichtigsten Quellen für die Modellierung dar. Die darin enthaltenen Karten im Maßstab 1:200.000 bieten eine umfassende und genaue Darstellung der Basisflächen geothermisch relevanter mesozoischer Horizonte. Das LUNG hat alle Kartenblätter, die die ausgewählten Speicherhorizonte im Norddeutschen Becken betreffen, gescannt, georeferenziert und anschließend vektorisiert. Die erstellten Dateien wurden einer genauen Qualitätsprüfung unterzogen und anschließend mit GOCADTM weiter bearbeitet. Dabei hat sich gezeigt, dass sich mit dem DSI-Verfahren von GOCADTM die triangulierten Basis- und Topflächen mit etwas Nacharbeit optimal an die Isolinien anpassen lassen (Abb. 3). Die Basisflächen werden anschließend auf Übereinstimmung mit den Bohrprofilen geprüft und bei Abweichungen entsprechend korrigiert werden. Die Topflächen wurden auf der Grundlage der Verbreitungslinien und der Bohrprofile unter Berücksichtigung der geologischen Strukturen erstellt.

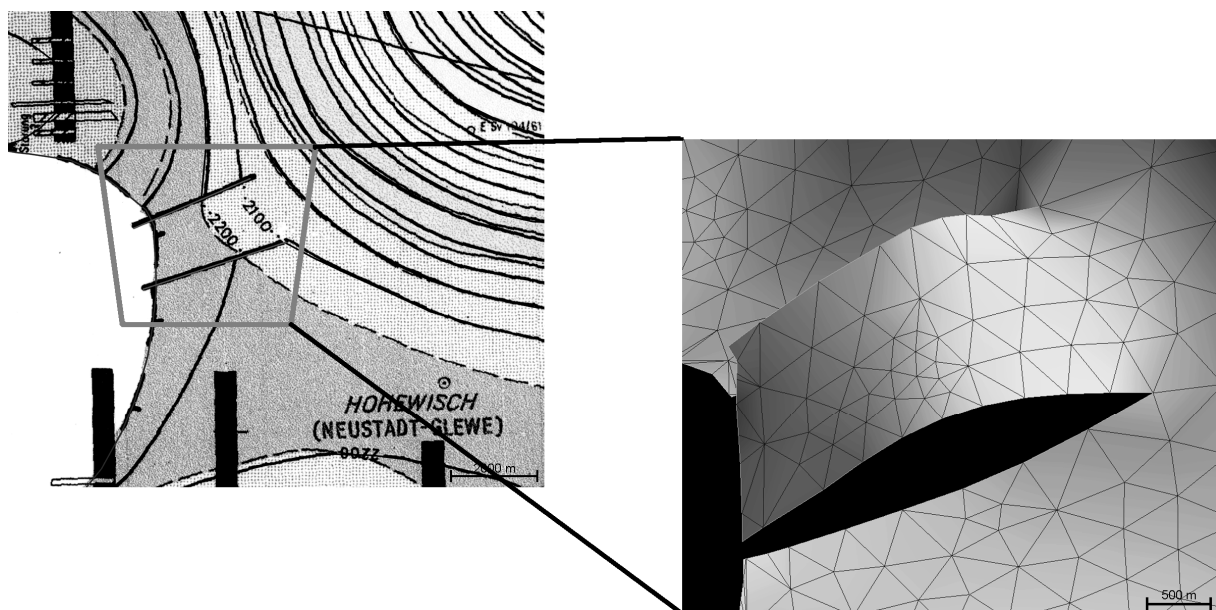


Abb. 3: Beispiel für die Umsetzung der Geothermiekarten in ein Raummodell. Linke Seite: Ausschnitt aus einem Kartenblatt Schwerin/Bad Doberan mit Tiefenlinien-Plot der Lias-Basis und dem als Umsetzungsbeispiel gewählten Teilgebiet (graues Viereck) mit zwei Störungen (gerade Linien). Rechte Seite: Resultierende 2½D-Fläche in GOCADTM.

In Baden-Württemberg sind zwei Regionen für die tiefe Geothermie von Bedeutung: das Molassebecken im Südosten und der Oberrheingraben. Letzterer lässt sich aufgrund der starken Bruchtektonik nur schwer modellieren. Grundlage der 2½D-Modellierung sind in beiden Regionen Seismik-Profile und Bohrungen. Die Abteilung Umwelt im Regierungspräsidium Freiburg greift hier auf Seismikdaten der Kohlenwasserstoffindustrie zurück, die im Rahmen des Projekts gesammelt, georeferenziert und vektorisiert werden. Für den Oberrheingraben existieren 1031 seismische Sektionen, die im Rahmen des Projekts bereits digital aufbereitet wurden. Die Bearbeitung der 950 Sektionen des Molassebeckens wird im Laufe des Jahres 2008 abgeschlossen. Für den Oberrheingraben ist auf der Basis der seismischen Daten eine Erstellung von 20 geologischen Querprofilen im Abstand von 10 km und ein bis zwei Längsprofilen geplant. Für das Molassebecken in Baden-Württemberg werden 5 Querprofile und 5 Längsprofile erstellt. Wie für das Gebiet in Nordostdeutschland wird auch für die Gebiete in Baden-Württemberg die Modellierung mit GOCADTM durchgeführt.

Für den Malm im bayerischen Teil des Molassebeckens wird eine vorhandene Karte vom Landesamt für Umwelt in München im Maßstab 1:500.000 verwendet. Allerdings wird nur für die Oberkante des Malms ein 2½D-Modell erstellt, da die Lage der Basis nicht überall bekannt ist.

Zur Vorbereitung der Internet-Darstellung werden die triangulierten 2½D-Flächen des Untergundmodells nach nochmaliger Begutachtung in orthogonale Rasterflächen mit einer Rasterweite von 100 m überführt, anschließend in 20 km x 20 km große Bereiche unterteilt und im letzten Schritt in der relationalen Datenbank abgelegt. Das gleichmäßige Raster erlaubt einen schnellen Zugriff auf die Daten und benötigt insgesamt weniger Speicherplatz. Dies ist wichtig, wenn durch Datenabfragen der Nutzer große Datenmengen in Echtzeit in komplexe Grafiken umgerechnet werden müssen.

3 Recherche-Oberfläche

Die Recherche in GeotIS erfolgt ausschließlich über das Internet. Zurzeit befindet sich das System noch in der Test- und Entwicklungsphase und ist daher nicht frei zugänglich. Unter <http://www.geotis.de> wird die Recherche-Oberfläche nach erfolgreichem Ablauf der Testphase freigeschaltet werden. Bereits jetzt ist unter dieser URL das Verzeichnis geothermischer Standorte (VGS) abrufbar (PESTER *et al.* 2007), welches Funktionen aufweist, wie sie in ganz ähnlicher Weise auch in GeotIS verwirklicht werden.

Die Recherche-Oberfläche ermöglicht die dynamische Generierung von interaktiven Karten, in denen Fachinformationen mit topographischen

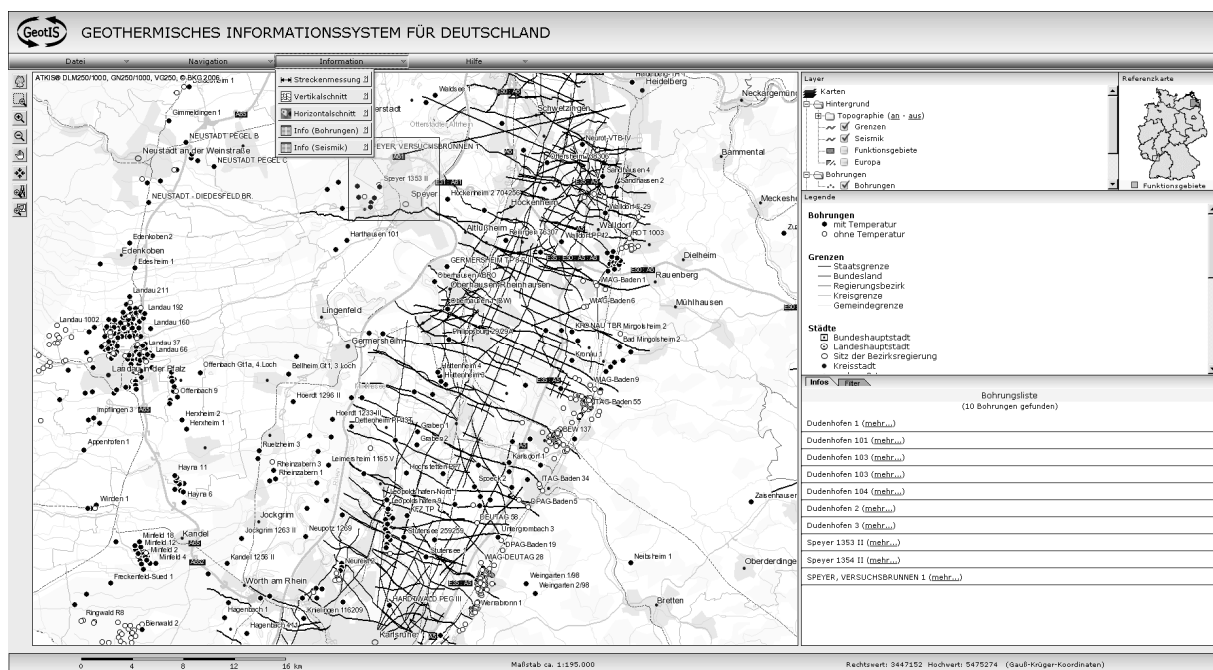


Abb. 4: Bildschirmausdruck der Recherche-Oberfläche. Auf der linken Seite befindet sich die Karte, auf der die Lage von Bohrungen und Seismikprofilen eingezeichnet sind. Auf der rechten Seite befinden sich Legende, Referenzkarte und weitere Kartenoptionen.

und statistischen Daten kombiniert werden. GeotIS baut auf den Erfahrungen auf, die das GGA-Institut bei der Entwicklung des Fachinformationssystems Geophysik (FIS GP) gewinnen konnte (KÜHNE, 2006; KÜHNE *et al.*, 2003). So kommt auch bei GeotIS ein MS-SQL-Server, die Skriptsprache PHP, sowie der frei verfügbare UMN-Mapserver und MapScript (FISCHER, 2003) zum Einsatz. Darüber hinaus mussten jedoch einige Teile von GeotIS in Java programmiert werden, um umfangreiche Berechnungen und komplexe Darstellungen zu beschleunigen. Vor allem die Darstellung der Geologie und der Temperaturverläufe wäre ohne Java in dieser Weise nicht möglich. Bei GeotIS wurde besonderer Wert darauf gelegt, dass ein möglichst großer Teil der Funktionalität auf dem Server erzeugt wird.

Fachinformationen, wie die Lage von Seismik-Sektionen oder Bohrungen werden direkt auf der Karte dargestellt (Abb. 4). Zur besseren Orientierung können Verkehrswege, Städte, Grenzen und verschiedene andere topographische Informationen einzeln oder in Kombination ein- oder ausgeblendet werden (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, ATKIS® DLM250/1000, GN250/1000, VG250). Es ist selbstverständlich auch möglich, gezielt nach dem Namen einer Gemeinde oder einer Bohrung zu suchen. Zu Bohrungen und Seismik-Sektionen können darüber hinaus Metadaten in Form einer Tabelle abgerufen werden. Der Nutzer kann bis zu einem Maßstab von 1:20.000 in die Kartendarstellung hineinzoomen. Bei diesem Maßstabsfaktor können die einzelnen Bohrungen graphisch aufgelöst werden, auch wenn sie sich in enger Nachbarschaft befinden.

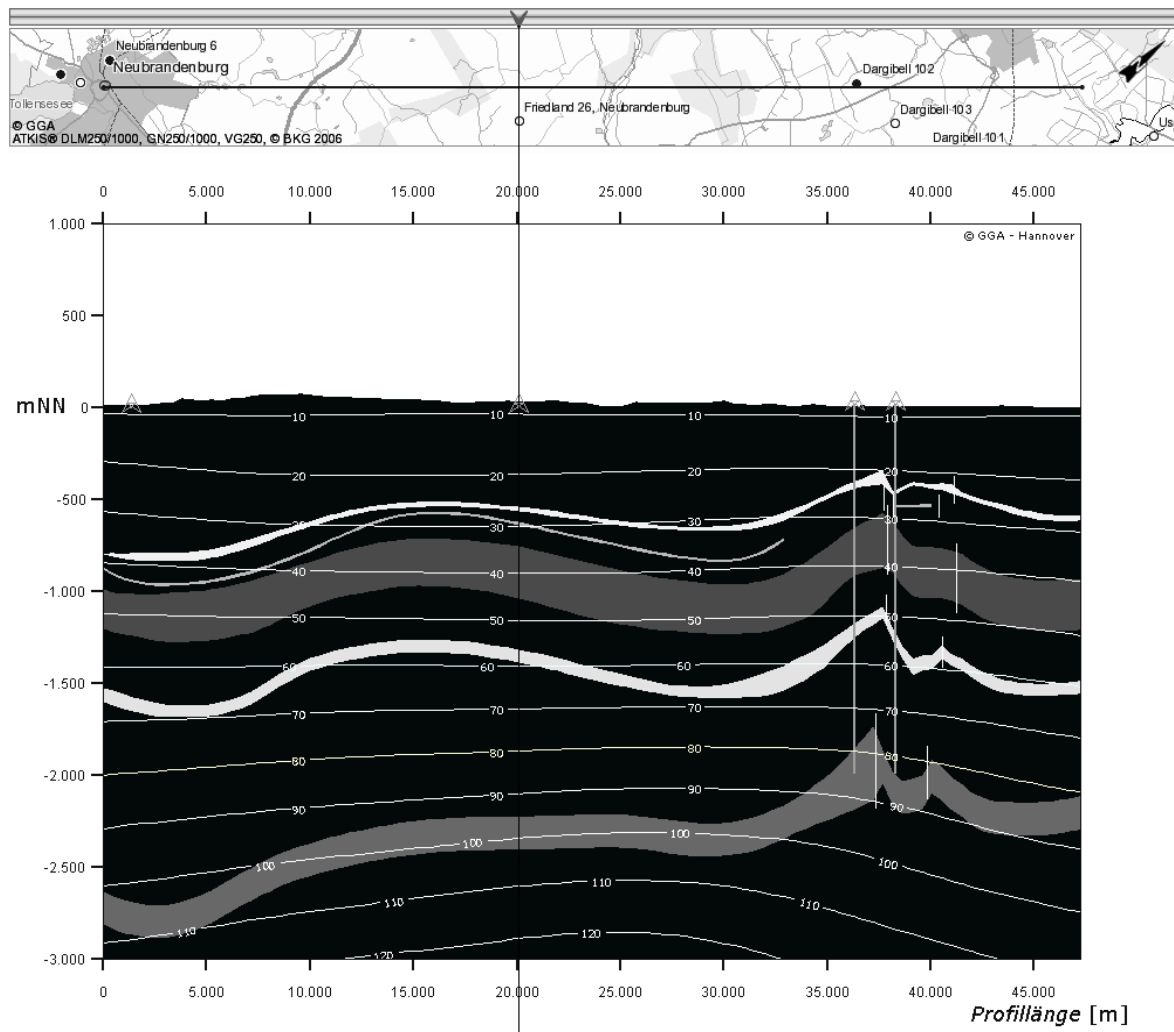


Abb. 5: Die GeotIS-Nutzer können beliebige geologische Profile erstellen. Der obere Teil der Abbildung zeigt die frei gewählte Position des Profils auf der topographischen Karte. Störungen werden als weiße, vertikale Linien dargestellt. Isolinien kennzeichnen den Temperaturverlauf. Bohrungen werden im Profil dargestellt, soweit sie im Kartenstreifen erscheinen. Überhöhung und maximale Tiefe können individuell angepasst werden.

Detaillierten Einblick in den Untergrund bieten dynamisch generierte Vertikal- und Horizontalschnitte bis in eine Tiefe von maximal 5000 m unter NN. Der Vertikalschnitt ist im Prinzip ein geologisches Profil, das über ein Java-Servlet aufgerufen wird (Abbildung 5). Neben dem Verlauf geothermisch relevanter stratigraphischer Horizonte werden auch naheliegende Bohrungen abgebildet. Auf Wunsch kann vom Nutzer auch der Temperaturverlauf in Form von Isolinien eingeblendet werden. Ein zusätzlicher Kartenausschnitt zeigt immer auch die geographische Lage des Profils. Der Horizontalschnitt wird ebenfalls über ein Java-Servlet generiert und ermöglicht einen Blick sowohl auf die laterale Temperaturverteilung als auch auf die Stratigraphie in einer bestimmten Tiefe. Als weitere Option ist geplant, die Temperaturverteilung an Basis und Top einer stratigraphischen Einheit abzubilden. Die genaue Umsetzung der Darstellung hydraulischer Daten, die als wichtiges Fündigkeitskriterium ebenfalls Bestandteil von GeotIS sein wird, wurde noch nicht endgültig festgelegt.

4 Ausblick

Das Projekt wurde im Januar 2006 begonnen. Das Informationssystem befindet sich noch in der Entwicklungs- bzw. Testphase. Die offizielle Freischaltung soll im Frühjahr 2009 erfolgen. Über den Stand der Arbeiten kann man sich im Internet unter <http://www.geotis.de> oder auf den Webseiten des GGA-Instituts (<http://www.gga-hannover.de>) informieren. Die Projektseiten bieten aktuelle Informationen wie Ergebnisberichte, Tagungspräsentationen und Neuigkeiten. Insbesondere beinhalten sie das bereits fertig gestellte Verzeichnis geothermischer Standorte (VGS) mit zahlreichen Recherchefunktionen (PESTER *et al.*, 2007).

5 Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit für die Finanzierung nach Förderkennzeichen 0327542,

dem Wirtschaftsverband Erdöl- und Erdgasgewinnung (W.E.G.) für die Bereitstellung von Porositäts- und Permeabilitätsdaten, sowie unseren Partnern für die gute Zusammenarbeit.

6 Literaturverzeichnis

- FISCHER (2003): UMN Mapserver 4.0: Handbuch und Referenz. – MapMedia GmbH, Berlin
- KÜHNE, K. (2006): Das Fachinformationssystem Geophysik und seine Nutzung über das Internet. – In: MERKEL, B., SCHAEUBEN, H., WOLKERSDORFER, C. & HASCHE-BERGER, A. (Hrsg.): GIS - Geowissenschaftliche Anwendungen und Entwicklungen, Wiss. Mitteilungen des Instituts für Geologie, 31: 227-231.
- KÜHNE, K., MAUL, A.-A. & GORLING, L. (2003): Aufbau eines Fachinformationssystems Geophysik. – Z. Angew. Geol., 2/2003: 48-53.
- GESELLSCHAFT FÜR UMWELT- UND WIRTSCHAFTSGEOLOGIE (1992): Geologische Grundlagen zur Geothermienutzung in Nordost-Deutschland, (1:200.000), Berlin.
- MALLET, J. L. (2002): Geomodeling. – Oxford University Press, New York.
- PAPE, H., CLAUSER, C. & IFFLAND, J. (1999): Permeability prediction based on fractal porespace geometry. – Geophysics, 64(5):1447-1460.
- PESTER, S., SCHELLSCHMIDT, R. & SCHULZ, R. (2007): Verzeichnis geothermischer Standorte – Geothermische Anlagen in Deutschland auf einen Blick. - Geothermische Energie 56/57: 4-8.
- SCHULZ, R. & SCHELLSCHMIDT, R. (1991): Das Temperaturfeld im südlichen Oberrheingraben. – Geol. Jb., E48: 153-165.
- ZENTRALES GEOLOGISCHES INSTITUT (1988-1990): Geothermische Ressourcen im Nordteil der DDR, (1:200.000), Berlin.

Optimierung eines geologischen 3D Modells unter Zuhilfenahme hydraulischer Daten am Beispiel der Hanau-Seligenstädter Senke (Südhessen)

Ina Lewin & Andreas Hoppe

Technische Universität Darmstadt, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Fachgebiet Geo-Ressourcen & Geo-Risiken, Schnitzspahnstraße 9, 64287 Darmstadt, E-Mail: lewin@geo.tu-darmstadt.de

In vielen Regionen der Erde sind quartäre Lockersedimente für die Deckung des Bedarfs an Massenrohstoffen und Grundwasser von großer Bedeutung. Daher gilt ein besonderes Interesse der Verteilung verschiedener Korngrößen, z.B. um Grundwasserleiter zu erfassen oder Ton- sowie Sand- und Kieslagerstätten aufzuspüren. Informationen aus Aufschlüssen, Bohrungen und geophysikalische Untersuchungen genügen häufig nicht, um ein hinreichendes geologisches 3D Modell zu entwickeln, das über die Verteilung der einzelnen Sedimentkörper, und somit die Verteilung der Korngrößen, ausreichend Auskunft gibt. Für kleinräumige Versuchsgebiete in der Hanau-Seligenstädter Senke wird hier ein Arbeitsansatz diskutiert, der die sedimentäre Architektur mit dem Ansatz der auf Objekten basierenden Modellierung genauer erfassen soll. Zur Überprüfung des entwickelten geologischen Modells soll dieses mit der Hilfe eines Grundwassermodells kalibriert werden.

In many regions of the world Quaternary sediments are of enormous importance in order to cover the demands of raw materials and groundwater. Therefore, a special interest is given to the distribution of different grain sizes in the underground to characterize aquifers or to discover deposits of clay, sand or gravel. Very often information from outcrops, wells and geophysical investigations do not satisfy the requirements to develop an adequate geological 3D model showing the individual sedimentary bodies (architectural elements) and the distribution of grain size. For small-scaled experimental areas at the Hanau-Seligenstadt Basin a proposal for a work assignment is under discussion. Here the sedimentary architecture should be captured more precisely by the approach of object based modeling. For the verification of the developed geological model, it should be calibrated by groundwater modeling.

1 Einleitung

Die Hanau-Seligenstädter Senke, südlich von Frankfurt am Main, ist circa 1000 km² groß (Abb. 1). Sie ist ein känozoisches Randbecken des Oberrheingrabens mit geringer Subsidenz und wird durch Odenwald und Spessart begrenzt. Ihre strukturelle und sedimentäre Architektur wurde, basierend auf 3500 Bohrungen, von LANG (2007) mit einem sequenzstratigraphischen Ansatz untersucht. Er entwickelte ein räumliches Modell, welches die komplizierten Sedimentabfolgen (hohe Faziesvariabilität, komplexe sedimentäre Architektur) stratigraphisch gliedert.

Wie in vielen Regionen der Erde sind auch für den Ballungsraum Rhein/Main quartäre Lockersedimente für die Deckung des Bedarfs an Massenrohstoffen und Grundwasser von großer Bedeutung. Daher gilt ein besonderes Interesse der Verteilung verschiedener Korngrößen, z.B. um Grundwasserleiter zu erfassen oder Ton- sowie

Sand- und Kieslagerstätten aufzuspüren (vgl. LERCH, 2005, HOPPE *et al.*, 2006). Die Korngrößenverteilung wiederum hängt von den einstigen Ablagerungs- und Erosionsmechanismen ab.

2 Arbeitsansatz

Aufschlüsse, Bohrungen und geophysikalische Untersuchungen können Informationen über quartäre Lockersedimente liefern. Die so gewonnenen Informationen genügen jedoch häufig nicht, um ein hinreichendes geologisches 3D Modell zu entwickeln, das über die Verteilung der einzelnen Sedimentkörper, und somit die Verteilung der Korngrößen, ausreichend Auskunft gibt. Dagegen kann eine räumliche Modellierung von Lockersedimenten durch die Berücksichtigung von Ablagerungs- und Erosionsmechanismen, wie es bei der auf Objekten basierenden Modellierung möglich ist, optimiert werden. Das Programm GOCAD bietet eine solche Objektmodellierung an.

Für kleinräumige Versuchsgebiete im zentralen und randnahen Bereich der Hanau-Seligenstädter Senke, die eine große Bohrdatendichte aufweisen, soll die sedimentäre Architektur mit dem Ansatz der auf Objekten basierenden Modellierung genauer erfasst werden. Zur zusätzlichen Überprüfung des entwickelten geologischen Modells (verschiedene Simulationen) soll eine Überführung in ein Grundwassermodell mit anschließender Kalibrierung erfolgen.

Bei fluvialen Sedimenten können von Ton bis Kies alle Korngrößen auftreten. Dabei können diverse Architekturelemente unterschieden werden, denen sich charakteristische Korngrößen zuweisen lassen (Abb.2). Fluviale Rinnen werden zum Beispiel von Kiesen und groben Sanden geprägt, Überflutungsebenen hingegen von Tonen und Schluffen.

Zudem bleiben bei fluvialen Ablagerungs- und Erosionsprozessen häufig kleinräumige Sedimentkörper erhalten, die eine Korrelation unmittelbar nebeneinander liegender Bohrungen oftmals erschweren (vgl. HEINZ, 2001; HUGENBERGER & REGLI, 2006; KOSTIC & AIGNER, 2007; die jeweils 3D-Georadar-Untersuchungen nutzen, um die Architektur der Sedimentkörper zu erfassen).

Die räumliche Erfassung der Sedimentkörper ist wichtig, weil die Form und die Häufigkeit der Sedimentkörper mit ihren jeweiligen Korngrößenverteilungen die Gewinnbarkeit von Grundwasser und Massenrohstoffen steuern:

(1) Immer häufiger sind Grundwassermodelle Grundlage einer Planung oder Bewilligung von Wasserrechten (z.B. Festsetzung von Grundwasserschutz-zonen oder Entnahmemengen). Geolo-

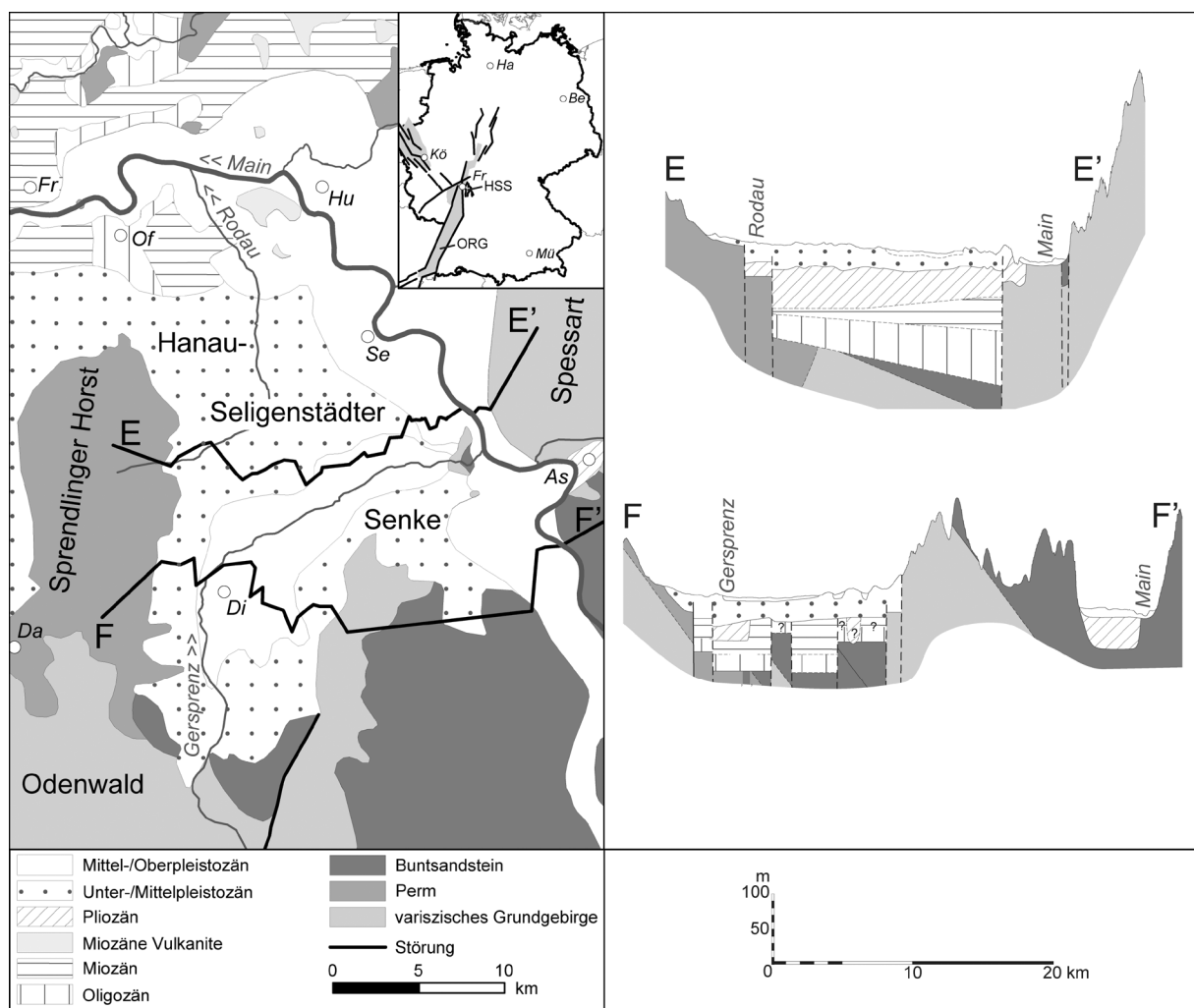


Abb. 1: Vereinfachte geologische Karte und Schnitte durch die Hanau-Seligenstädter Senke (nach LANG, 2007, verändert). As – Aschaffenburg, Be – Berlin, Da – Darmstadt, Di – Dieburg, Fr – Frankfurt, Ha – Hamburg, Hu – Hanau, Kö – Köln, Mü – München, Of – Offenbach, Se – Seligenstadt, ORG - Oberrheingraben, HSS – Hanau-Seligenstädter Senke.

gische Strukturen werden in solchen Modellen oftmals stark vereinfacht dargestellt (auch programmbedingt) und Sedimentkörper mit verschiedenen Korngrößen zusammengefasst. Damit werden auch die K_f -Werte gemittelt. Das kann zur Folge haben, dass schnelle Fließpfade im Untergrund bei der Modellierung nicht berücksichtigt werden können, was zur Ausweisung nicht ausreichend großer Grundwasserschutzzonen oder zu unzutreffenden Annahmen über nachhaltig gewinnbare Wassermengen führen kann.

(2) Bei der Rohstoffgewinnung spielt die Verteilung und Mächtigkeit der Ton-, Sand- und Kieslagen sowie deren Überdeckungen eine wichtige Rolle. Eine möglichst gute Kenntnis über die vorhandenen Sedimentkörper hilft jene Flächen für den Rohstoffabbau zu finden, an denen der Abbau effizienter und flächensparender stattfinden kann (vgl. LERCH, 2005; HOPPE *et al.*, 2006).

3 Geologische 3D Modellierung der Sedimentstrukturen

Für das gesamte Gebiet der Hanau-Seligenstädter Senke liegen mehr als 1000 Bohrungen mit Schichtbeschreibungen vor. Außerdem stehen geophysikalische Untersuchungen zur Verfügung. In einer Pilotstudie sollen zunächst in einem kleinräumigen Arbeitsgebiet im Süden der Senke die erhaltenen Sedimentstrukturen der fluvialen pleistozänen Sedimente räumlich erfasst werden.

Der Architektur fluvialer Sedimente wird in der Sedimentgeologie aufgrund ihrer Nützlichkeit für die Rohstoffgeologie (Erdöl, Sand/Kies, Grundwasser) große Beachtung geschenkt. Beispielhaft

sollen hier vier Methoden zur Modellierung von Sedimentkörpern angeführt werden:

Basierend auf den stratigraphischen Schichtgrenzen eines geologischen 3D Modells der Hanau-Seligenstädter Senke (vgl. LANG, 2007) entwickelte LERCH (2005) für einen Gebietsausschnitt ein reguläres orthogonales Gitter und verteilte die Korngrößen aus Bohrkerninformationen innerhalb der Schichten mit Hilfe des Interpolationsalgorithmus Discrete Smooth Interpolation (MALLET, 1989).

Basierend auf Aufschlüssen und Bohrkernanalysen unterschieden KOSTIC *et al.* (2007) verschiedene Lithofaziestypen und gruppieren diese zu Geokörpern. Die lithologische Basis dieser Geokörper modellierten sie auch mit Hilfe von Georadardaten als triangulierte Flächen und füllten die Zwischenräume anschließend mit einem regulären orthogonalen Gitter. Innerhalb der Geokörpergitter modellierten sie dann die räumliche Verteilung der Lithofaziestypen mittels Indikator-Kriging.

REGLI *et al.* (2004) entwickelten die Software GEOSAV (Geostatistical Environment for Subsurface Simulation and Visualization), um sowohl Bohrkernanalysen als auch Georadaruntersuchungen in die Generierung von Sedimentstrukturen und hydraulische Aquifereigenschaften einbeziehen zu können.

WISEUR (1999) beschrieb eine stochastische boolesche Simulation fluvialer Sedimente, bei welcher großmaßstäbliche Heterogenitäten, wie Sedimentkörper von Kanalgürteln und Überschwemmungsablagerungen, unter Beachtung von Bohrkernbeschreibungen simuliert wurden, wobei die Kanalgürtel als Objekte dargestellt werden, welche die Umgebungsfazies der Über-

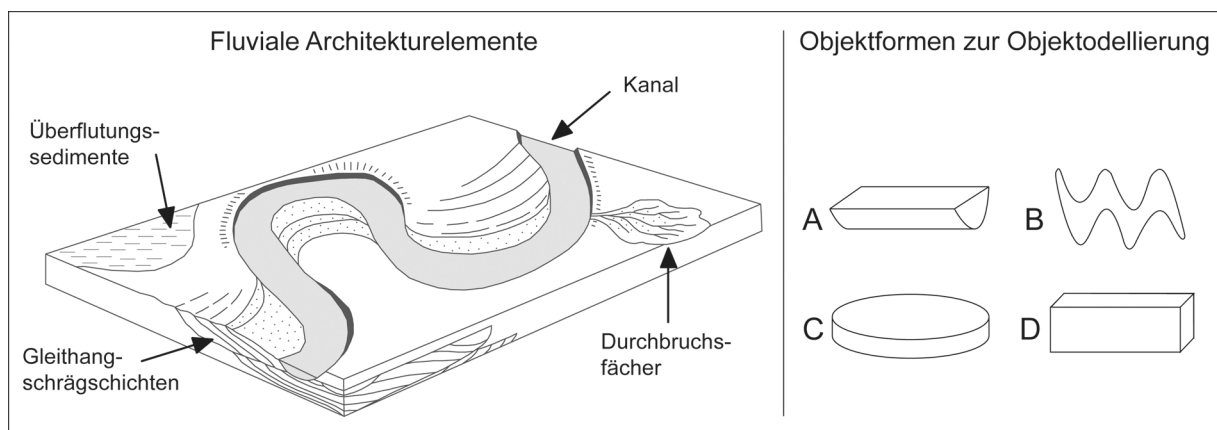


Abb. 2: Fluviale Architekturelemente in einem mäandrierenden Fluss (nach SCHÄFER, 2005) und Objektformen zur Objektmodellierung in der Software GOCAD.

schwemmungsablagerungen erodieren können.

In der Pilotstudie soll mit dem Programm GOCAD gearbeitet werden. Mit Hilfe der *generic-object simulation*, einer in GOCAD möglichen Form der Objektmodellierung, können außer der normalen Pixelkarte verschiedene Objektformen generiert werden (Abb. 2): A – gerader Kanal, B – sinusförmiger Kanal, C – Puck und D – Box. Die Vorteile dieser Methode sind die freie Gestaltung der Architekturelemente und die Möglichkeit einer Erosionsregelung.

Die Verwendung der Objektmodellierung zur Erfassung fluvialer Sedimente ist nicht neu. Bisherlang erfolgte der Einsatz dieser Methode aber nicht im Zusammenhang mit einer Grundwassermodellierung. In einer Pilotstudie sollen nun erstmals die Ergebnisse der geologischen Simulationen in ein Grundwassermodell überführt und einer erneuten Überprüfung ausgesetzt werden.

4 Überprüfung des geologischen 3D Modells

Zur Überprüfung des entwickelten geologischen Modells (der verschiedenen Simulationen) ist eine Überführung in ein Grundwassermodell notwendig. Dieser Schritt erfordert die Entwicklung einer Schnittstelle zwischen dem zur geologischen Modellierung verwendeten und der für das Grundwassermodell benötigten Software.

Die Grundwassermodellierung soll wie folgt ablaufen: Hydraulisch relevante Daten wie Durchlässigkeiten, Grundwasserspiegel von Mess-Stellen, Pumpversuchsergebnisse, Grundwasserneubildung, Markierungsversuche usw. sollen während der Grundwassermodellierung der verschiedenen geologischen Simulationen unverändert bleiben. Dies bedeutet gleichzeitig, dass sich die Verteilung der für Ton, Sand und Kies vergebenen K_F -Werte mit den verschiedenen geologischen Simulationen ändert. Somit erfolgt die Kalibrierung des Grundwassermodells anhand der geologischen Simulationen. Ziel ist es dann jene Simulation zu finden, bei der die Grundwassermodellierung ein realistisches Ergebnis liefert.

5 Danksagung

Für die Bereitstellung von Daten und die freundliche Zusammenarbeit danken wir dem Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie.

6 Literatur

- HEINZ, J. (2001): Sedimentary Geology of Glacial and Periglacial Gravel Bodies (SW-Germany): Dynamic Stratigraphy and Aquifer Sedimentology. – Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, C59.
- HOPPE, A., LANG, S., LERCH, C., MARINONI, O. (2006): Geology and spatial decision support system for the surroundings of urban areas: An example from southern Hesse (Germany). – ZDGG, 157: 135-146.
- HUGGENBERGER, P. & REGLI, C. (2006): A sedimentological model to characterize braided river deposits for hydrogeological applications. In: SAMBROOK-SMITH G, BEST J, BRISTOW C, PETTS G (eds) Braided Rivers, Process, Deposits, Ecology and Management. ISA Special Publication 36:51-74
- KOSTIC, B., SÜSS, M.P., AIGNER, T. (2007): Three-dimensional sedimentary architecture of Quaternary sand and gravel resources: a case study of economic sedimentology (SW Germany). – International Journal of Earth Sciences, 96:743-767.
- KOSTIC, B. & AIGNER, T. (2007): Sedimentary architecture and 3D ground-penetrating radar analysis of gravelly meandering river deposits (Neckar Valley SW Germany). – Sedimentology, 54:789-808.
- LANG, S. (2007): Die geologische Entwicklung der Hanau-Seligenstädter Senke (Hessen, Bayern). Dissertation, TU Darmstadt: <http://elib.tu-darmstadt.de/diss/000782/>.
- LERCH, C. (2005): Methoden zur GIS-gestützten Erzeugung von Geo-Ressourcen- und Geo-Risikenkarten für eine nachhaltige Landnutzungsplanung. Dissertation, TU Darmstadt: <http://elib.tu-darmstadt.de/diss/000634/>.
- MALLET, J.-L. (1989): Discrete Smooth Interpolation. – ACM Transactions on Graphics, 8:121-144.
- REGLI, C., ROSENTHALER, L. & HUGGENBERGER, P. (2004): GEOSSAV: a simulation tool for subsurface applications. – Computers & Geosciences, 30:221-238.
- SCHÄFER, A. (2005): Klastische Sedimente – Fazies- und Sequenzstratigraphie. – Spektrum Akademischer Verlag.
- VISEUR, S. (1999): Stochastic Boolean Simulation of Fluvial Deposits: A New Approach Combining Accuracy with Efficiency. – Society of Petroleum Engineers, Inc.

Das geologische 3D-Modell von Niedersachsen auf Grundlage des Geotektonischen Atlas von Nordwestdeutschland – ein Statusbericht

K. Lademann, S. Breuckmann, B. Hoffers & R. Reimann

Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Stilleweg 2, 30655 Hannover

Der Geotektonische Atlas von Nordwestdeutschland (GTA) wurde in den 1970er und 1980er Jahren von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) auf der Grundlage von Seismik- und Bohrungsdaten der Erdöl- und Erdgasindustrie erarbeitet. Er enthält die Verbreitungsgebiete stratigraphischer Einheiten vom Zechstein bis zum Tertiär mit ihren wesentlichen tektonischen Elementen (Störungen, Salzstöcke, etc.) in Tiefenlinienplänen, Verbreitungskarten und geologischen Schnitten. Nach Fertigstellung erfolgte eine Veröffentlichung im Maßstab 1:300.000 durch die BGR.

Der Geotektonische Atlas hat sich als grundlegendes Werk für die Geologie des Untergrundes Nordwestdeutschlands erwiesen, in dem eine große Anzahl von im allgemeinen schwer verfügbaren Informationen zusammengestellt und dadurch überhaupt erst auswertbar gemacht wurde. Die Nutzbarkeit dieses wertvollen Datenbestands wird dadurch eingeschränkt bzw. erschwert, dass die Informationen, dem damaligen Stand der Technik entsprechend, zweidimensional in Isolinienplänen, Karten und Schnitten dargestellt sind und eine im räumlichen Zusammenhang stehende Sicht auf die Informationen des GTA bisher nicht möglich ist.

Durch die in der Zwischenzeit erfolgte Entwicklung von Rechenprogrammen (hier: Gocad), in denen geologische Strukturen dreidimensional erstellt und bearbeitet werden können, eröffnen sich völlig neue Möglichkeiten der Nutzung und Auswertung des GTA, indem Daten im Zusammenhang miteinander auf dem Bildschirm erscheinen und in Bezug zueinander gesetzt werden können. Damit sind z.B. geologisch unsinnige Horizontüberschneidungen und Flächendurchdringungen sofort erkennbar, auch andere Unstimmigkeiten können unaufwändig identifiziert werden. Schon mit der Behebung dieser Defizite kann der Datenbestand in seiner Qualität deutlich verbessert werden. Ein zusätzlicher Vorteil der Bearbeitung des GTA mit einem 3D-Programm ist, dass die Salzstöcke, jeder für sich, als Einheit modelliert und dargestellt werden können. In den Originaldaten sind die hierzu benötigten Informationen unter unterschiedlichen Signaturen dargestellt, und ein einheitliches Bild einer Salzstruktur ist für den Nutzer aus dem GTA bisher kaum zu entnehmen, wenn auch die Schnitte hierbei eine gewisse Hilfe sein können.

Entscheidende Vorteile des 3D-Modells gegenüber der jetzt verfügbaren Version des GTA sind:

- ein stringent geprüfter Datensatz, der effizient aktualisierbar ist,
- eine einfach verfügbare Visualisierung der geologisch-tektonischen Verhältnisse und
- die Möglichkeit zur Quantifizierung der dargestellten Verhältnisse (z.B. Volumen- oder Flächenermittlung).

Es wird die Landesfläche Niedersachsens bearbeitet. Die projektierte Umsetzung des Geotektonischen Atlas in ein dreidimensionales Modell bezieht sich auf den derzeit vorliegenden Stand. Eine Einarbeitung neuerer Daten (Bohrungen, 3D-Seismik) ist nicht geplant, da dadurch die zeitliche Umsetzung kaum kalkulierbar wäre.



3d-modeling with gOcad helps managing flushing problems in abandoned mines

Sascha Görne & Manfred Felix

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Halsbrücker Straße 31a, 09599 Freiberg

After the demise of hard coal mining at the beginning of the 1970s in Saxony (Zwickau, Lugau/Oelsnitz, Freital) one began to flovel the abandoned mines. This caused several impacts to the environment. The rise of mine water level in the area of Lugau/Oelsnitz started in 1971 and still continues.

Unlike other mining sites in Europe no measuring systems were installed to monitor mine water levels after the closure of the mines.

The flushing of cavities in hard coal deposits goes along with little terrain uplift. The mine water in the cavities is of magnesium-sodium-chloride type. The water quality specified by the European Water Framework Directive (WFD-EU) may be significant affected by these mine waters. Therefore it is an ongoing and long-term task to predict the gradient of the mine water rise and the development of the mine water chemism in former mining areas.

The poster shows how modern 3d-modeling technologies became a standard in geology and environmental sciences as high-grade and efficient tools and how complex spatial information can be interpreted with these powerful instruments in the future.



3D Geländemodellierung und Gebäudevisualisierung mit OpenSceneGraph unter Nutzung von KML und COLLADA

Christoph Ehrler & Irmgard Niemeyer

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Markscheidewesen und Geodäsie, ehrler@student.tu-freiberg.de

Mit „NASA World Wind“, „GoogleEarth“ und „MS Virtual Earth“ existieren auf dem Markt zahlreiche digitale Globen, die Maßstäbe in Bedienbarkeit, Intuitivität und Anschaulichkeit setzen. Unbestritten genießt „GoogleEarth“ momentan die größte Beliebtheit und generiert durch seine lebhaftes Nutzergemeinde eine Flut an frei verfügbaren Daten.

Zunehmend müssen sich auch wissenschaftliche Anwendungen zur Visualisierung von Geodaten an „GoogleEarth“ messen lassen und können durchaus von den verfügbaren Daten profitieren.

Dieser Beitrag widmet sich den Möglichkeiten, die die populäre Open Source 3D Visualisierungssoftware „OpenSceneGraph“ bereits bietet, um virtuelle Globen oder digitale Geländemodelle zu generieren, zu visualisieren und mit Vektordatenebenen zu überlagern.

Besonderes Augenmerk liegt auf einer neu entwickelten Erweiterung für „OpenSceneGraph“, die den georeferenzierten Import von 3D Gebäudemodellen unter Nutzung von KML und COLLADA komfortabel ermöglicht. Diese Erweiterung wurde im Rahmen einer Studienarbeit im „Joint Research Centre“ der Europäischen Kommission entwickelt.

Damit wird „OpenSceneGraph“ basierten GIS Anwendungen ein leistungsstarkes Visualisierungswerkzeug zur Verfügung gestellt, mit dem direkt von der rasanten Entwicklung von „GoogleEarth“ profitiert werden kann.

Since “NASA World Wind”, “GoogleEarth” and “Microsoft Virtual Earth” were presented to the public, several digital globes exist that set benchmarks in usability, user-friendliness and clarity. At the moment, “GoogleEarth” indisputably is the most popular one and generates through a vivid user community a vast amount of royalty free data.

Increasingly, scientific applications for the visualisation of geospatial data are measured against “GoogleEarth” but also may benefit from the available free data.

This article investigates the possibilities of using the open-source 3d rendering software “OpenSceneGraph” to generate and visualise virtual globes as well as virtual terrain models.

A special focus is set on the georeferenced import of 3d structure models which is provided by a newly implemented extension for “OpenSceneGraph” using KML and COLLADA. This extension was developed in the scope of a student research project at the “Joint Research Centre“ of the European Commission.

Thus providing “OpenSceneGraph” based GIS applications a powerful visualisation tool and the ability to benefit from the rapidly evolving “GoogleEarth”.

1 Grundlagen der Computer-Grafik

Ein kurzer Streifzug durch die Konzepte der Computer-Grafik wird die bei diesem Projekt verwendeten Softwarekomponenten näher beleuchten.

Die Fixierung auf „GoogleEarth“ und die Projektdefinition bedingen die Verwendung von

„COLLADA“ als Datenaustauschformat für 3D Modelle und „KML“ Dateien als Träger von Geo-Informationen und Attributen der 3D Modelle.

Die 3D Visualisierungs-Software „OpenSceneGraph“ wurde gewählt, da sie eine leistungsstarke Umgebung für die Echtzeit-Visualisierung von großen Datenmengen ist. Es existieren speziell für die Visualisierung von Geodaten entwickelte

Erweiterungen von „OpenSceneGraph“, namentlich „VirtualPlanetBuilder“ und „osgGIS“, welche im Abschnitt 2 näher betrachtet werden.

Somit kann „OpenSceneGraph“ als das Rückgrat dieses Projektes verstanden werden, da es die Geodaten visualisiert (und damit die Schnittstelle zum Benutzer ist) sowie alle vorgestellten Komponenten die Kapazitäten von „OpenSceneGraph“ für Berechnung und Visualisierung nutzen.

1.1 3D Rendering mit OpenSceneGraph

Die Überführung der virtuellen Szene in die Bildschirmausgabe wird als „Rendering“ bezeichnet. Dabei müssen die Objekte von der mathematischen Vektordarstellung in das Rasterformat der Pixel umgewandelt werden. Eine vereinfachte Darstellung dieses Vorganges zeigt Abb. 1.

- Transformation (Ausrichtung der Szene entsprechend des Betrachterblickwinkels)
- Effekte (Beleuchtung, Nebel, etc.)
- Projektion (Umwandlung der 3D Objekte in 2D Objekte)
- Zuschnitt (Beseitigung von Überlappungen, Festlegung des Bildausschnitts)
- Rasterisierung (Umwandlung der 2D Objekte in Pixel)
- Texturierung (Zuweisen der Farbe zu jedem Pixel)

Entsprechend des Namens verwaltet die 3D Rendering Software „OpenSceneGraph“ die Objekte einer Szene hierarchisch als Graph (siehe Abb. 2). Das bringt Vorteile bei Transformationen, Berechnung von Abschattungen sowie der Verwaltung der Objekt-Geometrien und Zustände.

Dies bedingt kurze Berechnungszeiten und damit hohe Bildwiederholfrequenzen wodurch „OpenSceneGraph“ bevorzugt für 3D-Spiele eingesetzt wird. Jedoch ist „OpenSceneGraph“ durch seine hohe Leistungsfähigkeit und die freie Verfügbarkeit als Open Source Projekt auch bei wissenschaftlichen Projekten beliebt, z.B. bei Echtzeit-Simulationen und Visualisierungen.

1.2 Definition von 3D Modellen

Entsprechend der Aufgabenstellung beschränken wir uns bei der Vielzahl von Dateiformaten zur Definition von 3D Modellen auf „COLLADA“. Es wurde für den standardisierten Datenaustausch zwischen 3D Applikationen und 3D Modellierungssoftware entwickelt.

„COLLADA“ nutzt die XML Syntax, wodurch es für Mensch und Maschine zugleich lesbar ist, jedoch bei größeren Modellen zu einer enormen Dateigröße anschwillt. Die Objektdefinition umfasst Geometrie, physikalische Eigenschaften, Materialparameter und Verweise zu externen Texturen. Die Geometrie wird dabei als Menge von Punkten im Raum erfasst, welche zu Dreiecken vernetzt die Oberfläche des Objekts nachbilden.

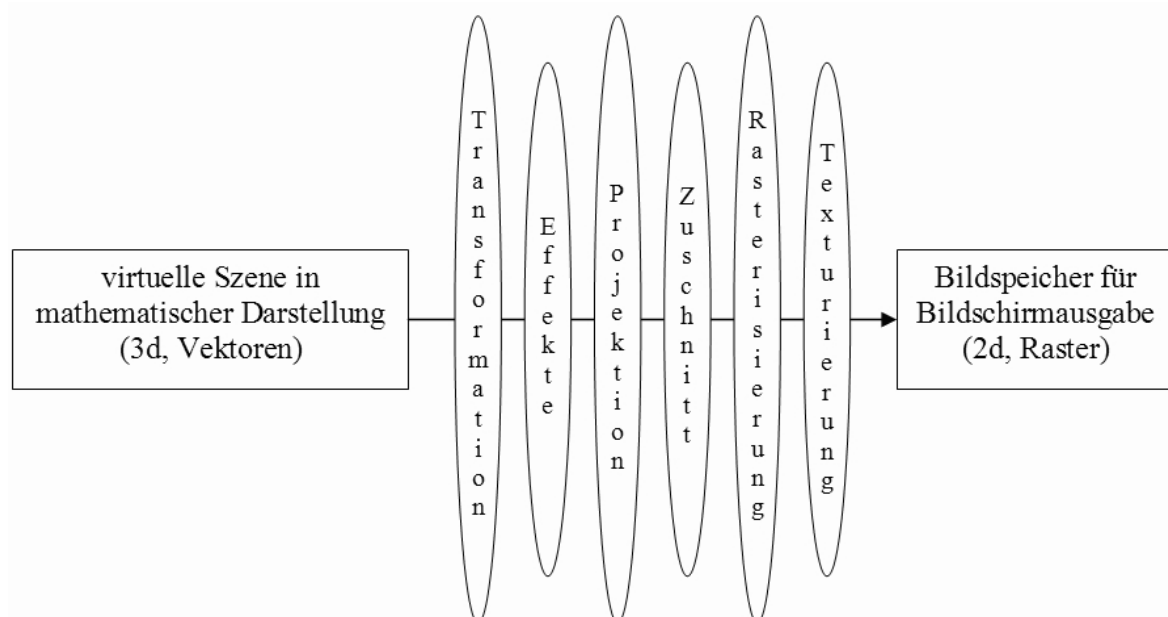


Abb. 1: Arbeitsschritte zur Darstellung der virtuellen Szene auf dem Computerbildschirm.

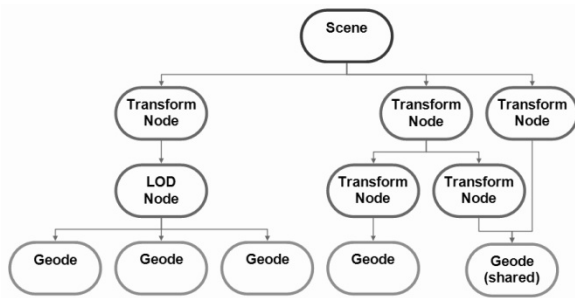


Abb. 2: Das Prinzip der Szenenverwaltung in „OpenSceneGraph“.

„GoogleEarth“ benutzt „COLLADA“ als Beschreibungssprache für alle 3D Objekte, die den virtuellen Erdball bereichern. Dadurch steht eine Vielzahl von Häusern, Brücken und Türmen als 3D Modell zum freien Download aus dem Internet bereit.

1.3 Referenzierung und Platzierung der 3D Modelle

Üblicherweise liegen 3D Modelle als separate Dateien in ihrem eigenen lokalen Koordinatensystem vor, d.h. deren Nullpunkt befindet sich z.B. in der Mitte des Modells. Die 3D Visualisierungsapplikation benötigt nun Angaben, um das Modell korrekt im intern verwendeten globalen Koordinatensystem zu platzieren und auszurichten.

Dazu wird von „GoogleEarth“ die auf XML basierende „Keyhole Markup Language“ (kurz „KML“) benutzt, welche Angaben zur allgemeinen Darstellung (Blickwinkel, Beobachterstandpunkt, Symbolfarben), einfache Geometrien (Punkte, Linien, Polygone) und eben auch Referenzen zu externen „COLLADA“ Modellen mit den zugehörigen Attributen (Position, Rotation, Skalierung) enthält.

renzen zu externen „COLLADA“ Modellen mit den zugehörigen Attributen (Position, Rotation, Skalierung) enthält.

2 Anwendung für Geoinformationssysteme

„OpenSceneGraph“ wurde ursprünglich für interaktive 3D Spiele entwickelt. Seit einigen Jahren jedoch erlangt es, besonders für die Visualisierung von Geodaten, in der Wissenschaft und bei kommerziellen Anbietern zunehmende Beliebtheit.

Alle nachfolgend aufgeführten Werkzeuge zur Handhabung speicherplatzintensiver Geodaten sind Open Source Erweiterungen zu „OpenSceneGraph“, nutzen also dessen Kapazitäten für Berechnungen sowie Visualisierung und erlauben ihren Einsatz in kommerziellen Projekten.

Punkt 2.3 beschreibt den Ausgangspunkt, die Umsetzung und die Ergebnisse der Studienarbeit. Die Anwendungen und Limitationen der neuen „OpenSceneGraph“ Erweiterung werden aufgezeigt.

2.1 Digitale Geländemodelle

Das Werkzeug „VirtualPlanetBuilder“ erstellt virtuelle Geländemodelle aus Rasterdaten, d.h. es wird ein Höhenmodell generiert, welches anschließend mit einer Oberflächentextur überlagert wird. Eingabedaten wären z.B. ein georeferenziertes Grauwert-Bild und ein passendes Luftbild (siehe Abb. 3).

„VirtualPlanetBuilder“ ist dafür ausgelegt, riesige Geländemodelle als hierarchische Datenstruktur mit verschiedenen Detailstufen anzulegen.

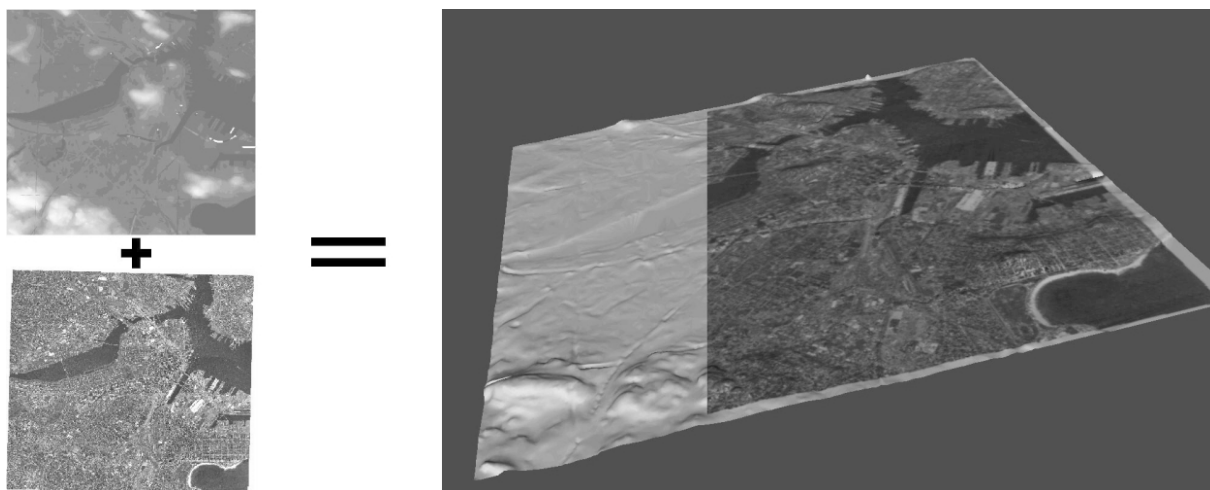


Abb. 3: Virtuelles Geländemodell als Überlagerung eines digitalen Oberflächenmodells (generiert aus Höheninformationen) mit einer Textur (Satellitenbild).

Dies hat einen erheblichen Zeitaufwand für die Prozessierung zur Folge, jedoch ist das entstandene Geländemodell in Echtzeit mit „OpenSceneGraph“ navigierbar. Eine Generierung von sich ändernden Geländemodellen ist mit „VirtualPlanetBuilder“ zur Laufzeit nicht möglich.

2.2 Visualisierung von Vektordaten auf Geländemodellen

Mit „osgGIS“ ist es möglich, Vektordaten einem existierenden virtuellen Geländemodell anzupassen. Dies ermöglicht die präzise Überlagerung von Vektordaten-Ebene und Geländemodell, da die Vektordaten der Oberfläche des Geländemodells folgen (siehe Abb. 4).

„osgGIS“ erstellt dazu, wie auch „VirtualPlanetBuilder“, eine hierarchische Datenstruktur mit verschiedenen Detailstufen, die mit „OpenSceneGraph“ in Echtzeit visualisiert und navigiert werden kann, jedoch erheblichen Zeitaufwand für die Prozessierung benötigt.

Als Besonderheit ist zu erwähnen, dass vorhandene Vektordaten extrudiert werden können. Damit ist es z.B. möglich, aus zweidimensiona-

len Gebäudegrundrissen dreidimensionale Objekte zu generieren, die als Näherung der Gebäudestruktur einer Stadt dienen (siehe Abb. 5).

2.3 Visualisierung von 3D Modellen

Was bisher fehlte, war die Möglichkeit, echte 3D Modelle georeferenziert auf dem Geländemodell zu positionieren. Dazu bot sich die Nutzung von KML und COLLADA an, da beide große Popularität durch den Erfolg von „GoogleEarth“ erlangt haben und im Internet unzählige Modelle zum kostenlosen Download bereitstehen.

Die KML Datei enthält in diesem Fall, wie bereits in Abschnitt 1.3 erwähnt, eine Referenz auf eine externe COLLADA Datei sowie alle nötigen Attribute wie Position, Rotation und Skalierung, um das 3D Modell zu georeferenzieren.

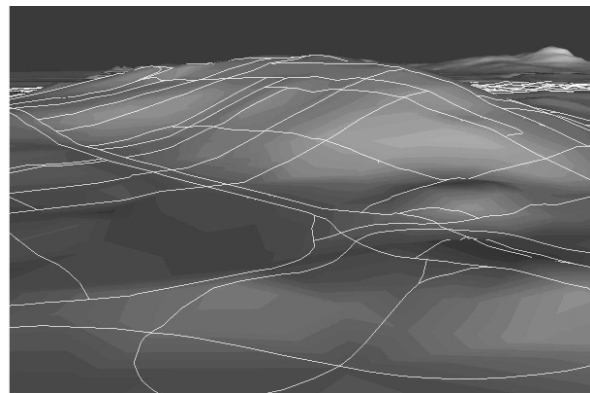


Abb. 4: Überlagerung des Geländemodells mit Vektordaten, die als 2D Shapefile vorlagen. Das rechte Bild veranschaulicht die Anpassung der Vektordaten an das Gelände.

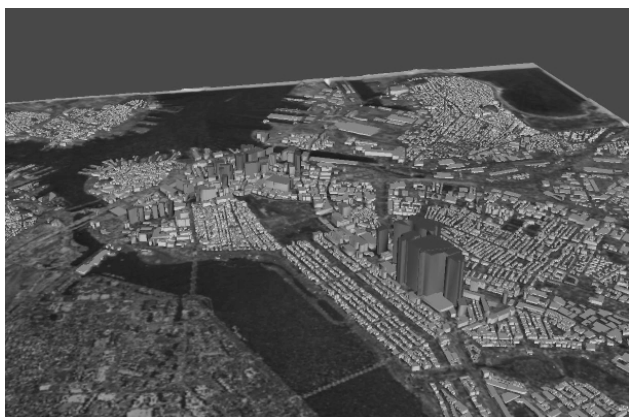


Abb. 5: Virtuelles Geländemodell mit extrudierten Gebäudegrundrissen. Die Grundrisse und Gebäudehöhen lagen als 2D Shapefile vor. Rechts Detail der Geländeanpassung.

Der georeferenzierte Import eines 3D Modells wird in folgende 6 Arbeitsschritte zerlegt:

1. Auslesen der Attribute des 3D Modells (Position, Rotation, Skalierung, Name und Referenz zur COLLADA Datei) und Speicherung dieser in einer abstrakten GIS Datenstruktur
2. Auslesen der Daten aus der GIS Datenstruktur durch die neue Erweiterung von „OpenSceneGraph“ und Fallunterscheidung anhand der vorgefundenen Daten
3. falls ein COLLADA 3D Modell vorliegt, Import der 3D Geometrie durch eine bereits vorhandene „OpenSceneGraph“ Erweiterung
4. Setzen der Attribute der Modellgeometrie entsprechend der aus der KML Datei ausgelesenen Daten
5. Umprojektion der Position des 3D Modells in das globale Koordinatensystem, welches bei der Visualisierung verwendet werden soll
6. Übergabe des aufbereiteten 3D Modells an „OpenSceneGraph“ zum Rendern, d.h. es wird der existierenden Szene georeferenziert hinzugefügt und visualisiert

Der evtl. zunächst überflüssig erscheinende Zwischenschritt, die Attributdaten in eine GIS Datenstruktur einzulesen, birgt ein enormes Erweiterungspotential. Denn hierdurch greift die neue Erweiterung von „OpenSceneGraph“ über eine standardisierte Schnittstelle auf die Daten zu, wodurch es letztendlich unerheblich ist, aus welchem Dateiformat die Attributdaten gelesen wurden. Faktisch ist es ein Leichtes, diese flexible Struktur dahingehend zu erweitern, dass 3D Modelle sowie Vektordaten georeferenziert aus

verschiedensten Datenformaten importiert werden können.

Die Position des 3D Modells wird in das Zielkoordinatensystem umprojiziert, nicht jedoch die Geometrie. Es sollten daher nur lokale COLLADA Modelle importiert werden. Ungeeignet wäre hingegen der Import von großflächigen Geländemodellen oder Vektor-Coverages. Hierfür sind die vorgestellten Applikationen „VirtualPlanet-Builder“ und „osgGIS“ zu bevorzugen.

3 Ergebnisse

Durch die Möglichkeit, 3D Modelle im COLLADA Format komfortabel und georeferenziert importieren zu können, sind einer „OpenSceneGraph“ basierten Visualisierungssoftware für Geodaten die Mittel gegeben, um an der rasanten Entwicklung von „GoogleEarth“ teilzuhaben. Dies gilt für die Verwendung der online in großem Stile verfügbaren 3D Gebäudemodelle, sowie für die Nachempfindung der intuitiven Oberfläche von „GoogleEarth“. Letzteres soll jedoch nicht als simples Plagiat, sondern als Teil eines eigenständigen GIS Systems, das völlig unabhängig von „GoogleEarth“ entwickelt wird und nicht von dessen Limitationen betroffen ist, verstanden werden.

Des Weiteren besteht ein enormes Entfaltungspotential durch die Nutzung der abstrakten GIS Datenstruktur zum Zwischenspeichern der importierten Daten. Die verwendete GIS Datenstruktur unterstützt bereits den Import von ca. 40 Vektordatenquellen und wurde durch diese Studienarbeit nun auch für den Import von georeferenzierten 3D Modellen erschlossen.

Letztendlich muss die neue „OpenSceneGraph“ Erweiterung lediglich dahingehend erweitert werden, dass der volle Umfang der standardisierten Vektordaten, welche über die Schnittstelle

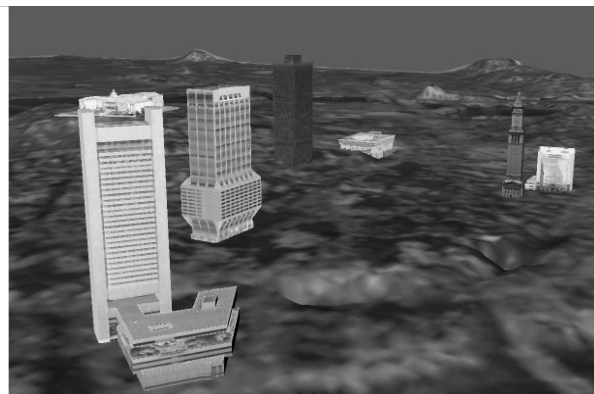


Abb. 6: Exemplarische Population des Geländemodells mit 3D COLLADA Gebäudemodellen, die kostenlos im Internet verfügbar sind.

zur GIS Datenstruktur abgerufen werden können, in die „OpenSceneGraph“ eigenen Datenstrukturen umgewandelt werden kann.

Es dürfte somit in naher Zukunft jedem Nutzer von „OpenSceneGraph“ ein komfortables Werkzeug zur Verfügung stehen, mit dem eine Vielzahl von Vektordaten und georeferenzierten 3D Modellen direkt importiert und visualisiert werden können.

4 Literatur

OpenSceneGraph

(<http://www.openscenegraph.org/projects/osg>)

VirtualPlanetBuilder

(<http://www.openscenegraph.org/projects/VirtualPlanetBuilder>)

osgGIS (<http://osggis.org/>)

KML

Spezifikation

(<http://code.google.com/apis/kml/documentation/>)

COLLADA Spezifikation (<http://www.collada.org/>)

COLLADA

3D

Modelle

(<http://sketchup.google.com/3dwarehouse/>)

3D Interactive Geophysical Modeling

Hans-Jürgen Götze¹, Sabine Schmidt¹, Christine Fichler² & Michael Alvers³

¹Institut für Geowissenschaften, Abtl. Geophysik, CAU Kiel, Otto-Hahn-Platz 1, 24118 Kiel, ha-jo@geophysik.uni-kiel.de

²Statoil-Hydro, Trondheim, Norwegen

³Transinsight GmbH, Tatzberg 47-51, 01307 Dresden

Dreidimensionales, interaktives Modellieren mit der Software IGMAS+ schließt die Berechnung und das Prozessing von Daten des Schwere- und Magnetfeldes (Geoid, Schwerekomponenten und Komponenten des Eötvös-Tensors (full-tensor gravity - 2te Ableitungen des Schwerepotenzials) ein. Dazu gehört auch die Modellierung von remanenter und indizierter Magnetisierung. IGMAS ist ein Akronym und steht für "Interaktives geophysikalisches Anwendersystem". Die drei-dimensionalen IGMAS+ Modelle werden durch triangulierte Polyeder und/oder triangulierte Gitter aufgebaut. Konstante Dichte und Suszeptibilität, sowie remanente Magnetisierung sind zurzeit noch Voraussetzung für die Modellierung. Ein Nutzer-freundlicher interaktiv-graphischer Zugang zu den geometrischen und geophysikalischen Modellparametern erlaubt es dem Nutzer, so realistisch wie möglich zu arbeiten. Als Programmiersprache wurde JAVA/JAVA3D gewählt, um IGMAS+ als Plattform-unabhängiges Werkzeug zur Verfügung zu haben.

Three-dimensional (3D) interactive modeling with the IGMAS+ software provides means for integrated processing and interpretation of geoid, gravity and magnetic fields and their gradients (full tensor), yielding improved geological interpretation. IGMAS+ is an acronym standing for "Interactive Geophysical Modelling Application System". IGMAS+ fully three-dimensional models are constructed using triangulated polyhedra and/or triangulated grids, to which constant density and/or induced and remanent susceptibility are assigned. Interactive modifications of model parameters (geometry, density, susceptibility, and magnetization), access to the numerical modeling process, and direct visualization of both calculated and measured fields of gravity and magnetics, enable the interpreter to design the model as realistically as possible. The use of the programming language Java/Java3D will ensure that IGMAS+ will be a flexible, platform-independent tool.

1 Introduction

Modern geophysical interpretation requires an interdisciplinary approach, particularly when considering the available amount of 'state of the art' information contained in comprehensive data bases. A combination of different geophysical surveys employing seismics, gravity and geoelectrics, together with geological and petrological studies, can provide new insights into the structures and tectonic evolution of the lithosphere and natural deposits. Interdisciplinary interpretation is essential for any numerical modelling of these structures and the processes acting on them (e.g. BREUNIG *et al.*, 2000; SCHMIDT & GÖTZE, 1999; EBBING *et al.*, 2006).

To avoid ambiguity, the interpretation of potential fields by three-dimensional (3D) modelling requires data from other independent sources. Various geophysical methods are used to inter-

pret geophysical data, yielding an increasing number of models - some 3D, most still two-dimensional (2D), and some even one-dimensional (1D). Examples include seismic 2D-raytracing models, 2D and 3D density modelling, four-dimensional (4D) (time dependent) stress modelling, and 1D/2D magnetotelluric resistivity modelling. Even geological modelling, which provides a variety of 3D and even 4D models faces limitations. These modeling procedures, and others, are often restricted by single physical parameter interpretation due to limited hard- and software capabilities.

Additionally, these models consist of mostly independently derived information, which must be evaluated to ensure that it is of the highest quality for undertaking complex interpretation. To conduct geophysical modelling, we deal with the following "loop" of knowledge acquisition:

1. Compilation of an initial model that fits both concepts and data.
2. Comparisons with other models or data and, if necessary, depiction contradictions and open questions.
3. Interdisciplinary discussions of inconsistencies.
4. Model improvement by automated algorithms (eg. SÆTHER, 1997; ALVERS, 1998), interactive computer graphics, and incorporation of independent information by visualisation techniques.
5. Return to step 2 until a satisfying model has been found (joint interpretation).

Against this background, we are working towards a 3D interactive software tool which will ease the interpretation of gravity and magnetic data bases. The software is called IGMAS+, an acronym standing for "Interactive Geophysical Modelling Application System". It bases on the existing software IGMAS (<http://www.gravity.uni-kiel.de/igmas>), a tool developed during the past twenty years for potential field modelling. The new IGMAS+, however, will comprise the advantages of the "old" IGMAS (e.g. flexible geometry concept and a fast and stable algorithm) with automated interpretation tools and a modern graphical GUI based on leading edge insights from psychological computer graphics research and thus provides optimal man machine communication.

2 The Kernel

IGMAS+ essentially uses triangulated polyhedrons or gridded surfaces to approximate areas of constant density and/or susceptibility within the Earth's crust and mantle. The numerical algorithms were developed by one of the authors (Götze), published in GÖTZE & LAHMEYER (1988) and enable the calculation of geoidal undulations, gravity components and all its gradients (FTG), as well as remanent and induced magnetic field components and all its gradients in one program step.

3 Visualization and integration of constraining data

Geometrical visualization is very popular amongst software developers, with highly sophisticated 3D tools being especially fashionable. Some tools are so advanced as to look like a game for the home computer! The profit for geoscience is indisputable; only some years ago, one had to construct objects using foamed or transparent plastics in order to model ideas. Today, software tools allow visualization of complicated geometries on the screen, and enable to observer to interact with the model through rotation, change of viewpoint and/or illumination (Figure 2).

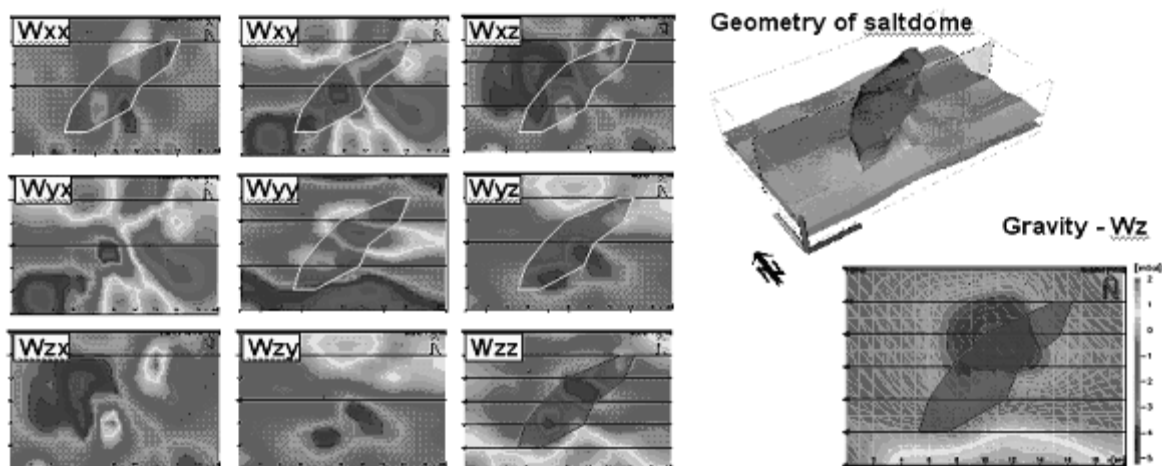


Fig. 1.: This IGMAS modeling of a typical salt dome in Northern Germany emphasizes the advantages of FTG interpretation: On the right hand side the conventional gravity (W_z) of the density model is shown, on the left the full gradient tensor, identifying much more structural details. The outline of the salt dome is highlighted.

The modern interpretation tasks in a complex working environment, however, make higher demands on the software than just perspective graphics:

- The flexible creation and qualitative or quantitative comparison of different kind of maps ease the work with different data types and levels of details
- Easy and intuitive interactive input as well as graphical modification of geometry, physical parameters and settings of the general project environment - user-friendliness is an essential feature of a software, which will be used by geoscientists usually not familiar with GIS software.

Interoperability is achieved through a huge variety of interfaces and data exchange formats. Special emphasis is placed on an appropriate XML definition.

4 Conclusions

The coupled approach of geological and geophysical 3D modelling leads to a better understanding of subsurface geology. By iterative exchange of preliminary results between working groups, the process of investigation is directed to a solution where all participants have, by interdisciplinary cooperation, a better influence on the results of the others. This will lead to faster and more reliable solutions.

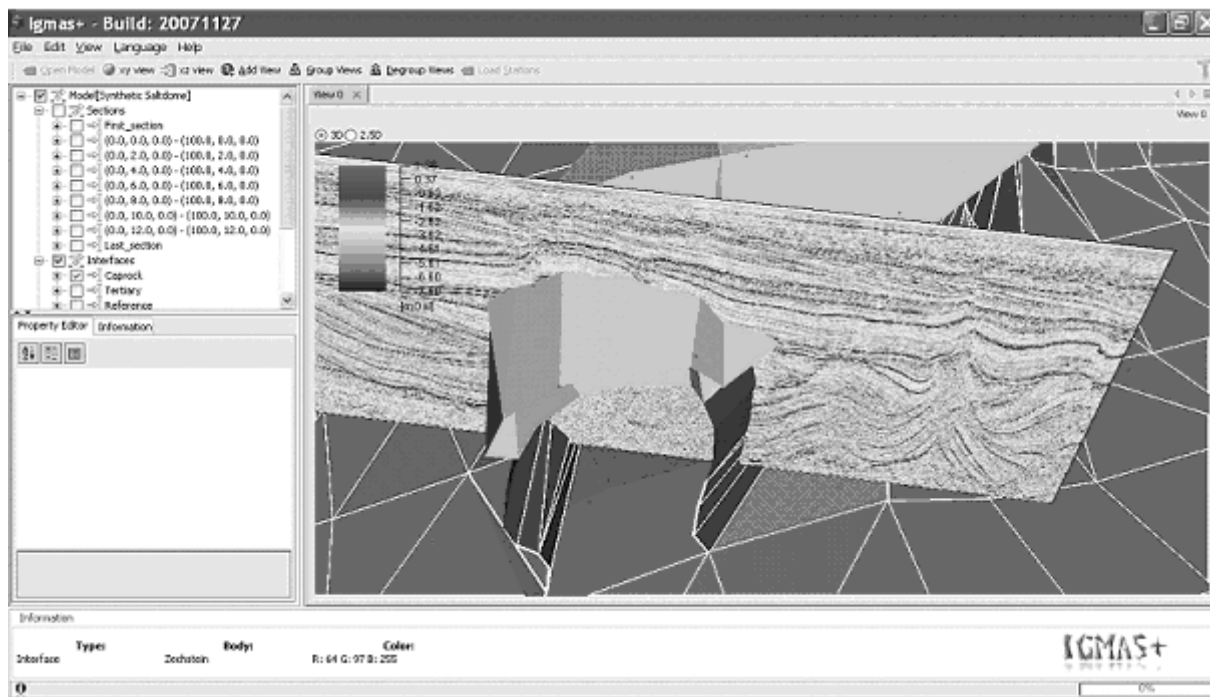


Fig. 2: This IGMAS modeling of a salt structure of the Northern Germany emphasizes the advantages of combined interpretation: here high resolution seismic reflection data (profile) were georeferenced included into the geometric structure of the density model (light colors indicate the cap rock, darker tones indicate the Zechstein salt). At the right side the navigation bar of IGMAS+ is shown which contains all model information.

5 References

- ALVERS, M. (1998): Zur Anwendung von Optimierungsstrategien auf Potentialfeldmodelle. Dissertation Fachbereich Geowissenschaften, FU Berlin, Berliner Geowissenschaftliche Abhandlungen, Reihe B, Bd. 28, 108 Seiten.
- BREUNIG, M., CREMERS, A.B., GÖTZE, H.-J., SEIDEMANN, R., SCHMIDT, S., SHUMILOV, S. AND SIEHL, A. (2000): Geologic mapping based on 3D models using an interoperable GIS: GIS Journal for Spatial Information and Decision Making, 13(2), 12-18.
- EBBING, J., BRAITENBERG, C., GÖTZE, H.-J. (2006): The lithospheric density structure of the Eastern Alps, In: Tectonophysics, Nr. 414, S. 145 - 155.
- GÖTZE, H.-J. AND LAHMEYER, B. (1988): Application of three-dimensional interactive modelling in gravity and magnetics: Geophysics, 53(8), 1096-1108.
- SÆTHER, B. (1997): Improved Estimation of Subsurface Magnetic Properties using Minimum Mean-Square Error Methods. PhD Thesis, Norwegian University of Science and Technology - NTNU, Department of Computer and Information Science, Trondheim.
- SCHMIDT, S. & GÖTZE, H.-J. (1999): Integration of data constraints and potential field modelling - an example from southern Lower Saxony, Germany: Physics and Chemistry of the Earth, 24(3), 191-196.

Von der klassischen geologischen Karte zur Planungsunterlage —

From classic geological map to project information

Peter Balaske, Matthias Thomae¹ & Hartmut Kühne²

¹Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, Köthener Straße 34, 06118 Halle, balaske@lagb.mw.sachsen-anhalt.de

²Beak Consultants GmbH, Am St. Niclas Schacht 13, 09599 Freiberg, hartmut.kuehne@beak.de

Das Produkt der über 100 Jahre gängigen Praxis der geologischen Kartierung ist die Geologische Karte 1 : 25000 (GK 25). Die richtige Interpretation dieses Kartenwerks erfordert tiefgreifende geologische Kenntnisse. So ist der Hinweis auf eine GK 25 für einen Planer wenig hilfreich, auch wenn diese Daten digital vorliegen. Die Gründe hierfür sind vielfältig.

Die Umsetzung der GK 25 (digital) in eine für wenig geübte Anwender handhabbare Form mit verbesserter Darstellungsweise, erweiterten Recherchemöglichkeiten und besserer Nutzbarkeit erschließt das Fachwissen für eine breite Verwendung. Durch die Realisierung einer datenbankgestützten Auswertung der digitalen Daten der GK 25 mit interaktiven Entscheidungsmöglichkeiten ist es gelungen, Planungsinformationen herauszufiltern. Beispielsweise erhalten die Bearbeiter von Trassenplanungen für sie direkt nutzbare Informationen.

The product of more than 100 years of common practice in the field of geological mapping is the 1:25.000 scale geological map, commonly referred to as a GK 25. The correct interpretation of this map series calls for profound geological knowledge. For a planner, it is thus of little help to be referred to the GK 25, even if the data is available in digital format. The reasons for this are manifold.

The conversion of the digital GK 25 into a manageable form for less experienced users includes an improved manner of display, better search options as well as usability and therefore makes expert knowledge available for wide use. Because of the implementation of a database-driven evaluation method of digital data with interactive possibilities, filtering out planning information is now successful. Route planners, for example, may retrieve information that is of direct use to them.

1 Die klassische Geologische Karte im Maßstab 1 : 25 000 (GK 25)

1.1 Entwicklung der GK25

Die Herausgabe von geologischen Karten im Maßstab 1 : 25 000 begann 1870 mit dem Druck der ersten „Geologischen Spezialkarten von Preußen und den Thüringer Staaten“, wie z. B. das in Abb. 1 enthaltene Blatt Stollberg (Harz) im heutigen Gebiet von Sachsen-Anhalt (EICHNER & KNOTH, 2001). Zunächst diente die geologisch-bodenkundliche Kartierung einer steuerlichen Bewertung der Bodenbeschaffenheit und der Festschreibung der Verbreitung oberflächennaher Rohstoffe. Um 1900 standen Fragen der Wertigkeit und Ausbildung der Böden sowie die Versorgung der schnell wachsenden Industrie mit Rohstoffen – speziell in Mitteldeutschland

mit Braunkohle, Kalisalz und Rohstoffen für die Bauindustrie – im Fokus einer arbeitsintensiven Feldkartierung und tiefergehenden Erkundung nach bereits zentral festgelegten Standards. Die systematische Kartierung mit Peilstangensondierungen (bis zwei Meter Tiefe) und Auswertung anderer Quellen (z. B. Bohrungen, Bergwerksunterlagen) löste am Anfang des 20. Jahrhunderts die zu Beginn der Kartierung üblichen Begehungen ab. Diese Arbeitsweise wurde in den letzten 100 Jahren erweitert und zuletzt als „Geologische Kartieranleitung“ der Staatlichen Geologischen Dienste (SCHWARZ *et. al.*, 2002) veröffentlicht. Diese Kartieranleitung ist in Deutschland gültiger Standard. Moderne Karten wie z.B. das Blatt Helmstedt (STOTTMEISTER, 2007) beschreiben die geologischen Verhältnisse wissenschaftlich exakt und sehr detailliert. Ein begleitender Textband erläutert die geologischen Verhältnisse ausführlicher. Beigefügte Karten zu

Bodenkunde, Hydrogeologie oder Rohstoffverbreitungen dienen der Lösung angewandt-geologischer Fragestellungen, wie z. B. liegt eine Altlastverdachtsfläche auf wasserdurchlässigem Untergrund – oder ist tieferliegendes Grundwasser durch undurchlässige Gesteine geschützt?

1.2 Gedruckte Karten – Potential und Einschränkungen

Generell können aus den modernen geologischen Karten (GK 25), die auf einer systematischen Kartierung beruhen, wertvolle Aussagen für die langfristige Daseinsvorsorge, die Infrastrukturplanung und die Gefahrenabwehr abgeleitet werden. Die älteren GK 25 entsprechen diesem Anspruch nur sehr eingeschränkt und bedürfen deshalb dringend der Revision durch eine geologische Kartierung im Gelände, werden aber mangels besserer Unterlagen zu prinzipiellen Aussagen ebenfalls herangezogen. Eine Übersicht zwischen modernen und älteren und damit begrenzt verwendbaren GK 25 zeigt Abb. 1. Auch viele Karten aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts bedürfen der fachlichen Revision entsprechend einer Konzeption von WANSA (2001).

Die in den Karten dokumentierten Erkenntnisse werden heute von Ingenieurbüros, Forschungseinrichtungen, Behörden, aber auch Verbänden und Privatpersonen genutzt. So sind z.B. in die Planungen der landesbedeutsamen Verkehrsvorhaben der A14neu (Magdeburg-Schwerin) oder der B190neu geologische Karten in aufbereiteter Form eingegangen. Dadurch konnten Planungskonflikte frühzeitig erkannt und Kosten verringert werden. Die Karten gestatten z.B. auch die Ausweisung von Hochflutsedimenten – also von Gebieten, die aus (rein) geologischer Sicht potentiell flutgefährdet sind. Privatpersonen helfen geologische Karten und Unterlagen z.B. bei der Projektierung eines Hauses, oder der Nutzung geothermischer Wärmequellen.

Die Lesbarkeit klassischer geologischer Karten ist durch Verwendung von Fachbegriffen, Kürzeln, Eigennamen, verkürzten Legenden und komplizierten Darstellungen nur für geübte Nutzer mit fundierten geologischen Kenntnissen gegeben. Fachfremden Nutzern ohne Einführung in die Grundlagen der Geologie sind sie unverständlich. Die historisch bedingten unterschiedlichen Kenntnisstände bewirken Diskrepanzen an



Abb.1: Geologische Karten der ersten Kartierperiode (links oben Blatt Stollberg, 1870).

den Blatträndern und erschweren die Nutzung zusätzlich. Die Nutzung von gescannten und georeferenzierten Karten – in einem Geodatenviewer wird durch eine veraltete Topographie (z.B. Straßenverläufe, Abbaugelände, Wasserflächen) erschwert.

2 Gegenwärtiger Stand der GK 25 digital

2.1 Einführung eines GIS-Arbeitsverfahrens im LAGB LSA

Das Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt suchte nach vorlaufenden Experimenten mit der Nutzung von GIS im Jahr 2000 nach neuen und effizienten Methoden der Wissensaufbereitung, Archivierung und Nachnutzung der GK 25. Die Überführung in die digitale Form unter Verwendung eines systematischen GIS-Arbeitsverfahrens wurde als ein solcher Weg erkannt.

Zunächst konnte im Zuge der Länderpartnerschaft Niedersachsen – Sachsen-Anhalt vom heutigen Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie in Niedersachsen ein GIS-Arbeitsverfahren auf Basis von Esri®-Produkten nachgenutzt werden (BALASKE & BOMBIEN, 2001). Im Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt wird ein modifiziertes GIS-Arbeitsverfahren verwendet, dass für die Datenerfassung einschließlich der Prüfung der Datenintegrität (Topologie) und den Plot von geologischen Karten im Blattschnitt der Topographischen Karte im Maßstab 1 : 25 000 optimiert ist.

Die Abb. 2 veranschaulicht den Ablauf der Kartengenerierung mittels dieses GIS-Arbeitsverfahrens. Die Anwendung erfordert vertieftes Wissen sowohl im Bereich GIS, Datenhaltung als auch geologisches Spezialwissen für die Durchführung der fachlichen Bearbeitung.

Gegenwärtig werden auf Grundlage der gedruckten GK 25 digitale Daten erzeugt. Dabei werden die geologischen Schichtbeschreibungen und weitere allgemeine Angaben als beschreibende Sachdaten in einer ACCESS-Datenbank (Schichtenkatalog) erfasst, aktualisiert und ggf. auch neue Erkenntnisse eingearbeitet. Berücksichtigung finden auch anthropogene Veränderungen (z. B. Halden, Deponien und Tagebaue) und in begrenztem Umfang neue Kartielergebnisse. Die Geometriedaten sind in einem filebasierten Ablagesystem im coverage-Format abgelegt. Geologische Diskrepanzen an den Kartenrändern werden durch Blattrandabgleich beseitigt. Bei unüberbrückbaren Kenntnisstandsgrenzen mit dringendem Bedarf nach fachlicher Revision im Gelände bestehen sie fort. Papierausdrucke der Geometriedaten und der beschreibenden Sachdaten sind möglich.

2.2 Potential und Einschränkungen des GIS-Arbeitsverfahrens

Mit dem GIS-Arbeitsverfahren können aktualisierbare Plots erstellt werden, weil die Änderungen in graphischen Daten und Datenbank im nächsten Programmdurchlauf sichtbar sind. Vollständige, ungekürzte Legenden sind für jedes Blatt zusammen mit dem Kartenbild vorhan-

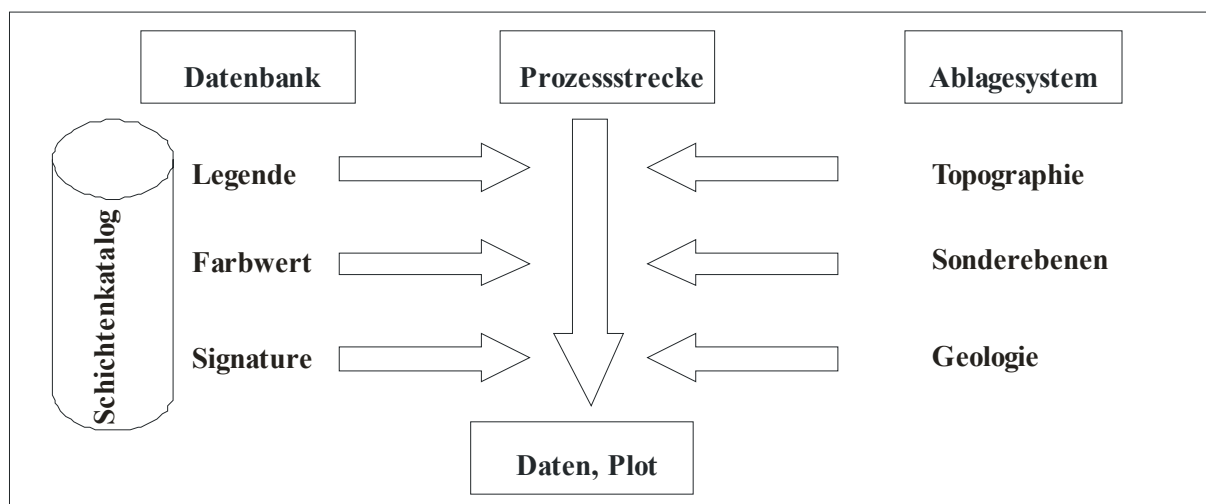


Abb. 2: Prinzip des bisherigen GIS-Arbeitsverfahrens.

den. Kartenbild und Legende gestatten die Darstellung von Profiltypen mit bis zu drei Schichten. Die Einschreibung von Kürzeln ist durch die Einschreibung von fortlaufenden Legendennummern ersetzt, welche das Auffinden der Beschreibung des Profiltyps in der Legende erleichtert. Die Verwendung von Legendennummern erlaubt eine automatisierte Beschriftung der geologischen Flächen im Plot. Mit der automatisierten Einschreibung der Legendennummern und der regelbasierten Darstellung im Kartenbild ist für die Erstellung der „Streifenkarte“ - wie in Abb. 3 dargestellt - kein weiterer kartographischer Aufwand notwendig.

Das verwendete GIS-Arbeitsverfahren stößt in seiner Anwenderfreundlichkeit an Grenzen: Die Ausgabe blattschnittgebundener Karten erschwert regionale Bearbeitungen für Planungsvorgänge erheblich. Die Struktur der beschrei-

benden Daten (Sachdaten) in der Datenbank begrenzen die Möglichkeiten der anwendungsorientierten Recherchen. Die Verwendung einer programmiertechnisch einfach zu realisierenden Darstellung der Profiltypen in Form der in Abb. 3 dargestellten „Streifenkarte“ weicht vom Layout der klassischen gedruckten GK 25 deutlich ab, dass daraus resultierende Akzeptanzproblem kann mit dem bestehenden GIS-Arbeitsverfahren nicht gelöst werden. Problematisch ist auch die Einbindung der Topographie auf Basis der ATKIS-Daten des LvermGeo LSA die für dieses Verfahren gesondert blattschnittgebunden bereitzustellen ist. Das führt zu einer redundanten Datenhaltung der Topographie. Die Möglichkeiten der Darstellung der Topographie war insgesamt unbefriedigend. Das GIS-Arbeitsverfahren ist derzeit auf einem Arbeitsplatz mit editierenden Rechten installiert, andere

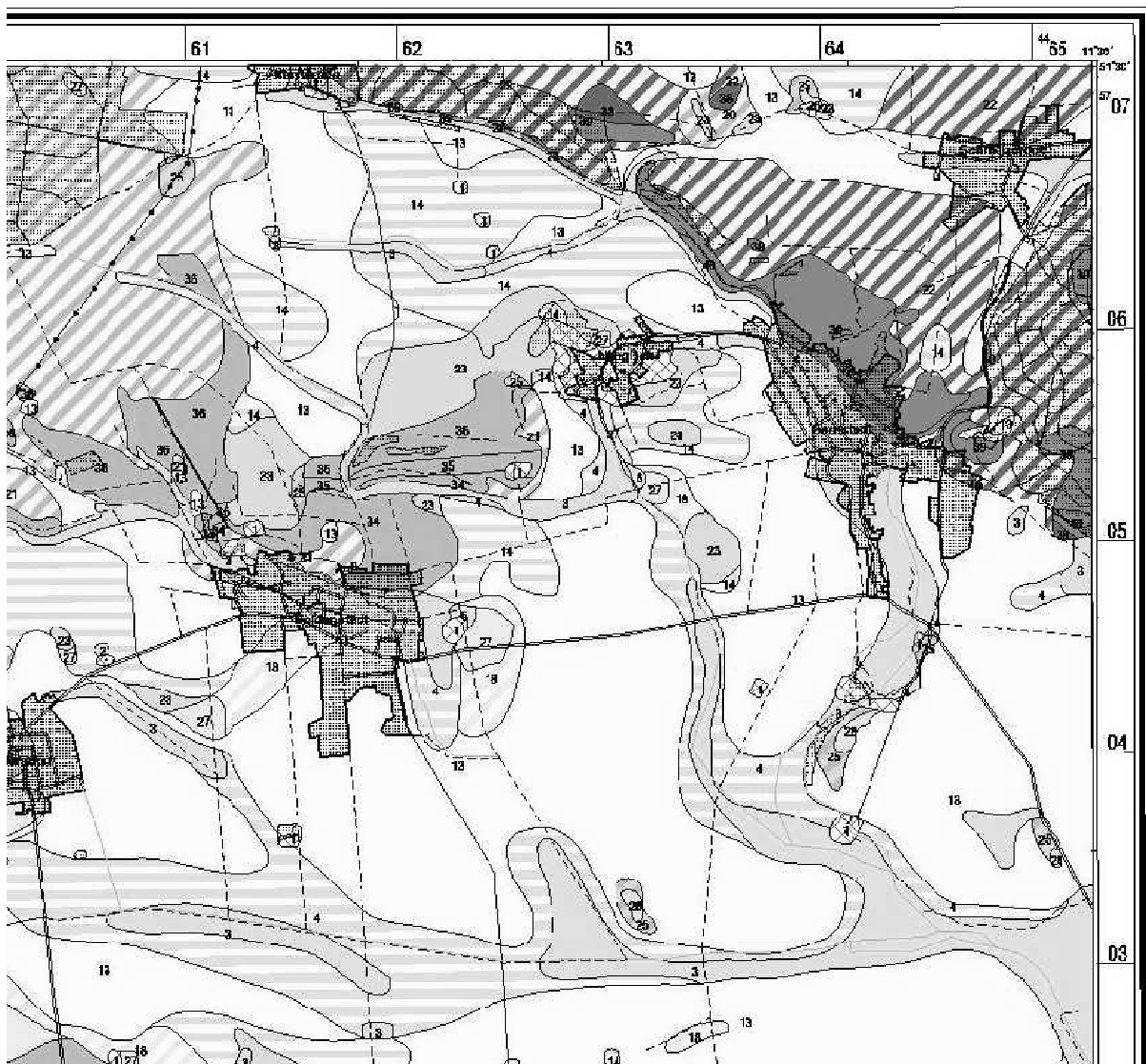


Abb. 3: Ausschnitt aus einem mit dem GIS-Arbeitsverfahren erzeugten Plot.

Nutzer können lesend auf Datenablage und Datenbank zugreifen.

2.3 Die Überführung der digitalen GK 25 in das Konzept GeoBerK

In besser verständlicher Form und mit verbesserten Recherchemöglichkeiten sollen die aktualisierten und fachlich aufgewerteten Daten einem größeren Nutzerkreis zugänglich werden. Dazu setzt das LAGB LSA mit dem Projekt Geologisch-Bergbauliches Kataster (GeoBerK) auf die zentrale Datenhaltung in Datenbanken und die Visualisierung mittels des Geodatenviewers Cardo. Alle Endarbeitsplätze im LAGB LSA haben darauf Zugriff. Ziel der Umsetzung in das Gesamtkonzept ist die Vermeidung von mehrfachen Bearbeitungen, die Beschleunigung von Verwaltungs- und Genehmigungsverfahren, die Schaffung von Recherchemöglichkeiten sowie die Verbesserung der Beratungstätigkeit. Die zu realisierende Umsetzung soll zukünftig die Daten für die Möglichkeiten des digitalen Vertriebs über Datenportale bereitstellen.

3 Verbesserung der Anwenderfreundlichkeit

3.1 Methodische Grundlagen der Visualisierung

In der „Geologischen Kartieranleitung“ der Staatlichen Geologischen Dienste (SCHWARZ *et al.* 2002) sind die Darstellungsprinzipien der GK 25 beschrieben. Auf den Grundkarten der GK 25 ist die geologische Schichtenfolge bis in 2 m Tiefe dargestellt. Die Kartieranleitung (GeoKa) ist auch die Grundlage für die Darstellung der digitalen Karten im Geodatenviewer Cardo. Die Regeln für die Gestaltung der Kartiereinheiten im Kartenbild des Geodatenviewers sind so modifiziert, dass der visuelle Gesamteindruck der gedruckten Kartenblätter erreicht wird.

Folgende Regeln für die Gestaltung der Kartiereinheiten wurden postuliert (WANSA, 2007):

Die quartären Gesteine werden stratigraphisch und lithogenetisch gegliedert, die präquartären in der Regel nur stratigraphisch. Dafür stehen die graphischen Elemente Flächenfarbe, Signatur, Kürzel (Ziffer) und Begrenzungslinie zur Verfügung.

3.1.1 Regeln für Fall A (Quartärmächtigkeit mindestens 2 m):

A1. Einschichtfälle werden durch die Flächenfarbe dargestellt, z. T. kombiniert mit einer Signatur.

A2. Bei Zweischichtfällen wird die obere Schicht durch Flächenfarbe, z. T. kombiniert mit einer Signatur dargestellt (Ausnahme: Regel A4).

A3. Bei Zweischichtfällen wird die untere Schicht durch eine Signatur veranschaulicht (Ausnahme: Regel A4).

A4. Ist eine Schicht als „lückenhaft“ oder „in dünner Decke“ beschrieben, wird diese nur durch die Zifferneinschreibung kenntlich gemacht. Diese Regel ist gegenüber A2, A3 und A5 prioritär.

A5. Bei Dreischichtfällen wird die mittlere Schicht in der Regel nur durch die Zifferneinschreibung kenntlich gemacht, es sei denn, die obere Schicht ist als „lückenhaft“ oder „in dünner Decke“ beschrieben. In diesem Fall ist Regel 3 anzuwenden. Die beiden durchgängig verbreiteten Schichten sind dann als obere und untere Schicht darzustellen (Regeln A1 und A2).

A6. Falls in Dreischichtfällen zwei Schichten als „lückenhaft“ oder „in dünner Decke“ beschrieben sind, werden diese nur durch die Zifferneinschreibung kenntlich gemacht.

A7. „Abschwemmmassen“ und „Künstliche Auffüllung“ werden immer als Einschichtfall dargestellt, d. h. die tieferen Schichten sind nur durch die Einschreibung kenntlich zu machen.

A8. Identisch werden Kartiereinheiten dargestellt, die in Stratigraphie und Genese gleich sind,

A9. Wo „Raseneisenstein“ (Ra) als separate obere Schicht auftritt, soll dies nur durch Zifferneinschreibung kenntlich gemacht werden. Bei der graphischen Darstellung kann die Signatur für den Raseneisenstein mit der Signatur der unterlagernden Schicht verbunden werden. (z.B.: Raseneisenstein über Anmoor wird zu Raseneisen-
erz und Anmoor).

3.1.2 Regeln für Fall B (Quartärmächtigkeit kleiner als 2 m)

B1. Einschichtfälle werden durch die Flächenfarbe dargestellt, z. T. kombiniert mit einer Signatur.

B2. Bei Zwei und Dreischichtfällen wird die obere Schicht durch Signatur dargestellt. Dies

gilt auch, wenn die obere Schicht aus tertiärem Lockergestein besteht (Sonderfall).

B3. Bei Zwei- und Dreischichtfällen wird die untere Schicht durch Flächenfarbe dargestellt.

B4. Ist eine Schicht als „lückenhaft“ oder „in dünner Decke“ beschrieben, wird diese nur durch die Zifferneinschreibung kenntlich gemacht.

B5. Bei Dreischichtfällen wird die mittlere Schicht in der Regel nur durch die Zifferneinschreibung kenntlich gemacht, es sei denn, die obere Schicht ist als „lückenhaft“ oder „in dünner Decke“ beschrieben. In diesem Fall ist Regel B4 anzuwenden. Die beiden durchgängig verbreiteten Schichten sind dann als obere und untere Schicht darzustellen (Regeln B2 u. B3).

Diese Regeln dienten als Vorlage für die Programmierung. Ein neuer Signaturmusterkatalog enthält die nummerierten graphischen Vorlagen der Signaturen. Die Schichtbeschreibungen in der Datenbank wurden erweitert um Farbwerte und maximal je zwei Signaturnummern für die Darstellung als auflagernde (oberste) Schicht oder als unterlagernde Schicht. Alle Fälle, in denen drei verschiedene geologische Schichten übereinander vorkommen, werden vereinfacht dargestellt. Dadurch können jetzt nahezu beliebig Farben und Muster kombiniert werden.

3.2 Technische Realisierung der GK 25 digital

Die technische Realisierung übernahm ein Fachbüro. Vor dem Beginn der Arbeiten erwarb das Fachbüro den Geodatenviewer Cardo – als Visualisierungswerkzeug für die zu entwickelnden Anwendungen – vom Lizenzgeber.

Die erste Projektphase schloss mit der Analyse des bisherigen GIS-Arbeitsverfahrens und der

vorhandenen ACCESS-Datenbank ab. Anschließend wurden die Tabellen der Sachdaten geprüft und vervollständigt sowie Erfassungs- und Strukturierungsfehler beseitigt. Ein besonderer Schwerpunkt der Datenüberführung war die dauerhafte Übersetzung der Kurzschlüssel in Klartext. Ein neuentwickeltes Übersetzungsprogramm wandelt die Kürzel in sinnvolle Zusammenhänge um und trägt die erzeugten Klartexte in neue Spalten ein. Die korrigierten Sachdaten überführte ein neues Importwerkzeug in eine PostgreSQL-Datenbank.

Für die Überführung der Flächendaten wurde der Tablespace für die Geometriendatenbank erzeugt, die Geometriendatenbank (PostgreSQL-Datenbank) aufgebaut, die benötigten Tabellen erzeugt und die Indizierung durchgeführt. Ein spezielles Wartungsskript gewährleistet künftig die Tabellenoptimierung. Für den Import der Geometriedaten wurde ein Importprogramm realisiert. Jetzt können Flächendaten im Blattschnitt ebenso wie aus mehreren Einzelkarten zusammengeführte Daten (regionalisierte Daten) importiert werden. Die Flächendaten sind als redundante Daten in die PostgreSQL-Datenbank eingestellt, um beschreibende Sach- und Flächendaten effizient zu verknüpfen und zu recherchieren. Die Verbindung von Sach- und Geometriedaten wird über Schlüssel hergestellt. Weil die Daten im erreichten Stand der Umsetzung in der Datenbank nicht topologisch gehalten werden können, fungieren die ArcInfo-Coverages in der bisher genutzten file-basierten Ablage weiterhin als primärer Datenbestand der Geometriedaten.

Der Geodatenviewer Cardo greift über den ihm zugrundeliegenden Webmapserver IWAN auf die PostgreSQL-Datenbank zu. Die Datenverbindung wurde auf die datenbankbasierte Datenquelle umgestellt. Für die landesweite, blattschnittfreie Darstellung liegt jetzt ein Signaturka-



Abb. 4: Ausschnitt der GK25 und der Legende, Darstellung mit Geodatenviewer Cardo.

talog vor. Der Signaturkatalog ist Grundlage der neu erstellten Symboldatei für den Mapserver IWAN. Für die Darstellung der Karten wurde aus den Darstellungsregeln ein Programmablaufplan entwickelt und in einer Anwendung programmiert. Wesentlicher Teil dieser Anwendung ist die Generierung einer Legendenübersicht für einen gewählten Kartenausschnitt. In den Flächeneinheiten werden die Farb-/Signaturdarstellungen durch Ziffern ergänzt, welche die Verbindung zur Legende herstellen, Kürzeleinschreibungen können alternativ an Stelle der Ziffern dargestellt werden. Der Druck der erzeugten Datenvisualisierung erfolgt als Plot von Kartenbild und Legende über das Ausgabewerkzeug, mittels einer neuentwickelten Druckvorlage. Ein neugeschaffenes Exporttool gestattet ausgewählte Geometriedaten und die zugehörige Legende zu exportieren.

4 Generalisierung der GK 50

Nahezu alle Planungsverfahren im öffentlichen Auftrag (z.B. Verkehrsstrassen, Flächennutzungspläne, Naturschutzplanungen) benötigen blattschnittfreie Kartenunterlagen im Maßstab 1 : 50 000. Das LAGB bringt in diese Verfahren u.a. geologische Grundinformationen in Form geologischer Karten ein. Die Bereitstellung projektbezogener geologischer Kartengrundlagen war vor der Realisierung der digitalen geologischen Karte im Maßstab 1 : 50 000 (GK 50 digital) mit aufwendigen manuellen Arbeitsschritten verbunden. Angewandte Fragestellungen konnten bisher nur sehr eingeschränkt und mit großem Aufwand aus den Daten recherchiert werden. Eine manuelle Überführung der GK 25 in ein Kartenwerk der geologischen Karte im Maßstab 1 : 50 000

(durch „zusammenzeichnen“) ist beim gegenwärtigen methodischen Arbeitsstand keine effektive Alternative. Deshalb wurde die Generierung der GK 50 (digital) auf Basis der GK 25 (digital) als Anwendung des Geodatenviewers Cardo konzipiert und umgesetzt.

Geologische Karten im Maßstab 1 : 50 000 verzichten bewusst auf die Detailfülle der GK 25, gestatten aber auf Grund von Generalisierungen Interpretationen zu grundlegenden Fragestellungen. Grundidee der fachtechnischen Umsetzung der GK 50 (digital) ist, die Basisdaten unverändert beizubehalten und die GK 50 (digital) temporär für die konkrete Fragestellung zu generieren. Die Anwendung gestattet die Auswahl von projektspezifischen Daten mittels Masken aus dem unveränderten Grunddatenbestand der GK 25. Die ausgewählten Daten werden temporär gespeichert und können nach vorgegebenen Regeln generalisiert werden. Die Menüführung der Anwendung gestattet zur Zeit die Generalisierungsregeln

- Flächenzusammenfassung (Beispiel siehe Abb. 5)
- petrographische Zusammenfassung (nach der Hauptkomponente des Stoffbestandes)
- nach stratigraphischen Merkmalen.

Die generalisierte Karte enthält von den eliminierten Polygonen nur noch die Labelpunkte. Interaktiv sind an diesen die Generalisierungen zu bestätigen oder zu verwerfen. Die bearbeitete Karte kann ausgeplottet werden, wobei für die Darstellung der Geologie die Regeln der GK 25 angewendet werden. Auch die Legendenerstellung erfolgt mittels der Werkzeuge der GK 25

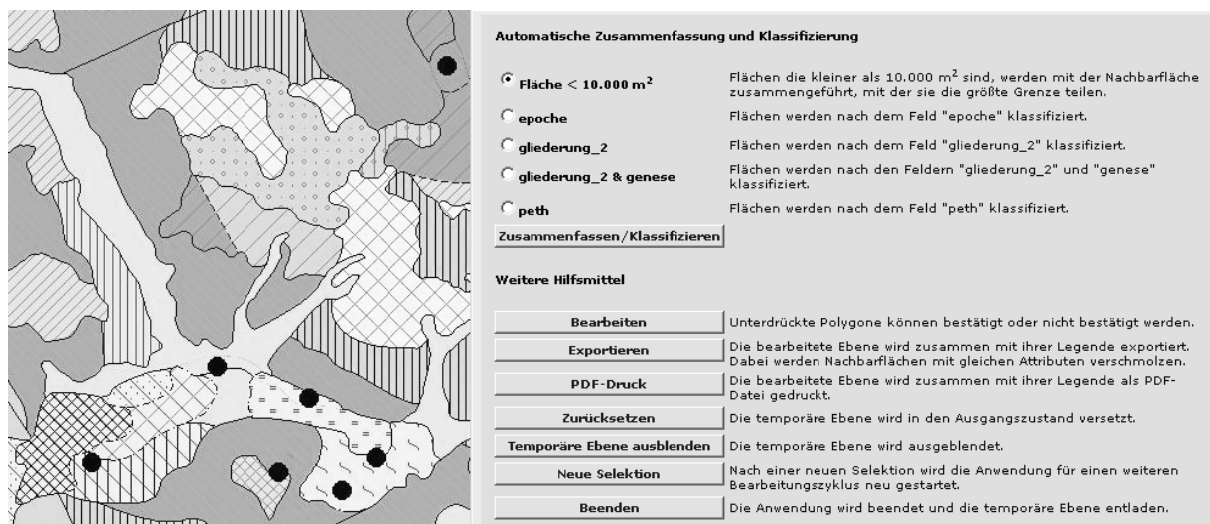


Abb. 5: Ausschnitt aus der GK 50, Generalisierung durch Unterdrückung kleiner Flächen.

(digital). Der Export der bearbeiteten Daten ist möglich.

5 Ergebnisse und Ausblick auf die weitere Umsetzung

Mit der Umsetzung der GK25 (digital) zur Nutzung mit dem Datenviewer Cardo und der interaktiven Generierung der GK 50 konnte die Akzeptanz für die Karte durch eine nutzerfreundliche Darstellung erhöht werden. Die Nutzung mittels des Geodatenviewers steht jetzt allen Beschäftigten des Landesamtes offen. Wesentliches Ergebnis ist die Möglichkeit schnell und effizient blattschnittfrei Daten für ausgewählte Gebiete zu recherchieren, mit anderen Daten im Kontext zu bewerten, zu visualisieren und zu plotten. Die Möglichkeit für die ausgewählten Gebiete Legenden zu generieren und diese in die Druckvorlage einzubinden oder als zugehörigen Datensatz zusammen mit den geometrischen Daten zu exportieren, gestattet anwenderspezifische Bearbeitungen durchzuführen oder Datenanfragen schneller bedienen zu können.

Weiterhin ungelöst sind alle Probleme, die aus der noch nicht realisierten Überarbeitung der Datenbank einschließlich der Erstellung einer geologischen Generallegende resultieren. Beispielsweise verlangt die Recherche „Wo ist der Boden wasserdurchlässig“, dass in der Datenbank dafür alle geeigneten Schichten - mit Sand oder Kies – erfasst sind. Solche Bezüge für die Recherchierbarkeit der Datenbank stellt eine Generallegende her. Aufbau und Umsetzung eines streng rationalen Datenmodells für die Generallegende der Geologischen Karte sind dafür notwendig. Die Schaffung von einfachen Nutzeroberflächen zur Pflege der Generallegende

und die Anbindung der bisherigen Cardo-Umgebung an das neue Datenmodell sind für die nachfolgenden Arbeitsschritte konzipiert. Ziel dieser Arbeiten ist, die gegenwärtige Datenstruktur so zu ertüchtigen, dass angewandt-geologische Fragestellungen interaktiv von wenig geübten Anwender recherchiert, ausgewertet und visualisiert werden können.

6 Literatur

- BALASKE, P. & BOMBIEN, H. (2001): Die Einführung von datenbankgestützten GIS-Arbeitsverfahren zur Erstellung geologischer Karten in Sachsen-Anhalt. – Mittl. Geol. Sachsen-Anhalt, **6**, S. 37-48
- EICHNER, R. & KNOTH, W. (2001): Ernst Beyrich und Julius EWALD – die Väter der geologischen Erstkartierung von Sachsen-Anhalt. – Mittl. Geol. Sachsen-Anhalt, **6**, 7-18
- SCHWARZ, C., KATZSCHMANN, L. & RADZINSKI, K.-H. (2002): Geologische Kartieranleitung.- Geologisches Jahrbuch, **9**; 135 S.
- STOTTMEISTER, L. (2007): Geologische Karte im Maßstab 1 : 25000 von Sachsen-Anhalt, Blatt 3732 Helmstedt mit Erläuterungen. – 260 S.
- WANSA, ST. (2001): Aktualisierte Konzeption für die geologische Landesaufnahme von Sachsen-Anhalt im Maßstab 1 : 25 000. – Mittl. Geol. Sachsen-Anhalt, **6**, S. 19-35.
- WANSA, ST. (2007): Umsetzung der GK 25 digital in cardo - Vorschläge für Darstellungsregeln. – unveröff. Ber. LAGB LSA, 3 S.

Nutzung von cardo-Komponenten zum Aufbau flexibler Geodateninfrastrukturen

Dietmar Bothmer

IDU Ingenieurgesellschaft für Datenverarbeitung und Umweltschutz mbH, Theodor-Körner-Allee 16, 02763 Zittau, www.idu.de

Das Entwicklungstempo der entstehenden Geodateninfrastrukturen wird durch die Entwicklungen im Bereich der Umweltwissenschaften und Umweltverwaltung mitbestimmt. Die Umsetzung zahlreicher EU-Richtlinien erfordert eine enge Vernetzung der existierenden Geoinformationsressourcen mit dem Ziel, einen schnellen und qualitätsgesicherten Austausch zwischen einzelnen Fachsystemen zu ermöglichen. Service-orientierte Geodateninfrastrukturen auf Grundlage der OGC-Standards können hier einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der Nutzbarkeit der Datenangebote leisten. Am Beispiel des cardo-Systems der IDU mbH wird gezeigt, wie Standardisierungsbemühungen und Nutzeranforderungen die Entwicklung dieser Anwendung von einem WEB-GI-System mit starker Fokussierung auf Umweltauskunft, hin zu einer flexiblen Kernkomponente moderner Dienstorientierter Geodateninfrastrukturen beeinflussen.

The development speed of the upcoming geodata infrastructures is co-determined by the developments in the environmental sciences and the environmental administrations. The implementation of numerous EU-directives requires a tight network of existing geoinformationresources with the aim of enabling a faster and quality secured exchange between systems. Service oriented geodata infrastructure based on OGC-standards can provide a substantial contribution to the improvement of the usability of data supply. Using the example of the cardo-system, IDU has shown how efforts for standardization and user demand can influence the development of applications from a Web-GI-system with a strong focus on environmental information towards a flexible service oriented data service.

1 Geodateninfrastrukturen im Bereich Umweltwissenschaft und -verwaltung

Die Entwicklung von Geodateninfrastrukturen im Sinne der Schaffung von Rahmenbedingungen, Standards und technischen Infrastrukturen zur kooperativen Nutzung von Geodaten wird stark durch die Umweltwissenschaften vorangetrieben. Typisch für den Umweltbereich sind das Zusammenwirken verschiedener Fachdisziplinen bei der Analyse oder Begutachtung von Umweltproblemen aber auch das sich aus der Umsetzung zahlreicher EU-Richtlinien ergebenden Erfordernis der Berichterstattung gegenüber der EU bzw. der öffentlichen Publikation von Informationen zum Zustand der Umwelt (z.B. Umgebungslärmrichtlinie, INSPIRE usw.). Üblicherweise erfolgt das Zusammenführen von Informationen aus unterschiedlichen Fachdisziplinen für Analysen, Simulationen oder Publikationen durch das Bereitstellen der physischen Datenbestände aus unterschiedlichen Quellen und Systemen, was einen aufwändigen und fehleranfälligen Prozess

der Konvertierung und Interpretation der Daten nach sich zieht. Zugleich führt jede Bereitstellung der physischen Datenbestände aus einem Quellsystem für ein Zielsystem unvermeidlich zu Redundanzen mit potenziellen Inkonsistenzen. Deshalb ist es naheliegend, die für die jeweilige Aufgabe aktuellen erforderlichen Daten zur Laufzeit in standardisierten Formaten für das Zielsystem bereitzustellen bzw. bestimmte Verarbeitungsschritte direkt im Quellsystem durchzuführen. So kann es zum Beispiel sinnvoll sein, für ein Routineverfahren der bodenkundlichen Gutachtenerstellung für unterschiedliche Standorte eines Landes nicht die zuständige Bodenkarte für das gesamte Gebiet des Landes zu beziehen und diese dann für einzelne Fachgutachten zu nutzen sondern den für das jeweilige Fachgutachten erforderlichen Ausschnitt jeweils aktuell von der Quellenanwendung zu beziehen. Ein Argument für das Beziehen der Fachinformationen zur Laufzeit ist die Tatsache, dass zur Gewährleistung einer flächendeckenden Information für ein potenzielles Untersuchungsgebiet ein erheblicher und wiederkehrender Aufwand für den Transport, die Konvertierung und Spei-

cherung von Fachdatenbeständen betrieben werden muss, obwohl für den eigentlichen Bearbeitungsschritt nur ein Bruchteil dieser Datenbestände erforderlich ist. Am Beispiel des Luftbildarchives für das Land Sachsen wird deutlich, dass es wesentlich effizienter ist, wenige Kilobyte eines Orthophotos einer Beurteilungsfläche zum Zeitpunkt des Bedarfes herunterzuladen als Daten im Terabytebereich vorzuhalten. Unterliegen die Datenbestände einer vergleichsweise hohen Dynamik (z.B. Automatisiertes Liegenschaftskataster ALK) wird die Nutzung von Verfahren der Onlinebereitstellung von Daten unumgänglich.

Durch die Initiative des Open Geospatial Inc. sind in den letzten Jahren ca. 20 verschiedene Standards mit unterschiedlichen Status erarbeitet und publiziert worden. Aus Sicht einer gemeinsamen Datennutzung und unter Berücksichtigung der Umsetzung des Standards in GI-Produkten haben derzeit insbesondere WebMapServices (WMS) und WebFeatureservices (WFS) eine praktische Bedeutung. Während WMS die Bereitstellung definierter Kartenbereiche in verschiedenen Bildformaten unterstützt bieten WFS die Möglichkeit, für definierte Ausschnitte Vektordaten mit Sachinformationen im GML-Format von einem Server zu beziehen.

Die Sinnhaftigkeit der Nutzung solcher WMS-Dienste wird auch in einem anderen Fachgebiet offenbar. Energieversorger führen deren Betriebsmittel digital in hochspezialisierten Netzinformationssystemen (NIS). Gleichzeitig besteht das Erfordernis, diese Bestandsdokumentationen z.B. für Planungszwecke in Drittsysteme zu übernehmen. Selbst wenn die formale Übernahme der grafischen Objekte wegen „geglückter“ Überführung der geometrischen Primitive erfolgt ist, bleibt die grafische Ausgestaltung (spezielle Signaturen, verdrängte Darstellungen, Textfreistellungen) ein Problem, welches nur in den seltensten Fällen befriedigend gelöst werden kann. Hier liegt die Nutzung von WMS-Diensten als Austauschverfahren für die NIS-Daten auf der Hand. Die Rendering-Engine des NIS wird hier für die Erzeugung des Kartenbildes genutzt. Dieses Bild mit entsprechender Georeferenz wird an den anfragenden Client ausgeliefert und kann dort unmittelbar genutzt werden.

Grenzen der WMS liegen insbesondere in den Abfragemöglichkeiten der Datenbestände. Im WMS-Standard ist lediglich das Verfahren einer Objektidentifikation über eine Punktkoordinate beschrieben. Die Sachdatenabfrage ist in den einzelnen Systemen in unterschiedlicher Weise

implementiert und das Ergebnis dieser Abfrage kann unstrukturiert an den Clienten zurückgeliefert werden. Damit können zwar einfach Identifikationsanforderungen von Objekten in einer Mensch-Maschine-Umgebung unterstützt werden, eine automatisierte Weiterverarbeitung der Abfrageergebnisse ist allerdings nicht möglich. Dieses Defizit kann durch die Nutzung von WFS für die Bereitstellung von Vektordaten überwunden werden. Neben zahlreichen Verfahren der Filterung stehen dem Client auch Verschneidungsoperationen der bereitgestellten Geodaten z.B. mit Anfragepolygonen zur Verfügung. Das Ergebnis der Anfrage wird durch den Server in strukturierter Form im GML-Format zurückgeliefert.

Problematisch bei der Nutzung von WFS bleibt die grafische Ausgestaltung der Objekte. Hier nutzen Sender und Empfänger proprietäre Abbildungsvorschriften. Textfreistellungen beispielsweise bleiben Aufgabe der Clientanwendung. WFS ist also keinesfalls als höherwertiges Austauschformat für Kartenbilder sondern vielmehr als ein Verfahren zur Analyse und Bereitstellung der diesen Karten zugrundeliegenden Vektordaten anzusehen.

Aus den oben genannten Gründen erscheint es sinnvoll, die Datennutzung und den Datenaustausch zwischen GI-Systemen einer GDI auf Grundlage kombinierter WebMap- und WebFeatureDienste zu realisieren. Während der WMS eine identische Kopie des Kartenbildes der Quellenanwendung liefert bietet der WFS die Möglichkeit einer Identifikation, Selektion und damit - nach Übertragung zum Clienten - einer automatisierten Weiterverarbeitung.

Als dritte wesentliche Komponente einer GDI gewinnen die Metainformationssysteme stark an Bedeutung und Akzeptanz. Die hohe Dispersität der Informationsangebote innerhalb einer GDI erfordert Verzeichnisse mit Beschreibungen dieser Quellen, die die Bewertung der Nutzbarkeit dieser Angebote für eine konkrete Aufgabe ermöglichen und gleichzeitig die Zugriffsverfahren beschreiben. Über diese Metainformationen kann ggf. auch über kaskadierende Katalogserver recherchiert werden. Solche Katalogserver existieren auf Bundes- und Länderebene aber auch im kommunalen Bereich sind erste derartige Angebote verfügbar. In den kommenden Jahren muss die Beschreibung mit Metainformationen der in Geodateninfrastrukturen verfügbaren Datenbestände deutlich verbessert werden, da die Recherche von Katalogen nur dann Sinn macht,

wenn die Treffer einen relevanten Ausschnitt des tatsächlichen Angebotes widerspiegeln.

2 cardo als Basiskomponente für Geodateninfrastrukturen

Das System cardo (www.cardogis.com) wurde durch die IDU Ingenieurgesellschaft für Datenverarbeitung und Umweltschutz mbH im Jahre 2002 entworfen und wird seit dieser Zeit kontinuierlich weiterentwickelt und gepflegt. In diesem Zeitraum hat sich cardo von einem WEB-GI-System mit starker Fokussierung auf eine Auskunftsanwendung hin zu einer flexiblen Kernkomponente moderner Dienste-orientierter Geodateninfrastrukturen entwickelt.

Der Grundgedanke des Systems cardo besteht darin, dass diesem die verschiedensten Geo- und Sachdatenbestände durch Metadaten bekannt gemacht werden und auf dieser Grundlage unterschiedlichste Funktionalitäten für die Nutzer bereitgestellt werden.

Der cardo WebGIS-Client ist als reine HTML-Javascript-Anwendung ausgeführt und bietet an jedem Arbeitsplatz einer Organisation die Funktionalitäten eines Desktop-GIS. Neben den klassischen Navigations- und Recherchefunktionen über die Datenbestände bietet cardo umfangreiche Möglichkeiten zur Datenerfassung, zur Da-

tenanalyse, zur interaktiven Layoutgestaltung sowie zum Im- und Export von Datenbeständen durch den berechtigten Nutzer.

Geodateninfrastrukturen leben von der Vielfalt. Grundvoraussetzung für die Bereitstellung und Nutzung von Diensten zwischend den Systemen ist die Implementierung der relevanten Standards. cardo unterstützt WMS 1.3 und WFS 1.0 sowohl als Client als auch als Server.

Das im Punkt 1 beschriebene Nutzungsszenario kombinierter WebMap- und WebFeature-Dienste soll mit der nachstehenden Abb. 1 an Hand eines cardo-Projektes illustriert werden.

In das dargestellte cardo-Projekt wurde die Bodenkarte des Landes Niedersachsen sowohl als WMS als auch als WFS eingebunden. Die grafische Ausgestaltung ist identisch mit der im Quellsystem und gleichzeitig können sachdaten-gesteuerte Abfragen von Bodentypen über den WFS durchgeführt werden. Das Ergebnis wiederum dient als Filterkriterium für die Analyse weiterer lokal verfügbarer Fachdaten. Die Arbeit mit den entfernten WFS-Daten unterscheidet sich für den Anwender praktisch nicht von der gewohnten Nutzung lokaler Daten in Desktop-GI-Systemen.

Wesentlich für die Akzeptanz solcher Dienstangebote sind eine hohe Verfügbarkeit sowie eine

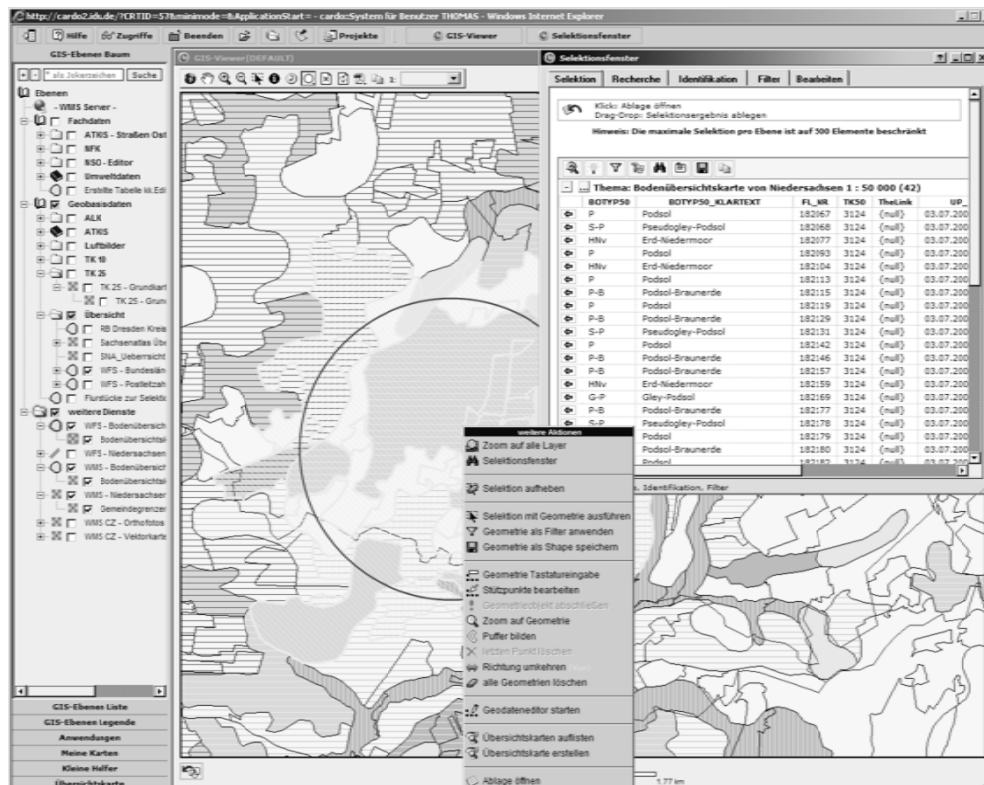


Abb. 1: Nutzung einer Bodenkarte des LBEG Hannover zur Filterung von Fachdaten.

Thematische Webkartographie mit Google Maps — Erstellen interaktiver Karten mit dem Google Maps API.

Lars Mielke & Heinz Burger

Freie Universität Berlin, Malteserstraße 74 – 100, 12249 Berlin, info@lars-mielke.de

Die wachsende Nachfrage nach kartographisch aufbereiteten Geoinformationen im Internet veranlasste verschiedene Internetdienste, eigene webbasierte Kartendienste einzurichten (Yahoo!, Google, Microsoft) und mit globalen Geodatenbeständen als Basiskarten der Öffentlichkeit unentgeltlich zur Verfügung zu stellen. In dieser Arbeit werden die frei zugänglichen Kartendienste und ihre Einsatzmöglichkeiten (speziell in den Geowissenschaften) behandelt. Der Schwerpunkt liegt hierbei auf Google Maps. Dazu werden kurze Einblicke in das Konzept und die Funktionsweise von Google Maps zur Visualisierung von Geodaten geben. Anschließend werden anhand von Beispielen aus verschiedenen Anwendungsfeldern (Tourismus, Geowissenschaften, Forschungs- und Eventmanagement) die Visualisierungsmöglichkeiten mit Google Maps vorgestellt sowie die Vor- und Nachteile dieses Kartendienstes diskutiert.

Web mapping is used for presentation of spatial data on the World Wide Web. The advantages of digital maps are well known and the advent of web map services made the full power of digital cartography obvious to the general public. The exploding demand for topographic and thematic maps stimulated internet information services (Yahoo!, Google) to setup own web mapping services based on their vast data base. In 2005 Google offered an application programming interface (API) which allows the user to create custom online maps. This paper presents a short description of Google's Map services and focuses on the application of Google Maps for personalizing maps. Advantages and limitations of its graphical layout capabilities are summarized and links to some applications are given.

1 Einführung

Thematische Karten dienen der graphischen Visualisierung eines raumbezogenen Themas. Zur Erstellung werden seit etwas mehr als zwei Jahrzehnten Geoinformationssysteme (GIS) eingesetzt, die von der digitalen Erfassung raumbezogener Daten, über die räumliche Analyse und Interpretation, der graphischen Aufbereitung bis zur Erstellung digitaler Druckvorlagen den Prozess der Kartenproduktion abdecken.

Mit dem Aufstieg des Internet erschloss sich den verschiedenen Akteuren ein weithin neues und wirkungsmächtiges Betätigungsfeld, um räumliche Informationen (Geobasisdaten, Fachdaten, Multimediaelemente) im World Wide Web (WWW) einer interessierten Öffentlichkeit zugänglich zu machen. Diese etwa Mitte der Neunziger Jahre des letzten Jahrhunderts einsetzende Entwicklung veranlasste verschiedene Internetdienstleister, eigene webbasierte Kartendienste einzurichten (Yahoo!, Google, Microsoft) und mit globalen Geodatenbeständen als Basiskarten der Öffentlichkeit unentgeltlich zur Verfügung zu stellen. Zusätzlich ist ein Trend zu verzeich-

nen, dass die Anbieter solcher Systeme die Programmierschnittstellen zu ihren Diensten frei zugänglich machen. Diese Schnittstellen erlauben es den Kartenerstellern, mit der Software zu interagieren und sich bestimmte Funktionen für ihre Zwecke zu Nutzen zu machen. In der Mehrzahl der Fälle werden diese Schnittstellen dazu benutzt, um eigene Geodatenbestände in eine Karte einzublenden und diese auf der eigenen Webseite einzubinden.

2 Web - Kartographie

2.1 Definition und Anforderungen an die Kartenersteller

“Web mapping is the process of designing, implementing, generating and delivering maps on the World Wide Web” (WIKIPEDIA, 2007).

Diese Definition zeigt, dass Webkartographie als Bestandteil der praktischen Kartographie verstanden wird und somit gewissen Regeln und Konventionen der Kartenerstellung unterliegt. Im Unterschied zur Kartenerstellung im Printbereich müssen bei in der Webkartographie die digitalen

Karten so aufbereitet werden, dass sie den Anforderungen des WWW genügen. Hierzu sind einige informationstechnische Kenntnisse und Fertigkeiten notwendig:

- Erfahrung im Betreiben und/oder Bedienen eines Webserver (z.B. Microsoft IIS, Apache)
- Erfahrung in der Administration und Anwendungsentwicklung mit einer Mapserver Software (z.B. UMN Mapserver, Autodesk Mapguide)
- Erhebung bzw. Erwerb, Aufbereitung und Integration räumlicher Daten (Aufgaben eines Geodatenmanagers)

Die Auseinandersetzung mit diesem Themenkomplex ist sehr anspruchsvoll und zeitintensiv. Eine Geowissenschaftlerin oder ein Geowissenschaftler wird sich ihr kaum widmen können, ohne die eigenen genuinen Aufgaben zu vernachlässigen – selbst bei Vorhandensein einiger Erfahrung im Webdesign und Interesse für dieses Thema. Als state-of-the-art gelten seit einiger Zeit Mapserver-Anwendungen, die den Nutzern ein Höchstmaß an Interaktivität und den Kartenerstellern vielfältige Möglichkeiten der Kartenerstellung bieten. Lassen sich auch noch typische GIS Funktionen damit realisieren, spricht man auch vom Web- oder Online-GIS.

Es ist nicht realistisch anzunehmen, dass sich Geowissenschaftler neben ihren Kernaufgaben zusätzlich noch in die Geoinformatik, speziell in die Belange der kartographischen Kommunikation mit Geodaten, einarbeiten. Freie Karteninformationssysteme wie beispielsweise Google Maps reduzieren den zeitlichen, finanziellen sowie lernerischen Aufwand erheblich.

3 Der Google Maps Webdienst

3.1 Beschreibung von Google Maps

Google Maps bezeichnet einen im Februar 2005 gestarteten Dienst der Firma Google, der es Internetnutzern ermöglicht, Orte, Hotels und andere Objekte zu suchen, um deren Position dann auf einer Karte oder auf einem Bild von der Erdoberfläche (Satelliten- und Luftbilder) anzuzeigen. Dabei kann der Anwender zwischen einer reinen Kartendarstellung, einem Luftbild und einer Ansicht wählen, die sowohl eine Karte als auch das Luftbild darstellt.

Google Earth ist ein verwandter Service mit erweiterten Funktionen. Hier wird vor allem auf die dreidimensionale Ansicht der Erde Wert gelegt, die in Google Maps nicht möglich ist. Eine reine Kartendarstellung, wie bei Google Maps, ist wiederum mit Google Earth nicht möglich.

Google erlaubt mit seinen beiden Geodiensten den Zugang zu seinen globalen Datenbanken mit Karten und Satellitenbildern und ermöglicht mit dem Google Maps API (application programming interface) die Erstellung eigener interaktiver Karten und ihre Einbettung in die persönlichen Webseite. Diese Möglichkeiten und die einfache Handhabung sind die Ursache für die schnelle Annahme dieses Dienstes und die Verbreitung personalisierter, interaktiver Karten im WWW.

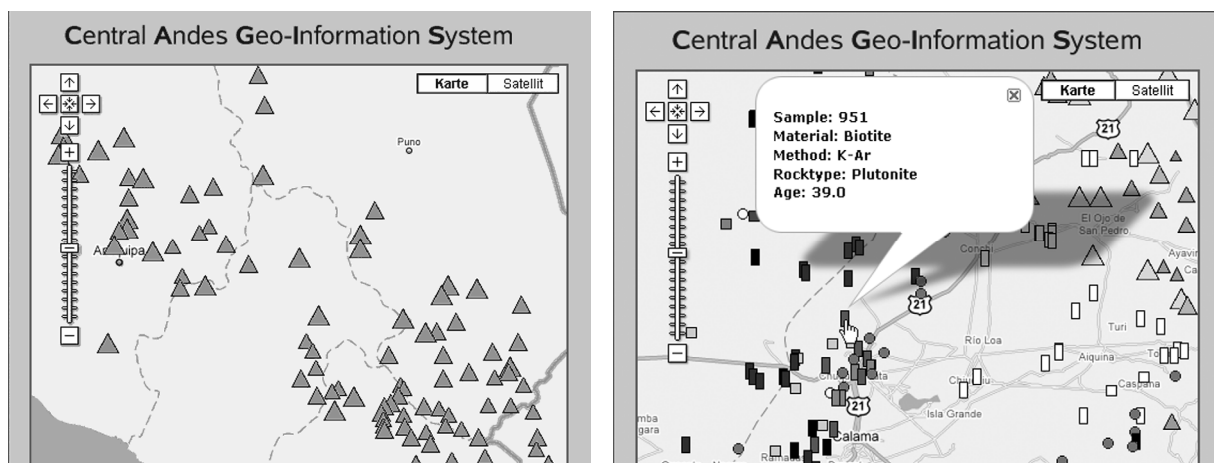


Abb. 1: Google-Maps Anwendungen. Lage und Größe der Symbole werden aus der Datenbank geholt.

3.2 Die Zielgruppe von Google Maps

Die Google Geodienste (Maps und Earth) richten sich in erster Linie nicht an Nutzer, die vollwertige Geoinformationssystem oder Kartensoftware suchen. Mit solchen Produkten kann und möchte Google auch nicht konkurrieren. Das Angebot richtet sich an Nutzer, die daran interessiert sind:

- mit geringem Aufwand erstellte,
- interaktive,
- kostengünstige,
- und dennoch anspruchsvolle

Karten auf der eigenen Webseite zu publizieren. Diese Karten sollen für die überwiegende Mehrheit der Internetnutzer intuitiv und barrierefrei bedienbar sein.

3.3 Das Google Maps API

Google Maps ist in Reinform (wie unter <http://maps.google.de> zu finden) nur eine konsumierbare Anwendung und befähigt in dieser Form noch nicht, eigene Karten zu erstellen und zu veröffentlichen. Dazu bedarf es eines Zugriffs auf die Softwarefunktionen selbst, was in diesem Fall über ein API (Application Programming Interface) geschieht. Bei einem API handelt es sich um eine Schnittstelle, über die man Verbindung zu definierten Softwarefunktionen und -methoden aufnehmen kann.

Die Nutzung des Google Maps API sowohl für private als auch kommerzielle Zwecke ist den Nutzern freigestellt und kostenlos. Es gibt einige Restriktionen in den AGBen, die aber zu einem Großteil programmiertechnische Angelegenheiten betreffen. Zum Beispiel ist es nicht gestattet, den Dienst in einem durch User/Passwort abgesicherten Bereich eines Intranets zu betreiben. Auch gibt es eine Obergrenze von Kartenaufrufen pro Tag usw. Bei Bedarf kann auch eine Enterprise-Lizenz erworben werden, die z.B. Support und eine aktuellere wie qualitativ bessere Datenbasis beinhaltet.

Das API wird über JavaScript angesprochen. JavaScript hat den Vorteil, dass es weltweit verbreitet und durch seine langjährige Weiterentwicklung sehr mächtig geworden ist. Ursprünglich nur zur clientseitigen Validierung von Formulardaten oder einfachen Animationen auf Webseiten benutzt (Stichwort DHTML), hat sich diese Programmiersprache zu einem leistungsfähigen Werkzeug für einen heterogenen Anwen-

dungsbereich entwickelt. Hervorzuheben wäre z.B. das Zusammenspiel mit dem Document Object Model (DOM), über das sich Elemente einer Webseite gezielt ansprechen und manipulieren lassen.

Über das API lassen sich beispielsweise Geodaten importieren und zur Anzeige bringen, die im XML Format vorliegen (Abb. 1). XML gewährleistet einen unkomplizierten Datenaustausch zwischen verschiedenen Anwendungen. Die häufig auftretenden Probleme mit proprietären Datenformaten im GIS Bereich (z.B. ESRI Shapefile) treten hierbei nicht auf. Da heutzutage fast alle namhaften GIS- oder Datenbankprodukte einen XML Export ermöglichen und sich dieser nativ mit JavaScript verarbeiten lässt, kann mit Google Maps auf eine Vielzahl von bereits existierenden Datenquellen zugegriffen werden. Dabei ist XML nur einer von vielen Wegen, extern abgelegte Geodaten in Google Maps zu integrieren.

Obwohl JavaScript viele Funktionen bietet, um bestimmte Aufgaben zu lösen, können auch andere Programmiersprachen verwendet werden. Dies hängt von vielen Faktoren ab, auf die wir hier nur sehr kurz eingehen werden. Der erste Punkt ist die Art und Konfiguration der Webserverumgebung, d.h. welche Softwarepakete sind noch zusätzlich installiert. Benötigt man eine serverseitige Programmiersprache, wird man meistens PHP oder ASP verwenden (vom Webserver abhängig), die eine sehr gute Ergänzung zu JavaScript darstellen. Typische Dateioperationen wie Parsen, Prozessieren, Upload/Download oder CGI-Anwendungen werden klassischerweise mit Perl durchgeführt. Bei speziellen Problemstellungen können auch andere Programmiersprachen zum Einsatz gelangen (z.B. Python, Java, Ruby).

Um das Google Maps API nutzen zu können, ist es notwendig, vorher einen Registrierungsschlüssel anzufordern. Dieser ist nach Anlage eines Google Accounts frei erhältlich und gilt jeweils für eine Domain oder IP Adresse. Dieser Schlüssel ist nach einer exakt festgelegten Methode in den HTML Code der Webseite einzubauen.

3.4 Einfaches GM-API Beispiel

Der in Tab. 1 aufgeführte (minimale) GM-API Programmcode kann als Vorlage zur Erzeugung des Beispiels in Abb. 2 verwendet werden.

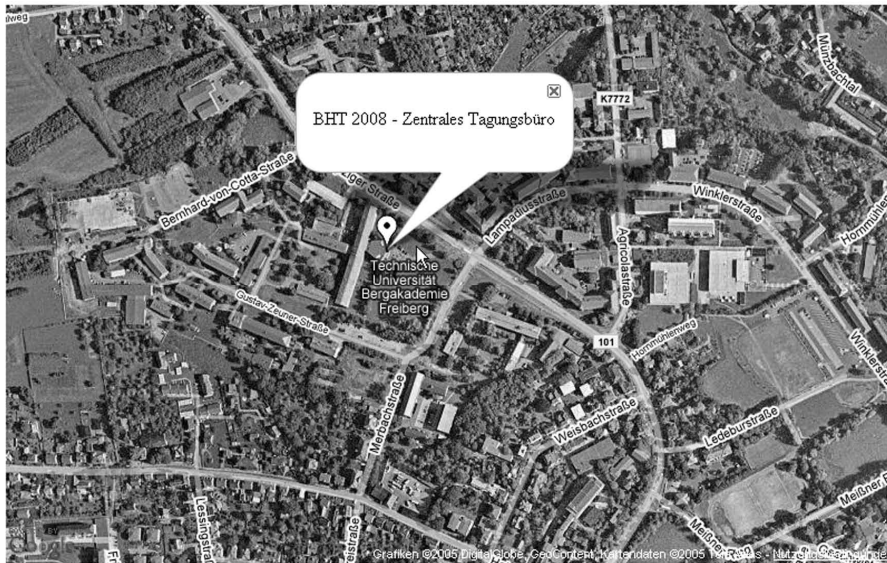


Abb. 2: Erscheinungsbild einer Google-Maps Anwendung mit Info-Box.

Tab. 1: Google API Programmcode zur Darstellung der in Abb. 2 gezeigten Karte

```

<!DOCTYPE html "-//W3C//DTD XHTML 1.0 Strict//EN"
  "http://www.w3.org/TR/xhtml1/DTD/xhtml1-strict.dtd">
<html xmlns="http://www.w3.org/1999/xhtml">
<head>
<meta http-equiv="content-type" content="text/html; charset=utf-8"/>
<title>Google Maps API Beispiel</title>
<script src="http://maps.google.com/maps?file=api&v=2&key=xxx"
  type="text/javascript"></script>
<script type="text/javascript">
function load()
{
  if (GBrowserIsCompatible())
  {
    var map = new GMap2(document.getElementById("karte"));
    map.setCenter(new GLatLng(50.92465129, 13.33492816), 16);
    map.setMapType(G_HYBRID_MAP);
    function createMarker(latlng)
    {
      var marker = new GMarker(latlng);
      GEvent.addListener(marker, "click", function()
      {
        var myHtml = "<p>BHT 2008 - Zentrales Tagungsbüro</p>";
        map.openInfoWindowHtml(latlng, myHtml);
      });
      return marker;
    }

    var latlng = new GLatLng(50.92504956, 13.33367007);
    map.addOverlay(createMarker(latlng));
  }
}
</script>
</head>
<body onload="load()" onunload="GUnload()">
<div id="karte" style="width: 800px; height: 500px"></div>
</body>
</html>

```

Tab. 1: Darstellung von kartographischen Objekten mit Google Maps.

<i>Kartenelement</i>	<i>Qualitative Werte</i>	<i>Google Maps</i>	<i>Quantitative Werte</i>	<i>Google Maps</i>
Punkt	Farbe	✓	Größe	✓
	Form	✓	(Helligkeit)	✓
Linie	Linienstärke	✓	Linienstärke	✓
	Linienmuster	✗		
Fläche	Farbe	✓		
	Füllmuster	✗	Helligkeit	✓
	Füllfarbe	✓		

Die ersten Zeilen enthalten den Google Maps Aufruf und den GM-Key des Nutzers (hier: xxx). Die weiteren Zeilen legen das Kartenzentrum fest, überlagern die Karte mit dem Satellitenbild und setzen den Google-Marker an die gewünschte Stelle im Bild. Die Koordinaten (in Dezimalgrad für die geographische Länge und Breite) für die Marker erhält man aus der eigenen Datenbank (oder ruft sie über Google Earth ab).

4 Darstellung kartographischer Objekte mit Google Maps

In der thematischen Kartographie existieren gewisse Regeln oder Konventionen, welche graphischen Möglichkeiten zum Ausdruck räumlicher Phänomene benutzt werden können. Entsprechende Literatur kann im diesbezüglichen Kapitel konsultiert werden. Interessant sind hierbei die Graphischen Variablen zum Repräsentieren der unterschiedlichen Informationstypen von Geo-Objekten. In der Tab. 2 sind die wichtigsten Variablen zur Darstellung der bedeutendsten Informationstypen (ohne tiefere Aufschlüsselung) für punkt-, linien- und flächenhafte Objekten aufgeführt.

Die wichtigsten Graphischen Variablen können mit den Signaturmöglichkeiten von Google Maps wiedergegeben werden. Interessant ist, dass die Kartenobjekte mit frei wählbarem Transparenzgrad dargestellt werden können und somit auch Informationsebenen mit Flächenobjekten (z.B. Satellitenbild und geologische Karte) überlagert werden können. Wünschenswert bei der qualitativen Unterscheidbarkeit sind vor allem die Einführung von Musterfüllungen bei Flächen sowie Linienmuster.

5 Vor- und Nachteile von Google Maps

Die Einordnung, ob es sich um ein Vorteil oder ein Nachteil handelt, hängt stark von den speziellen Bedürfnissen und Erwartungen der Nutzer ab. Während eine Gruppe den kostenlosen Zugriff auf das Archiv der Luft- und Satellitenbilder (letztere in globaler Abdeckung) positiv begrüßt, bemängelt eine andere Gruppe die ziemlich heterogene Qualität und Aktualität dieser Datenbasis. Während für die USA, Kanada und Westeuropa großmaßstäbige und gut dokumentierte Daten existieren, sind für große Gebiete Afrikas und Asiens noch keine brauchbaren Basisdaten flächendeckend vorhanden. Da Google diese Daten nicht selbst erhebt, sondern von verschiedenen Anbietern erwirbt, kann man die Verantwortung schwerlich bei Google suchen. Es schränkt die Attraktivität des Dienstes dennoch ein.

Ein weiteres, zweiseitiges Argument ist die Verwendung von JavaScript, der weltweit meistgenutzten clientseitigen Programmiersprache. Die Vorteile wurden bereits in Kapitel 3.3 hinreichend erörtert. Der Einsatz von JavaScript ist jedoch mit erheblichen Abstrichen beim Thema Sicherheit im WWW verbunden. Eine Ursache, weshalb sich Google Maps noch nicht in Business Anwendungen durchgesetzt hat, könnte darin begründet liegen. Unternehmenslösungen müssen robust und sicher sein, weshalb andere Softwareprodukte oder -sprachen zur Anwendung gelangen (z.B. Java). Diese sind dann wiederum nicht so weit verbreitet bzw. leicht erlernbar.

Einige **Vorteile** von Google Maps sind jedoch unstrittig: Das Konzept ist einfach und dennoch flexibel. Zur Bearbeitung stehen viele Werkzeuge gerade aus dem open source und public domain Bereich zur Verfügung. Damit können auch

die Lizenzkosten für preisintensive High-End Mapserver eingespart werden. Auch die Notwendigkeit der Installation eines kostenlosen Mapservers wie des UMN Mapserver entfällt. Für den Betrieb des Dienstes reicht im Normalfall angemieteter Webspace bei einem Provider aus. Bei den meisten Anbietern sind Erweiterungen wie Datenbanken oder PHP inklusive. Der XML-Standard zum Datenaustausch vermeidet proprietäre Datenformate (z.B. ESRI's Shapefile Format). Die Nutzung anderer Dienste (z.B. Daten vom USGS) ist über Web-Services realisierbar.

Die Kartennutzer benötigen im Prinzip nur einen der verbreiteten Standard Webbrowser ohne PlugIn oder einer anderen Erweiterung. Aktiviertes JavaScript ist aber Bedingung.

Die wesentlichen **Nachteile** von Google Maps sind, dass es keinen Offline oder Standalone Modus gibt. Dies bedeutet, dass die Geobasisdaten nur im Sinne einer Webmapping Anwendung verwendet werden dürfen. Ein so genanntes „Grabben“ der Daten und die weitere Nutzung (z.B. in Geoinformationssystemen) ist ausdrücklich untersagt. Die Firma Google behält sich die alleinige Entscheidung über die zukünftige Einblendung von Werbung in den Karten vor. Das Google Maps API steht weder unter einer freien Lizenz (z.B. GPL) noch ist es Open Source. Somit besteht hinsichtlich der Weiterentwicklung eine große Abhängigkeit von der künftigen Google Lizenz- und Softwareentwicklungspolitik.

Alles in allem überwiegen aber die positiven Eigenschaften, weshalb dieser Service auch so eine große Verbreitung in der Entwicklergemeinde gefunden hat.

6 Anwendungsbeispiele

Allgemein können interaktive Karteninformationssysteme wie Google Maps vielfältig eingesetzt werden. Beispielhafte Einsatzgebiete sind:

Wissenschaftliche Forschung und Lehre

- Visualisierung von Forschungsergebnissen oder Publikationen im Wissenschaftsbereich (Buchbeigaben in DVD-Form)
- Managementwerkzeug für große Forschungsprojekte (Übersicht über regionale Forschungsaktivitäten und Publikationen mit konkretem Ortsbezug, Vorbereitung von Forschungsaufenthalten)

- e-Learning und blended-learning in Forschung und Lehre (Visualisierung ortsbezogener Multimedia-Inhalte)

Öffentlichkeitsarbeit der Kommunen, Länder und des Bundes

- Planungszusammenhänge (Publikation von Bebauungsplänen oder –vorhaben)

Freie Wirtschaft

- Anbieter touristischer Leistungen (Webportale von Tourismusverbänden)
- Data Warehouse Tools für Firmen, welche auf der direkten Nutzung von Geodaten basieren (Bestandsverwaltung von Immobilien)
- Eventmanagement (Standort des Events, Anfahrtsskizzen/Routing, Zusatz- und Begleitinformationen)

7 Schlussbemerkungen

Die Situation bei der Erstellung von Webkarten hat sich in den letzten Jahren eindeutig gebessert. Nichtsdestotrotz ist es immer noch eine Herausforderung, interaktive Karten auf einem eigenen Webserver zu erstellen und zu betreuen. Google Maps bietet nun einen einfachen Dienst zur Erstellung eigener Webkarten an. Nutzer mit elementaren Programmierkenntnissen sind dadurch in der Lage, interaktive und professionelle Karten zu gestalten und zu präsentieren. Die hohen Kosten für digitale Basiskarten sind wohl der Hauptgrund für private und kommerzielle Nutzer, die öffentlich zugänglichen Basiskarten von Google Maps in ihre eigenen Web-Anwendungen zu integrieren. Ein wichtiger Nebeneffekt: Copyright-Probleme werden vermieden! (Wer je versucht hat, Auskunft darüber zu erhalten, ob die Verwendung der Daten und Informationen von Dritten auf der eigenen Webseite gesetzmäßig ist, wird diesen Vorzug zu schätzen wissen!).

Verbesserungswürdig ist der Umgang mit den freien Kartendiensten seitens der Anwender, sowohl theoretisch als auch praktisch. Die Mittel und Wege sind vorhanden, ebenso die potentiellen Einsatzgebiete. Zukünftige Schritte wären die Umsetzung von Ideen einerseits als auch die Auseinandersetzung mit kartographischen/semiotischen Aspekten andererseits, um zur Verbesserung der Kommunikation mit Webkarten beizutragen.

Außer Google bieten auch Yahoo! und Microsoft vergleichbare Dienste an. Es ist zu hoffen, dass

der Konkurrenzdruck dieser Firmen dazu führt, die weitere Entwicklung auf diesem Gebiet voranzutreiben.

8 Literaturhinweise und weiterführende Quellen

ARNBERGER, E. (1993): Thematische Kartographie : mit einer Kurzeinführung über edv-unterstützte Kartographie und Quellen der Fernerkundung. Braunschweig.

BERTIN, J. (1974): Graphische Semiologie : Diagramme, Netze, Karten. Übersetzt und bearbeitet nach der 2. französischen Auflage von Georg Jensch u.a. Berlin, New York.

HAKÉ, G. GRÜNREICH, D. UND L. MENG (2002): Kartographie : Visualisierung raum-zeitlicher Informationen . Berlin.

HERRMANN, C. UND H. ASCHE [Hrsg.] (2001): Web.Mapping 1 : raumbezogene Information und Kommunikation im Internet. Heidelberg.

PURVIS, M., SAMBELLS, J. UND C. TURNER (2007): Google Maps Anwendungen mit PHP und Ajax. Heidelberg.

PURVIS, M., SAMBELLS, J. UND C. TURNER (2006): Google Maps Application Development: From Novice to Professional. New York.

GOOGLE MAPS API (2008): <http://code.google.com/apis/maps/index.html>

SELFHTML (2008): <http://de.selfhtml.org/javascript/>

WIKIPEDIA(2007): http://en.wikipedia.org/wiki/Google_Maps

WIKIPEDIA(2008): http://de.wikipedia.org/wiki/Google_Maps



Medienabhängige Aufbereitung, Bereitstellung und Präsentation geowissenschaftlicher Fachdaten

Ute Knorr

Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) im GEOZENTRUM HANNOVER, Stilleweg 2, 30655 Hannover, ute.knorr@lbeg.niedersachsen.de

Die technischen Entwicklungen der letzten Jahre haben die Möglichkeiten ein und dieselbe geowissenschaftliche Information zu präsentieren und bereitzustellen erheblich erweitert.

Heutzutage besteht in zunehmendem Maße der Bedarf Daten/Informationen in eigene GIS-Umgebungen einzubinden und/oder sie über das Intra- bzw. Internet zu nutzen. Dabei gewinnen OGC-konforme Webservices (z.B. WMS, WFS) immer mehr an Bedeutung. Daneben sind für viele Anwendungen analoge Kartendarstellungen (Druck, Plot) nach wie vor unverzichtbar.

Beim Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover, werden die geowissenschaftlichen Fachdaten schon seit vielen Jahren digital im Niedersächsischen Bodeninformationssystem NIBIS[®] vorgehalten. Sie werden sowohl intern als auch extern genutzt. Die zentrale Datenverwaltung im NIBIS[®] ermöglicht auch bei sich dynamisch entwickelnden Datenbeständen die sofortige Verfügbarkeit der jeweils aktuellsten Informationen für die unterschiedlichen Medien.

Ein automatisierter Arbeitsablauf erzeugt und aktualisiert die jeweils benötigten Dateiformate. Zudem werden die Informationen für die Medien Papier, GIS und Intra- bzw. Internet so aufbereitet, dass sie gut lesbar und in angemessener Zeit verfügbar sind.

Am Beispiel der Geologischen Karten von Niedersachsen 1:50 000 (GK50) werden die medienspezifischen Anforderungen näher erläutert.



Georisikoprognose mittels künstlicher Intelligenz und GIS

Manja Sieste, Silke Noack & Alexey Irkhin

Beak Consultants GmbH, Am St. Niclas Schacht 13, 09599 Freiberg, Manja.Sieste@beak.de, Silke.Noack@beak.de

Die Modellierung und Prognose natürlicher Phänomene (z.B. Georisiken oder auch die Bildung von Rohstofflagerstätten) ist für die menschliche Gesellschaft von großer Bedeutung. Dabei wird das Auftreten eines konkreten Ereignisses meist durch ein komplexes Ursache-Wirkungs-Gefüge zahlreicher Einflussfaktoren bestimmt. Als echte Alternative zur exakten Modellierung derartiger Prozesse mit mathematisch-analytischen Modellen liefern Verfahren der künstlichen Intelligenz eine brauchbare Analyse der kausalen Zusammenhänge. Mit einem vertretbaren Aufwand hinsichtlich Datenerfassung, Modellentwicklung, Rechenzeit, usw. werden akzeptable Ergebnisse erzielt. Zur Abbildung des gesamten Workflow im GIS-Umfeld - von der Definition der Aufgabenstellung über die Datenauswahl und -vorbereitung bis hin zur Modellierung und Auswertung der Ergebnisse - entwickelt die Beak Consultants GmbH derzeit eine Software. Nachfolgend werden theoretische Aspekte erläutert, die Software vorgestellt und als Anwendungsfall die Prognose von niederschlagsindizierter Bodenerosion demonstriert.

Modelling and prediction of natural phenomena is of high importance for the human society. The occurrence of an event is affected by a complex cause-and-effect system consisting of numerous influencing factors. Methods of artificial intelligence provide a useful analysis of the causal relationships as an alternative to mathematical-analytical models. With a reasonable effort regarding data collection, model design, computation time, etc. they perform good results. Beak Consultants GmbH is currently developing a software which supports the entire workflow - from the conceptual formulation, data selection and data preparation to the modelling and evaluation of the model results. Below, some theoretical aspects will be explained, the software will be presented and - as an use case - the application of the developed methodology to the prediction of rainfall indicated soil erosion will be demonstrated.

1 Motivation

Der Trend zu häufigeren und intensiveren Extremereignissen wird sich fortsetzen. Immer mehr Menschen werden auf unserem Globus leben – rund 9 Milliarden Mitte dieses Jahrhunderts. Das damit verbundene Wirtschaftswachstum und die weitere Industrialisierung werden den Druck auf die natürlichen Ressourcen verstärken. Extremereignisse fordern zahlreiche Menschenleben und richten große volkswirtschaftliche Schäden an. Daher kommt Methoden, die es erlauben, derartige Gefahren einschätzbarer zu machen, eine große Bedeutung zu.

Die Prognose von Phänomenen und Ereignissen kann prinzipiell mit zwei verschiedenen mathematischen Ansätzen erfolgen:

- Detaillierte Untersuchung der physikalischen, chemischen und sonstigen Zusammenhänge und Ursachen und **exakte Modellierung des Prozesses mittels mathematisch-analytischer Verfahren** (z.B. Mo-

dellierung der Hochwasserausbreitung mittels Wellenmodellen, Prognose von Rutschungen mittels ingenieurgeologischer Verfahren). Hier wird das Wirkungsprinzip durch ein System von mathematischen Zusammenhängen beschrieben, welche das Ereignis und dessen Ursachen möglichst exakt nachbilden. Die Kalibrierung des Modells erfolgt in der Regel durch die Bestimmung und „Einstellung“ von Konstanten anhand des Vergleichs der Modellierungsergebnisse mit Messwerten aus realen Objekten.

- Die multivariate Herangehensweise nutzt für ihre Analyse die Betrachtung möglichst vieler Einfluss- und Wirkungsfaktoren. Sie ermittelt **mit Hilfe multivariater statistischer Analyseverfahren** die Bedeutung und das Zusammenspiel der Wirkungsfaktoren für das Auftreten von Ereignissen bzw. Phänomenen auf der Basis statistischer Zusammenhänge. Das so gewonnene Wissen lässt

sich unter bestimmten Voraussetzungen auf unbekannte Gebiete übertragen, und es können entsprechende Vorhersagen mit Eintrittswahrscheinlichkeiten getroffen werden.

Der multivariate statistische Ansatz bietet den Vorteil, mit deutlich weniger Aufwand auszukommen als das bei der mathematisch-analytischen Vorgehensweise der Fall ist. Bestimmte Erscheinungen und Phänomene sind auf Grund ihrer Komplexität derzeit mit mathematisch-analytischen Modellen real nicht beschreibbar.

Die Erstellung eines konsistenten und jederzeit nachvollziehbaren statistischen Prognosemodells besteht aus einer Vielzahl von Arbeitsschritten. Die wichtigsten sind u.a.:

- Formulierung der konkreten Aufgabenstellung bzw. Formulierung des Prognoseziels,
- Abgrenzung des Modellgebiets,
- Beschreibung und Zusammenstellung der Datengrundlagen, die die Einflussfaktoren auf das zu prognostizierende Ereignis abbilden,
- Fachliche bzw. datentechnische Aufbereitung dieser Datengrundlagen (z.B. Beseitigen von Datenfehlern, Ändern des Datenformats, der Codierung, der Auflösung, der räumlichen Ausdehnung usw.),
- Statistisches Preprocessing: z.B. Skalentransformationen, Datenpartitionierung für Training und Test, Dimensionsreduktion,

- Aufbau und Berechnen von Modellszenarien für Training und Test,
- Statistisches Postprocessing - Bewertung des Modells hinsichtlich der Erfüllung des Lernziels: Generalisierungsfähigkeit, Reproduzierbarkeit, Robustheit usw.,
- Darstellung der Prognoseergebnisse.

Im Rahmen eines Forschungsprojektes, gefördert vom Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie (Förderkennzeichen: IW072061), entwickelt die Beak Consultants GmbH derzeit eine Software für die Nutzung im geowissenschaftlichen Umfeld, die den gesamten Workflow zum Aufbau und zur Berechnung entsprechender Prognosemodelle auf der Basis aktueller GIS-Datenformate und GIS-Datenstrukturen unterstützt und gleichzeitig eine nachvollziehbare Dokumentation der Modellrechnungen erlaubt.

2 Multivariate Analyseverfahren

2.1 Zur Problematik der Verfahrensauswahl

Für die statistische Modellierung werden Verfahren benötigt, die das Zusammenwirken mehrerer unabhängiger Variablen (Einflussfaktoren) – in Bezug auf eine abhängige Variable (Entstehung eines Georisikos oder eines Ereignisses) untersuchen.

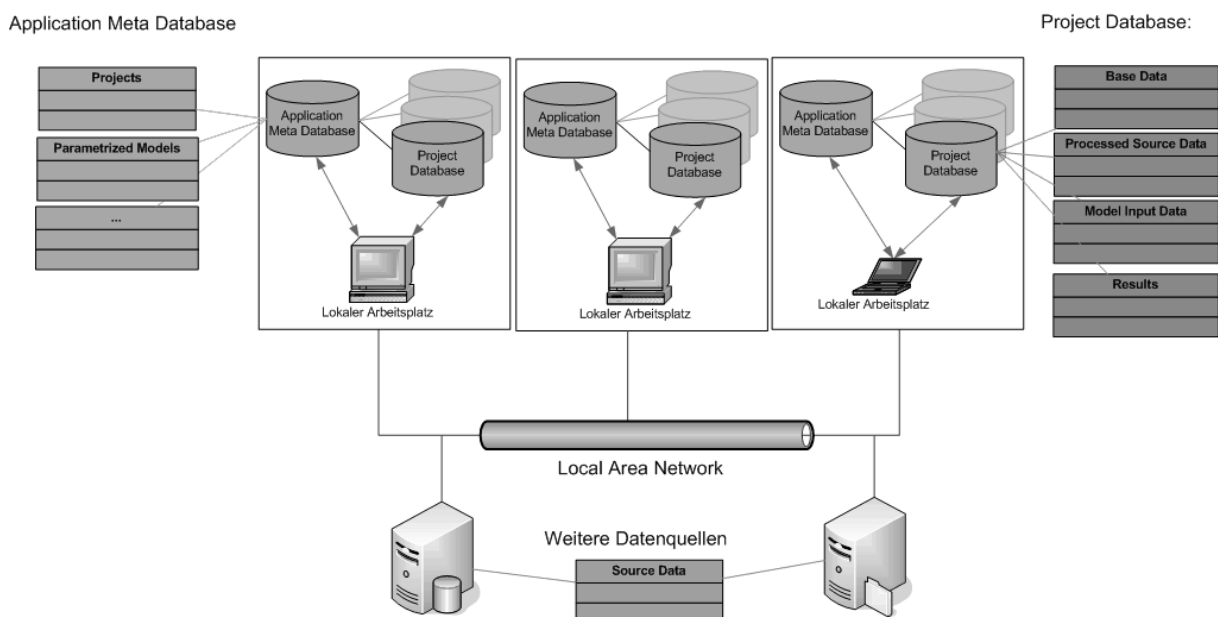


Abb. 1: Systemarchitektur.

Um eine Entscheidung hinsichtlich des einzusetzenden Verfahrens zu treffen, ist die Beantwortung verschiedener Fragen erforderlich:

- Wie lautet die konkrete Problemstellung?
- Um welchen Problemtyp handelt es sich (z.B. Prognose, Gruppenbildung, Klassifikation auf der Basis vorhandener Klassen)?
- Welche Ergebnisse werden erwartet (z.B. hinsichtlich Skalenniveau, Auflösung, Informationsgehalt)?
- Welche Anforderungen werden an das Datenmaterial gestellt (z.B. hinsichtlich Auflösung und Skalenniveau)?
- Welches Skalenniveau hat die abhängige (zu prognostizierende) Variable?
- Ist ein überwachtes oder ein unüberwachtes Training geplant, d.h. soll das Modell an bekannten und kartierten Ereignissen lernen?

Künstliche neuronale Netze (KNN) werden prinzipiell den multivariaten Analyseverfahren zugeordnet. In den bisherigen Arbeiten wurden überwiegend Algorithmen dieser Verfahrens-

gruppe betrachtet. Der folgende Abschnitt umreißt das Prinzip der KNN in Grundzügen (BACKHAUS *et al.*, 2003).

2.2 Künstliche Neuronale Netze

Das hohe Abstraktionsvermögen, die Lernfähigkeit des Menschen und seine Fähigkeit, Beziehungen einzelner Elemente in komplexen Systemen herzustellen, stellen das Vorbild für künstliche neuronale Netze (KNN) dar. Mit ihnen wird versucht, die Arbeitsweise des Gehirns nachzubilden und dessen kognitive Eigenschaften auf den Rechner zu übertragen.

Das Prinzip künstlicher neuronaler Netze orientiert sich an der Wirkungsweise des biologischen Nervensystems. Dieses besteht aus einer Vielzahl von Nervenzellen. Neuronen besitzen kurze, verästelte Fortsätze (Dendriden), die Eingangssignale in Form elektrischer Impulse von anderen Neuronen aufnehmen. Diese Signale werden zu einem Gesamtsignal verdichtet. Überschreitet das Signal einen Schwellenwert, wird die Zelle aktiviert, und sie erzeugt einen kurzzeitigen elektrischen Impuls, der über das Axon zu den

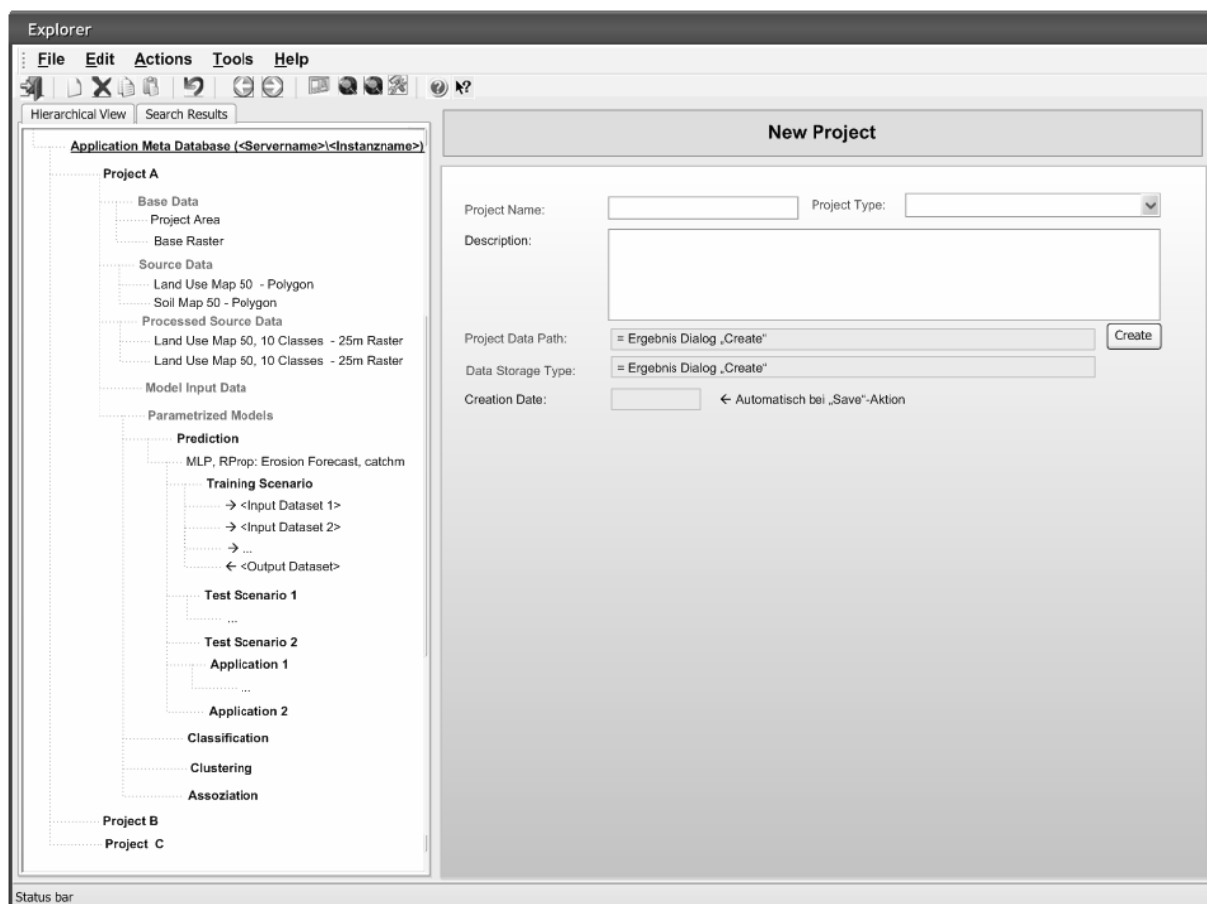


Abb. 2: Explorerbaum der Software.

Synapsen gelangt und sie zur Ausschüttung von Botenstoffen (Neurotransmittern) anregt. Diese werden wiederum von anderen Neuronen aufgenommen und weiterverarbeitet. Impulse wirken hemmend oder stimulierend auf andere Neuronen. Lernprozesse erfolgen, indem einzelne Verbindungen zwischen Neuronen fortwährend angepasst werden: Bei häufiger Benutzung wachsen Synapsen, bei seltener Benutzung degenerieren sie.

Die Simulation dieser biochemischen Prozesse erfolgt in einem KNN durch geeignete Rechenoperationen, die von künstlichen Neuronen ausgeführt werden

Häufig sind künstliche Neuronen schichtweise organisiert: in der Eingabeschicht werden die Ausgangsinformationen (unabhängige Variablen = Einflussfaktoren auf das betrachtete Ereignis bzw. Phänomen) aufgenommen, die Ausgangsschicht erzeugt die abhängige – zu prognostizierende - Variable. Eine definierte Anzahl von Zwischenschichten fasst die Ausgabesignale der vorgelagerten Zellen zusammen und transformiert sie mit Hilfe einer Aktivierungsfunktion, die den Ausgabestatus des Neurons berechnet. Die Neuronen verarbeiten innerhalb einer Schicht ihre Eingaben gleichzeitig und unabhängig voneinander. Die Art und Weise, wie die Neuronen miteinander verbunden sind, wird durch die Netztopologie beschrieben: So wird beispielsweise zwischen vorwärtsgerichteten, rückwärtsgerichteten und vollständig verbundenen Netzen unterschieden.

Künstliche Neuronen sind untereinander durch

gerichtete Gewichte w_x verbunden, die das Eingangssignal entweder stärken oder schwächen und im Rahmen des Lernprozesses trainiert werden. Durch wiederholte Eingabe von Trainingsmustern wird die Stärke der Verbindungen zwischen den Neuronen modifiziert und versucht, den Fehler zwischen erwarteter und tatsächlicher Ausgabe des Netzes zu minimieren. Zu den gängigen Trainingsalgorithmen gehören bspw. der Backpropagation-Algorithmus und Derivate, der Levenberg-Marquardt-Algorithmus usw.

3 Software

3.1 Architektur und Systemvoraussetzungen

Die Software basiert auf einer C/S-Architektur mit folgenden Komponenten (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** 1):

- Datenmanagement:
 - Die „**Application Meta Database**“ verwaltet die Metadaten zu Rechenprojekten, parametrisierten Modellen und Szenarien.
 - Die „**Project Database**“ verwaltet alle Geodaten und zugehörige Sachdaten, die zum Aufbau der statistischen Modelle notwendig sind.
 - Die „**Source Data**“-Verwaltung referenziert Originaldaten als externe Datenquellen, aus denen die eigentlichen

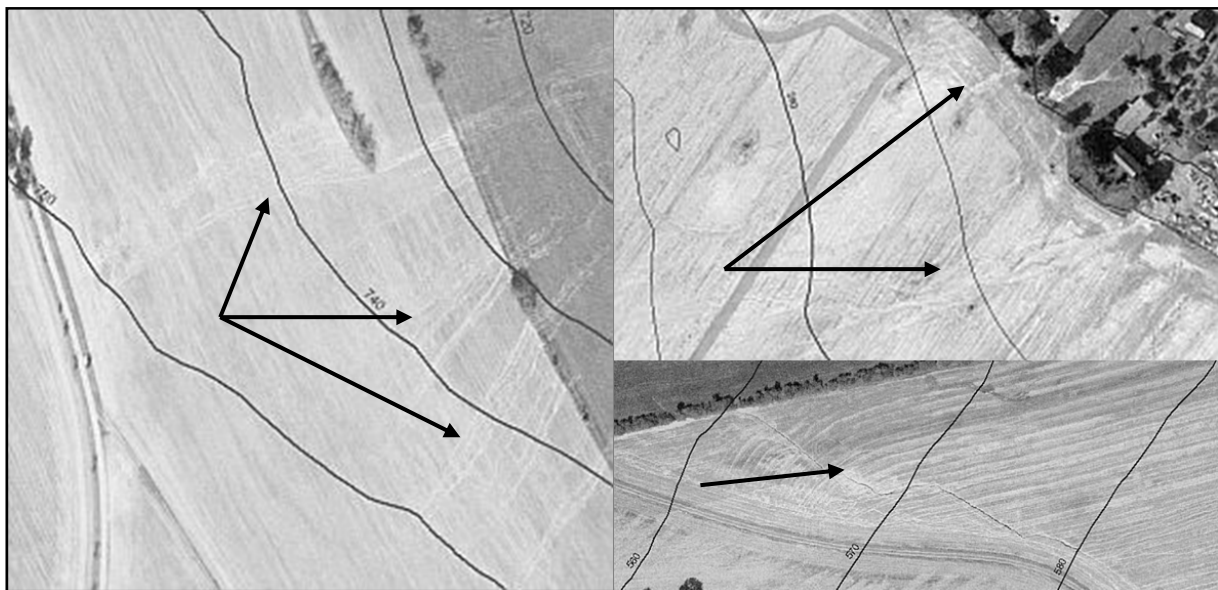


Abb. 3: Flächen linienhafter Erosion im Orthofoto (Quelle: LfUG Sachsen).

Eingangsdaten zur Berechnung der Modelle abgeleitet werden.

- Clientapplikation:
 - Eine **Standalone-Anwendung** bietet dem Nutzer die Möglichkeit, komfortabel Rechenprojekte anzulegen und parametrisierte Modelle mit den zugehörigen Daten schrittweise aufzubauen.
 - Eine zugehörige **ArcGIS-Extension** stellt umfassende GIS-Funktionalitäten bereit, die den Aufbau parametrisierter Modelle unterstützen. Weiterhin umfasst sie die eigentlichen statistischen Verfahren inklusive Pre- und Postprocessing.

3.2 Funktionsweise

Der zentrale Softwarekern ist ein Daten- und Modellexplorer (vgl. Abb. 2) der auf der linken Explorerseite wesentliche Objektarten, die zum Aufbau der Modelle benötigt werden, darstellt.

Rechenprojekte („Projects“) bilden den Ausgangspunkt einer Modellierung. Sie sind damit auch das oberste Element im Explorer-Baum. Mit der Definition eines Projekts legt der Nutzer eine fachliche Problemstellung fest und definiert ein klar abgegrenztes Untersuchungsgebiet. Weiterhin ist ein regelmäßiges Basisraster anzugeben, das gleichzeitig die räumliche Auflösung für die parametrisierten Modelle vorgibt.

Ausgangspunkt einer jeden Modellierung sind i.A. unterschiedliche Datenquellen („Source Data“), die in ihrer Ausgangsform (Datenformat,

Codierung, Auflösung, räumliche Ausdehnung etc.) meist nicht für die Verwendung in statistischen Rechenmodellen geeignet sind. Der Verweis oder Import dieser Originaldaten ist für die Gewährleistung der Nachvollziehbarkeit der Berechnungen von großer Bedeutung.

Über verschiedene problem- und datenabhängige Preprocessing-Schritte (z.B. Beseitigen von Datenfehlern, Ändern der Codierung, der Auflösung, der räumlichen Ausdehnung, Skalentransformationen, Datenpartitionierung für Training und Test, Dimensionsreduktion usw.), erstellt der Nutzer für die parametrisierten Modelle geeignete Inputdaten („Model Input Data“), die er schließlich über das Projektgebiet und das Basisgrid aufrastert, um ein konsistentes Modell zu erhalten.

Nach Abschluss der Datenvorbereitung kann das entsprechende Modell („Parametrized Model“) parametrisiert und berechnet werden. Dies beinhaltet die Auswahl des Analyseverfahrens und die Definition der entsprechenden Modellparameter. Oft ist die Berechnung mehrere Trainingsszenarien unter Verwendung unterschiedlicher Eingangsdaten notwendig, um eine optimale Modellkonfiguration und damit ein robustes Modell zu erhalten. Durch zusätzliche Funktionalitäten wie Copy & Paste einzelner Szenarien wird dieses iterative Vorgehen softwareseitig unterstützt. Nach Abschluss der Modellberechnung wird die Prognosekarte generiert und im GIS dargestellt. Reportfunktionalitäten ermöglichen darüber hinaus die statistische Validierung der Modellergebnisse.

4 Prognose von niederschlags-indizierter Erosionserscheinungen

nungen

Zum Nachweis der Anwendbarkeit von neurona-



Abb. 4: Schrittweise Verfeinerung der Prognoseergebnisse:

- a) Hangneigung + Anteile Schluff, Ton, Sand am Gesamtboden
- b) + ATKIS-Landnutzung
- c) + Fließlänge
- d) + Wöbung (horizontal, konkav)

len Netzen zur Prognose von Georisiken wurde der Anwendungsfall „Prognose niederschlagsindizierter Erosionserscheinungen“ untersucht. Mit Bodenerosion auf landwirtschaftlich genutzten Flächen sind Boden- und Schadstoffverlagerungen auf den Flächen selbst und in die Umwelt verbunden, die mehr oder weniger schnell zu einer Veränderung der Böden und zur Eutrophierung von Gewässern führen können. Ursächlich dabei sind u.a. die Vergrößerung einheitlich bewirtschafteter Flächen ohne wasserbremsende Hindernisse, die Zunahme des Anbaus von erosionsanfälligen Reihenkulturen wie Mais, die Zunahme der Tiefe wendender Bodenbearbeitung mit dadurch verminderter Tragfähigkeit des Bodens usw.

4.1 Datenbasis und -vorbereitung

Im konkreten Fall wurden zunächst die bekannten Einflussfaktoren zusammengetragen und den vorhandenen Daten gegenübergestellt. Daraus wurden die mit einfachen Mitteln erstellbaren Datenebenen abgeleitet. Testgebiet ist ein Teil des Einzugsgebietes der Weißeritz in Sachsen.

Als Ausgangsdaten standen zur Verfügung:

- Hochaufgelöste Orthofotos, aufgenommen nach den Augusthochwasser 2002,
- ATKIS-Flächennutzung 1:25000
- Bodenkonzepkarte des Freistaates Sachsen 1: 25000
- DGM 25

Auf der Basis der Orthofotos erfolgte eine Erfassung von erodierten Flächen, d.h. Flächen mit linienhafter Erosion. Die Flächen gingen als Trainings- bzw. Testflächen in das KNN-Modell ein. Beispiele für derartige Flächen sind in Abb. 3 dargestellt.

Weiterhin wurden verschiedene Datenebenen aus ATKIS und der Bodenkonzepkarte abgeleitet:

- Ableitung von Acker und Grünlandflächen aus ATKIS,
- Fließlängen (innerhalb von Acker und Grünland),
- Einzugsgebiet jedes Pixels (innerhalb von Acker und Grünland),
- Hangneigung,
- Wölbung (horizontal negativ),
- Bodenparameter, wie Anteil von Schluff, Sand, Ton am Feinboden, gesamter Feinbodenanteil, Skelettanteil am Feinboden.

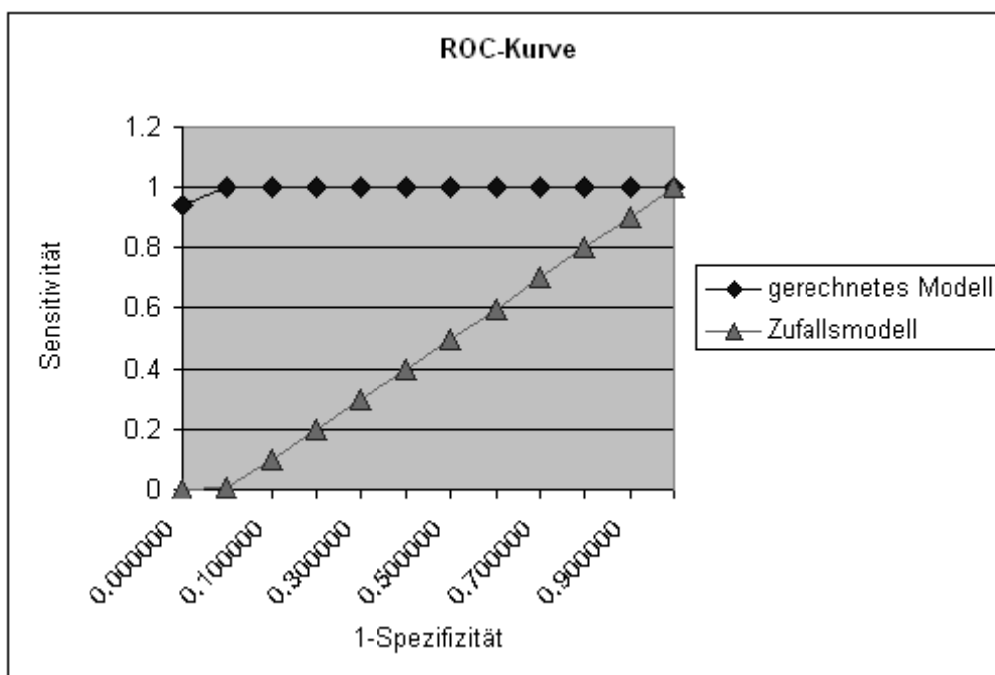


Abb. 5: ROC-Kurve des gerechneten Modells.

4.2 Berechnung und Validierung

Der Anwendungsfall wurde mit Hilfe eines Multi Layer Perceptrons unter Verwendung des Resilient Propagation Algorithmus (RPROP) berechnet. Dem künstlichen neuronalen Netz wurden schrittweise verschiedene Einflussfaktoren hinzugefügt. Die Entwicklung der Prognoseergebnisse ist beispielhaft in Abb. 4 dargestellt.

Die Ergebnisse wurden anschließend durch den Abgleich des Prognoseergebnisses mit den erfassten Erosionsflächen validiert: dabei wurden Test und Trainingsflächen mit einer Genauigkeit von 80-90% bei einer Eintrittswahrscheinlichkeit > 75% identifiziert. Dieses Ergebnis konnte in einer Vor-Ort Kontrolle bestätigt werden.

Als Maß für die Bewertung der Modellgüte wurde das von zahlreichen Autoren (MANEL *et al.*, 2001; FIELDING & BELL, 1997) empfohlene, schwellenwertunabhängige Fläche unter der Receiver-Operating Characteristic-Kurve (ROC) verwendet. Hier wird die Sensitivität gegen 1-Spezifität aufgetragen. Eine Fläche von 0.5 entspricht dabei dem Zufallsmodell, ein optimales Modell hat eine Fläche von 1. Die im Test gerechneten Modelle erreichten einen Flächenwert von fast 1 (siehe Abb. 5).

5 Zusammenfassung und Ausblick

Es konnte am Beispiel der Prognose flächenhafter niederschlagsindizierter Bodenerosion demonstriert werden, dass KNN-Verfahren prinzipiell zur Vorhersage und Modellierung natürlicher Phänomene und Ereignisse geeignet sind. Dabei können mit verfügbaren Daten und einem moderaten Aufwand an Datenaufbereitung bereits gute Ergebnisse erzielt werden. Die im Beitrag beschriebene und z.Z. in Entwicklung befindliche Software wird voraussichtlich im Sommer 2009 verfügbar sein. Neben der niederschlagsindizierten Erosion werden zum Nachweis der Anwendbarkeit der Verfahren im Rahmen des Forschungsprojektes weitere Anwendungsfälle, wie z.B. die Lagerstättenprognose untersucht.

6 Literaturverzeichnis

- K. BACKHAUS, B. ERICHSON, W. PLINKE, R. WEIBER (2003): Multivariate Analysemethoden – eine anwendungsorientierte Einführung; Springer-Verlag, Berlin; ISBN 3-540-00491
- MANEL, S., WILLIAMS, H. C. & ORMEROD, S. J. (2001): Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. – Journal of Applied Ecology 38:921-931.
- FIELDING, A. H. & BELL, J. F. (1997): A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence-absence models. – Environ. Conserv. 24: 38-49.



Geological Survey of Namibia – Steps Toward Modern Data Management

Ute Schreiber & Anna Nguno

Geological Survey of Namibia, 1 Aviation Road, Private Bag 13297, Windhoek, Namibia

Geologische Forschung in Namibia (früher Südwest-Afrika) geht zurück in die frühen Jahre des 20. Jahrhunderts als der erste von der Regierung angestellte Geologe in der Hauptstadt Windhoek eintraf, um das geologische Potential der jungen Kolonie zu erkunden, und das noch junge Minenwesen zu überwachen und regulieren. Während des folgenden Jahrhunderts sammelte sich eine Unmenge von Information an, wobei die ersten geologischen Karten ohne die Hilfe von topographischen Grundkarten oder Luftbildern erstellt wurden. Um diesen Datenreichtum zu erhalten und aufzuwerten, wurden einander ergänzende Systeme entwickelt, zwecks Archivierung von sowohl historischen als auch neuen Daten aus gegenwärtigen Untersuchungen. Außer der Regionalkartierung, umfassen die letzteren ein hochauflösendes luftgestütztes geophysikalisches Messprogramm, eine regionale geochemische Erkundung, sowie Forschungsergebnisse aus verschiedenen Gebieten (z.B. stratigraphische Korrelation, Sedimentologie und Paläontologie).

Geological research in Namibia (formerly South-West Africa) dates back to the early 1900s, when the first government-appointed geologist set up office in the capital Windhoek, both to investigate the young colony's geological potential, and to oversee early mining and exploration activities. During the following century a mass of information has accumulated, the earliest maps having been compiled without the aid of either topographic base maps or aerial photographs. To preserve and enhance this wealth of information, complementing systems have been developed to store both archival and new data from current activities. Apart from regional mapping, the latter include a high-resolution airborne geophysical survey programme, a regional geochemical sampling survey, as well as original research in a variety of relevant fields (e.g. stratigraphic correlation, sedimentology, palaeontology).

1 Background

Due to the country's variety of mineral resources – first and foremost among them its alluvial diamonds – Namibia looks back upon a long history of geological surveying and mining (Figure 1), which began even before the first government-appointed geologist, Dr. FW Voit, set up office in the capital Windhoek in 1903. Upon Namibia's gaining independence in 1990 the Geological Survey, formerly a branch office of the South African Geological Survey, became a directorate within the Namibian Ministry of Mines and Energy (Figure 2).

Its six divisions, Regional Geoscience, Economic Geology, Geophysics, Geochemistry, Engineering & Environment and Geo-Information are currently staffed by some 30 geoscientists, geotechnicians and data typists, only about half of whom have adequate working experience in their respective fields. Before this background - aggravated by the current boom in the mining industry, which seduces even half-trained people

away to better paid jobs in the private sector – it has only been with the help of technical co-operation projects (e.g. Finnish-Namibian Mapping and Maps Project; German-Namibia Mineral Prospecting Promotion Project) that the current status of technological development and knowhow has been achieved.



Fig. 1: Diamond mining at Kolmanskop near Lüderitz in the early 1900s.



Fig. 2: Ministry of Mines & Energy complex, Windhoek, 2008.

2 Into the digital world

2.1 Regional Geoscience

One of the first concerted efforts toward modern data management was the conception of a “map library”, containing attributes of lithostratigraphic units from the entire country that could be linked to spatial data in a GIS environment. This project, started in the early 1990s in co-operation with the Finnish Geological Survey, produced the first digitally generated geological map (Figure 4), and formed the basis for today’s map production facility. Some 15 years after the start of the project digital geological data at scale 250K are now available for most of the country’s surface area (except the sand-covered regions of the Kalahari and Namib Deserts), in addition to a digital 1:1 000 000 and 1:2 000 000 Geological Maps of the entire country (Figure 3).

As considerable parts of Namibia have been mapped prior to Independence in the 1950s through 80s, with the initial aim to provide large-scale regional maps covering the whole country, map age averages around 30 years. Both more detailed mapping and revision mapping to incorporate recent developments in stratigraphic research is restricted to specific areas of interest due to the prevailing severe shortage of qualified and experienced staff. Geological maps compiled on aerial photographs before the advent of properly surveyed topographic maps had to be warped with the aid of orthophotos or rectified satellite images before digitizing and integration into the map database. Together with other digital information this is publicly accessible at the Ministry’s *National Earth Science and Energy Information Centre* through a database system developed in the early 2000s, called “Earth Data Namibia”.

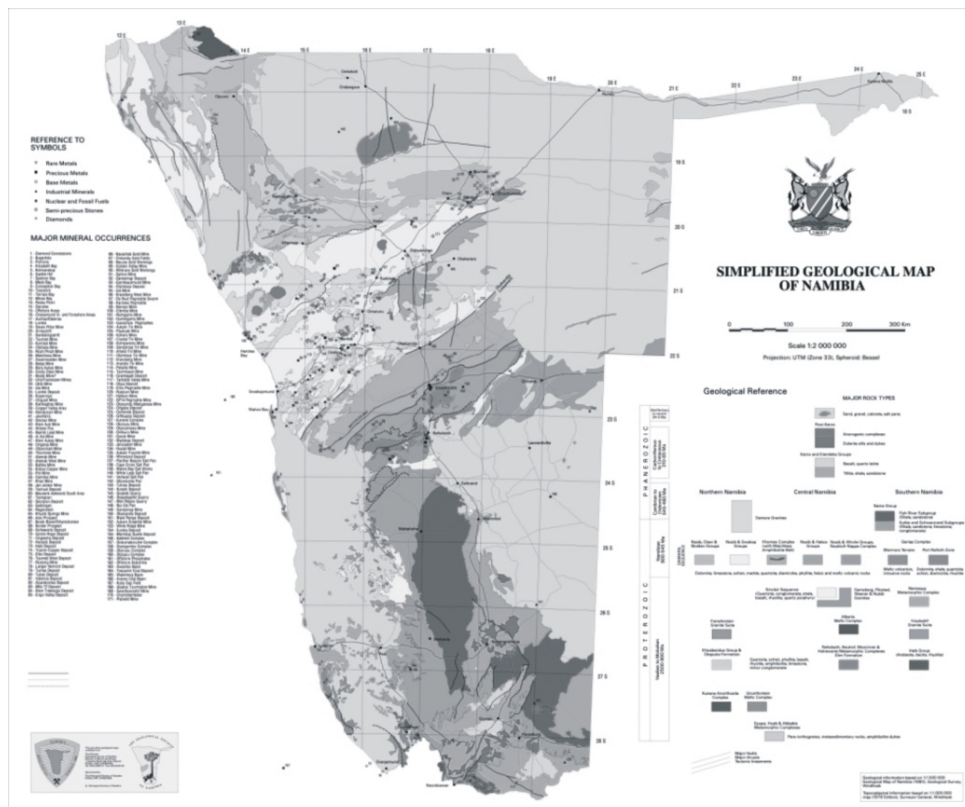


Fig. 3: Simplified 1: 2 000 000 Geological Map of Namibia.

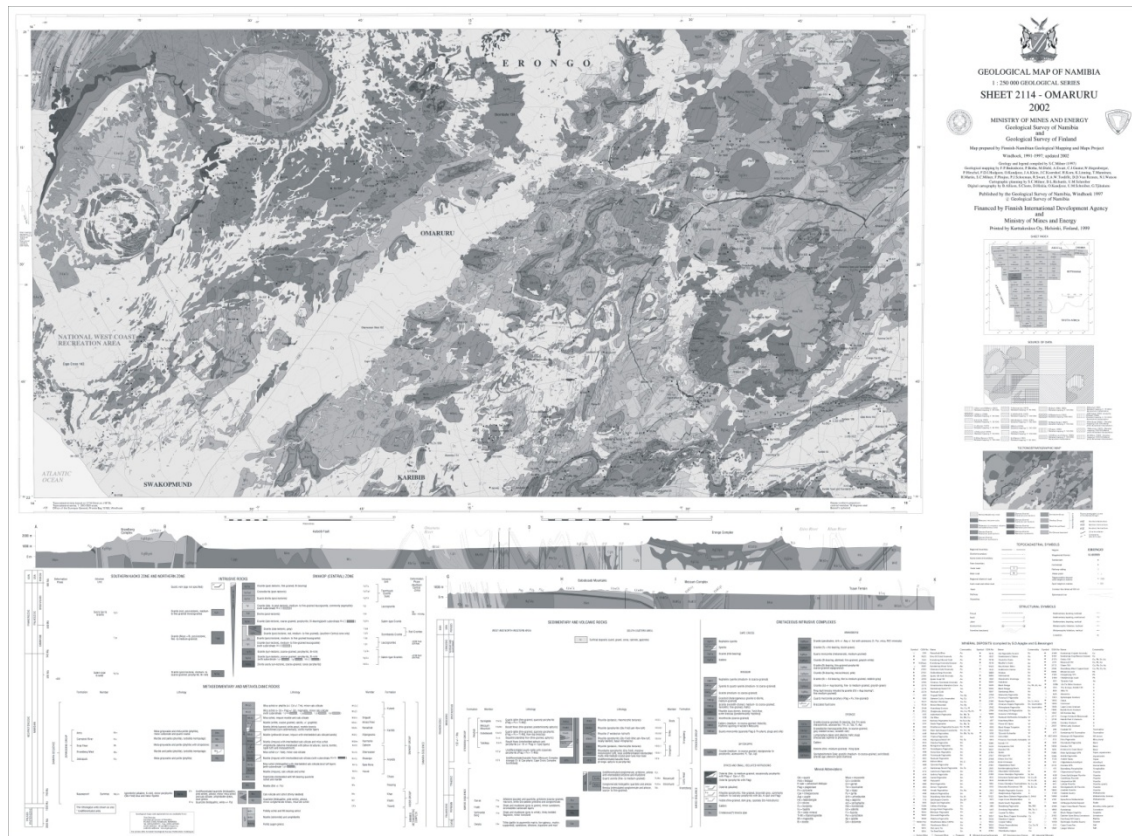


Fig. 4: 250K Geological Map 2114 Omaruru (central Namibia) was one of the first digitally produced maps to be printed.



Fig. 5: Cut-out of the 1:1 000 000 Mineral Map of Namibia showing known mineralization in the Khomas Region.

With the growth of the GIS data set, the possible applications of this new tool increased, and a series of thematic maps, each focusing on a specific aspect of Namibian geology, was compiled in response to the requirements of the mineral exploration sector and/or the research community. These include a Mineral Map of Namibia, showing the distribution of economically viable mineral deposits as well as minor potentially interesting occurrences (Figure 5), several mineral potential maps for specific commodities (e.g. kimberlitic diamonds, gold), a map of the Precambrian to Cambrian Nama Group in Namibia and many more. A Hydrogeological Map of Namibia was compiled in co-operation with the Federal Institute for Geosciences and Mineral Resources (BGR) of Germany, in order to provide a guideline in the search for groundwater, which in an arid region like Namibia is of the utmost importance. To facilitate the search for both new and archival data (analog and digital) available at the Geological Survey of Namibia (GSN), a regional geoscience metadata database, searchable via the intranet, was recently developed in-house Namibia”.

2.2 Applied Geoscience (Economic Geology, Geochemistry, Engineering & Environmental Geology)

Apart from regional geological maps, an enormous wealth of information in the form of reports, detail maps, borehole logs and analytical data has been generated over the past 50 years through mineral exploration activities. Both to preserve these irreplaceable originals from deterioration through frequent handling and to facilitate easy access by mineral exploration companies and other interested parties, it was decided some 10 years ago, to convert them into digital format. Before long it was realized, however, that this amount of information (currently some 14 000 scanned documents from more than 2000 exploration reports) requires a researchable database system in order to be useful. Accordingly, “Earth Data Namibia” (Figure 6) was conceived and developed in co-operation with BEAK Consultants of Freiberg, Germany, initially with the sole aim to provide a research tool for scanned exploration data. The first database version, released in late 2003, therefore only contained information about the exploration licences under which the data were generated, in addition to providing links to the scanned data.

To add value to the existing data, a GIS component was added next, which at first contained only exploration and mining licence areas (historic and current), the location of known mineral occurrences, as well as topocadastral background information in vector and raster format. Later satellite images and other remote sensing data like regional aeromagnetics were introduced, while new modules had to be programmed to allow the addition of spatial and attribute data of drill holes, geochemical assays, geological maps as well as environmental information. Thus, “Earth Data Namibia” grew from a purely mineral exploration-oriented application into a true Namibian geoscientific database (Figure 7), and the switch to a more powerful database software (Microsoft Access to Oracle) became necessary.

Population of the various modules is still in progress, with currently some 3 500 known mineral occurrences, ca. 650 000 geochemical sample points (more than 2 000 000 individual assays; Figure 8) and ca. 60 000 drill holes, mostly from water exploration. Geological map coverage is complete at 1:1mio scale, with more detailed coverage at scale 250K or smaller approaching 70% of the outcrop area, but the environmental database at this stage only contains some test data. Information being compiled for import into this module encompasses locations of potentially hazardous sites, such as abandoned mines, waste dumps or industrial installations, as well as analytical data regarding the distribution of harmful substances in soil, groundwater or atmosphere (Figure 9).

The so far latest additions to “Earth Data Namibia” are an automated cartographic facility allowing users to print or export customized maps created from the database, and a stand-alone literature module, which contains both scanned documents and metadata. Future plans envisage the change from the current ArcView 3.3 GIS software to ArcGIS 9.2, and the addition of high-resolution aerial photographs to complement satellite imagery and topographic maps. New modules should facilitate the incorporation of a geochronological database, which currently contains some 1 800 age dates from around the country, and field data such as photographs, sketches and structural measurements. There also are tentative plans to make at least part of “Earth Data Namibia” accessible through the internet for the convenience of the international exploration and scientific community.

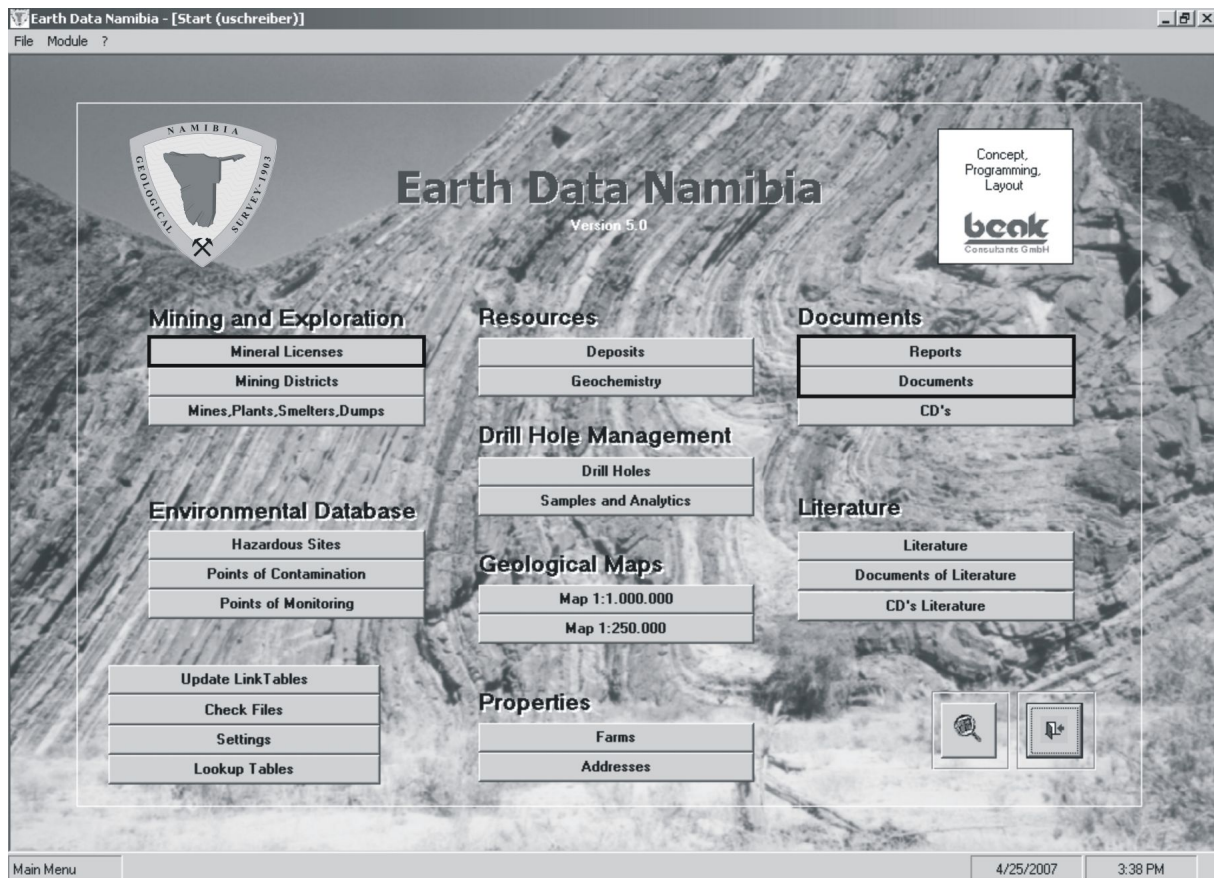


Fig. 6: Log-in screen of “Earth Data Namibia”: buttons marked black indicate the original modules out of which the current structure has grown.

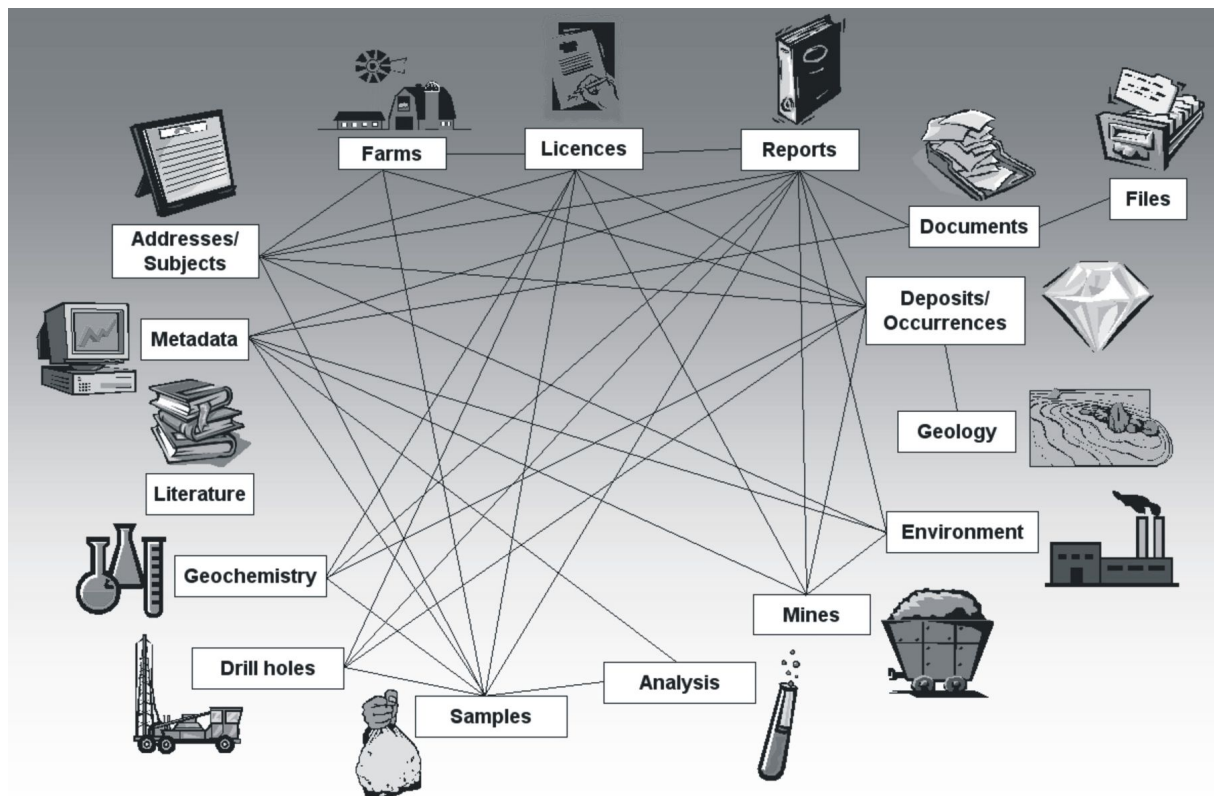


Fig. 7: Simplified data infrastructure of “Earth Data Namibia”: except for the literature module all other components are interconnected in one-to-one or one-to-many relationships.

offered both at the University and Polytechnic of Namibia.

In geological mapping GIS has become indispensable both as a data management and map production tool, and preliminary maps prepared from orthophotos and satellite imagery nowadays are an invaluable aid to field work in arid unvegetated areas like most of Namibia. The next step will be the introduction of handheld GIS devices in mapping, which will allow digital data capture directly from GPS readings.

Accordingly, the amount of digital data available has increased enormously over the last decade, necessitating proper structuring and documentation. As expertise in database design and programming, however, is still not available locally, this is achieved either through technical co-operation projects with foreign national agencies or with the assistance of consultants mostly from South Africa, Australia and Germany. Maintenance of the resulting, usually highly sophisticated, database systems is somewhat hampered by the shortage of qualified staff, especially in

the public service, which is due in equal parts to uncompetitive salaries and inadequate local educational facilities. As a quick if costly fix for this situation the outsourcing of these tasks to consulting companies has become common procedure, but in the long run to remain dependent on outside expertise does not provide a satisfactory solution. In order to operate efficiently and ensure consistency and continuity in data production and management, it is essential to attract qualified international experts into government employ to instruct young Namibian scientists and encourage them to stay on after the termination of technical co-operation projects to train in their turn the experts of tomorrow.

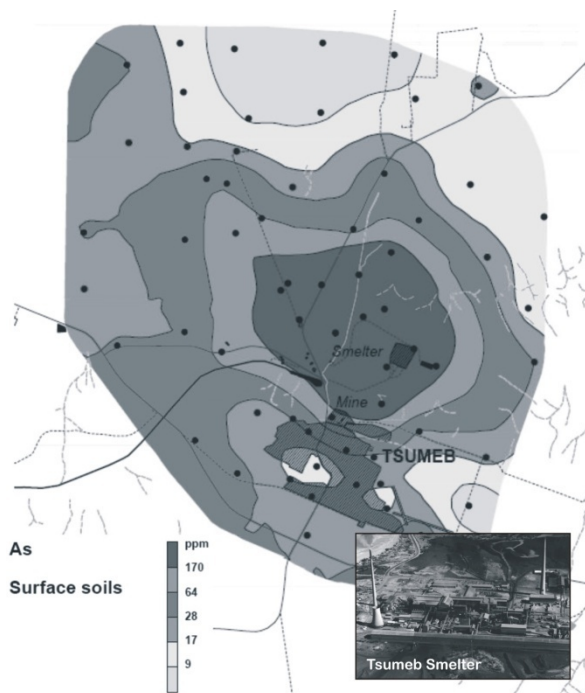


Fig. 9: Map showing distribution of arsenic in surface soils in the vicinity of the Tsumeb smelter .



Fig. 10: Map showing availability of regional (faint) and high-resolution aeromagnetic data.

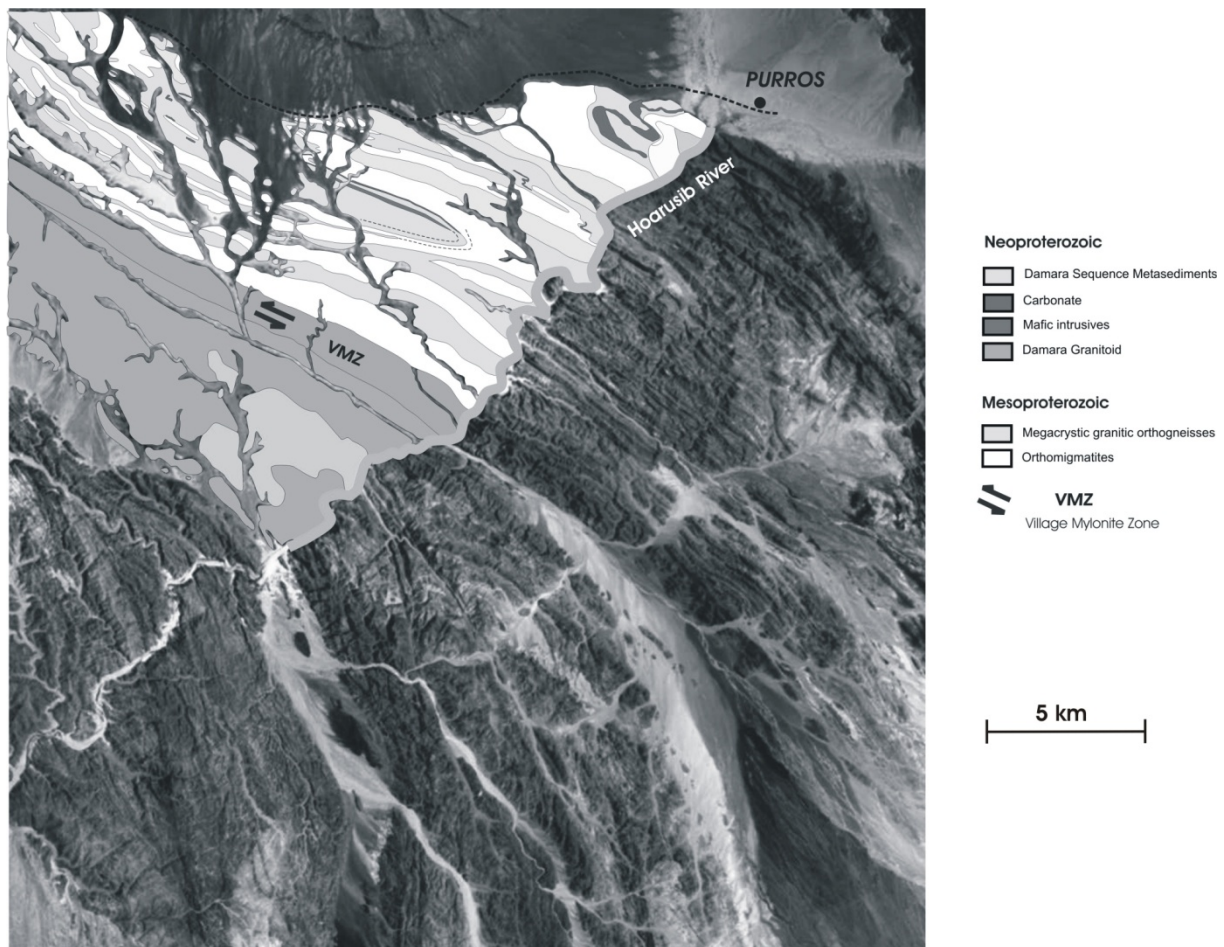


Fig. 11: Preliminary geological field map of an area in northwestern Namibia compiled with the aid of Landsat TM7 imagery

Ghana Geodatabase at the Geological Survey Department

Kwame Odame Boamah

Geological Survey Department, 6 Seventh Avenue, P.O.Box M80, Accra, Ghana

In 2005 – 2008 the Ghana Mining Sector Agencies implemented an Information Management System (IMS) which consists of IT infrastructure and customised software carefully adjusted to each other. The customised database and GIS software Geodatabase Ghana (GDG) stores, manages and distributes important national geo-scientific and geo-economic data. The system is flexible and open for further growth. Non-confidential data is communicated to the public via the web – site www.ghana-mining.org. The system was created in the frame of the EU funded Mining Sector Support Programme to support the national mining sector, create confidence and transparency and attract more investors to develop the economy of country.

The mining sector in Ghana contributes about 38 % to the total export value of Ghana and employs more than 36,000 people. Despite the fast growth of the sector over the past few years, the known reserves of minerals have depleted rapidly due to the introduction of effective mining methods and the insufficient funds for further exploration.

The mining sector institutions will need to be strengthened to enhance their supervisory role and also support the mining companies through:

- Provision of existing geo-scientific information (existing data, gathered by exploration activities in the past (reports, drilling results, evaluations, geological, geophysical, geochemical maps etc.)
- execution of state funded exploration and investigation activities,
- provision of up to date information about the existing mining and exploration licences,
- Formulation and implementation of investor friendly policies.

The Information Management System Geodatabase Ghana was planned and implemented to support the systematic capture, management and distribution of geo-scientific and geo-economic data as of key importance for the further development of the mining sector of the country.

1 About Ghana

1.1 Country Profile

Area: 238,537 km²

Population: 22 million

Population growth rate: 3.2 %

Currency: Ghana Cedi: Gh¢ (US \$1 ~ 0.935 Gh¢)

Languages: English (official), Akan (which includes Asante Twi, Akwapim Twi, Akyem, and Fanti) 49%, Mole-Dagbani 16%, Ewe 13%, Ga-Adangbe 8%, Guan 4%, others 10%.

Religions: Christian 69%, Muslim 15.6%, traditional and other beliefs 8.5%

Education: 9 Years compulsory education, Literacy - 72.6%.

Main exports: Cocoa, gold, timber, bauxite, manganese, salt, diamonds

1.2 Geology

Geologically, Ghana may be subdivided into three major units:

- Paleoproterozoic supercrustal and intrusive rocks in the southwestern and northwestern part of the country, which formed in the time span between 2200 and 2050 Ma;
- Gneisses and supercrustal rocks in the pan African mobile belt, mainly in the southeastern and eastern parts of Ghana;
- Flat flying shelf/marine sediments of late Precambrian to cretaceous age, chiefly in the central and the northeastern part of the country.

try as well as the small, isolated occurrences along the coast.

The vast majority of the mineral deposits and prospects of the country occurs in the paleoproterozoic rocks. The supercrustal rocks are subdivided into the sedimentary and volcanic Birimian Super group which is really widespread and the overlying clastic Tarkwaian Group which is volumetrically less important. Birimian terrains mostly consist of NE-trending, 15-40 km wide volcanic belts (previously “Upper Birimian”) and intervening sedimentary basins (previously “Lower Birimian”). The volcanic belts contain green schist metamorphic basalts, minor felsic volcanoclastics and chemical sediments, as well as synvolcanic tonalite granodiorite intrusions (2180-2170Ma). The sedimentary basin consist of isoclinally folded, mostly dacitic volcanoclastics, wackes and argillites which were derived from the volcanic belts. The Tarkwaian group is made up of erosion products of Birimian provenance, i.e. polymictic as well as quartz-pebble conglomerates which are locally gold bearing, sandstones and minor shales. It formed in intramontane grabens in the volcanic belts. The Eburnean tectonothermal event folded and metamorphosed the supercrustals and synvolcanic granitoids around 2100Ma and is responsible for the formation of high-strain zones close to the Birimian belt/basin boundaries. The basins and locally some belts were intruded by extensive, late-kinematic S-type granitoid plutons which vary from tonalite to peraluminous granite (2105-2090Ma).

The panafrican mobile belt terrain of eastern and southeastern Ghana consist of the Dahomeyan system (mafic and felsic gneisses), the Togo series (quartzite, shale, minor serpentinite) and Buem formation (shale, sandstone, basaltic to trachytic lava and volcanoclastics).

One third of Ghana is covered by 3,000-4,000m thick, late Precambrian to Paleozoic, flat-lying shelf sediments of the Voltaian System (sandstone, shale). Locally restricted, shallow marine basins of Devonian to Upper Cretaceous age-related to the opening of the Atlantic- occur along the coast. Some of the latter sedimentary rocks are oil and gas bearing off-shore.

1.3 Mineral Deposits

1.3.1 Gold

Gold deposits are economically by far the most important mineral deposit type in Ghana. Past cumulated production is estimated to be in excess of 1500 t Au. Five important types of gold mineralization occur:

Steeply dipping quartz veins with native Au shear zones at Birimian belt/basin boundaries(e.g. Konongo, Ashanti and Prestea mines);

Disseminated sulphide bodies, spatially though not necessarily genetically in association with the shear zones and quartz veins,with auriferous arsenopyrite as major host of gold(e.g. Obenemase, Ashanti, Bogosu, Prestea mines);

Disseminated and stock work mineralization in late-kinematic “basin type” granitoids(e.g. Ayanfuri mine);

Modified-paleoplacer-mineralisation in quartz pebble conglomerate of the Tarkwaian Group, carrying, besides gold, detrital and reconstituted magnetite and hematite(e.g. Tarkwa, Teberebie, Iduaprim mines)

Alluvial gold concentrates in recent and subrecent river gravels (e.g. Dunkwa and Bonte mines).

Most gold is produced from the Ashanti mines at Obuasi, a world class deposit that has been continuously worked since 1898 and has produced nearly 800 tons of gold.

1.3.2 Diamonds

Diamonds are recovered from river gravels in the Eastern Region and Central Region. The mines in Akim-Abuakwa and Akim Kotoku Traditional Areas have reserves of the order of 20 million m³ at 1.19 ct/m³ containing over 23 million ct (1993). No kimberlite discoveries have been made.

1.3.3 Bauxite

Bauxite, derived by weathering of paleoproterozoic phyllites, is mined in the Awaso areas of the Western Region. Reserves of 15 Mt are reported. Other bauxite deposits occur in Kibi, Nyinahin.

1.3.4 Manganese

Manganese ore in the formation of manganese oxide and carbonates are mined at Nsuta in the western Region. Total reserves are given as 4.7 Mt.

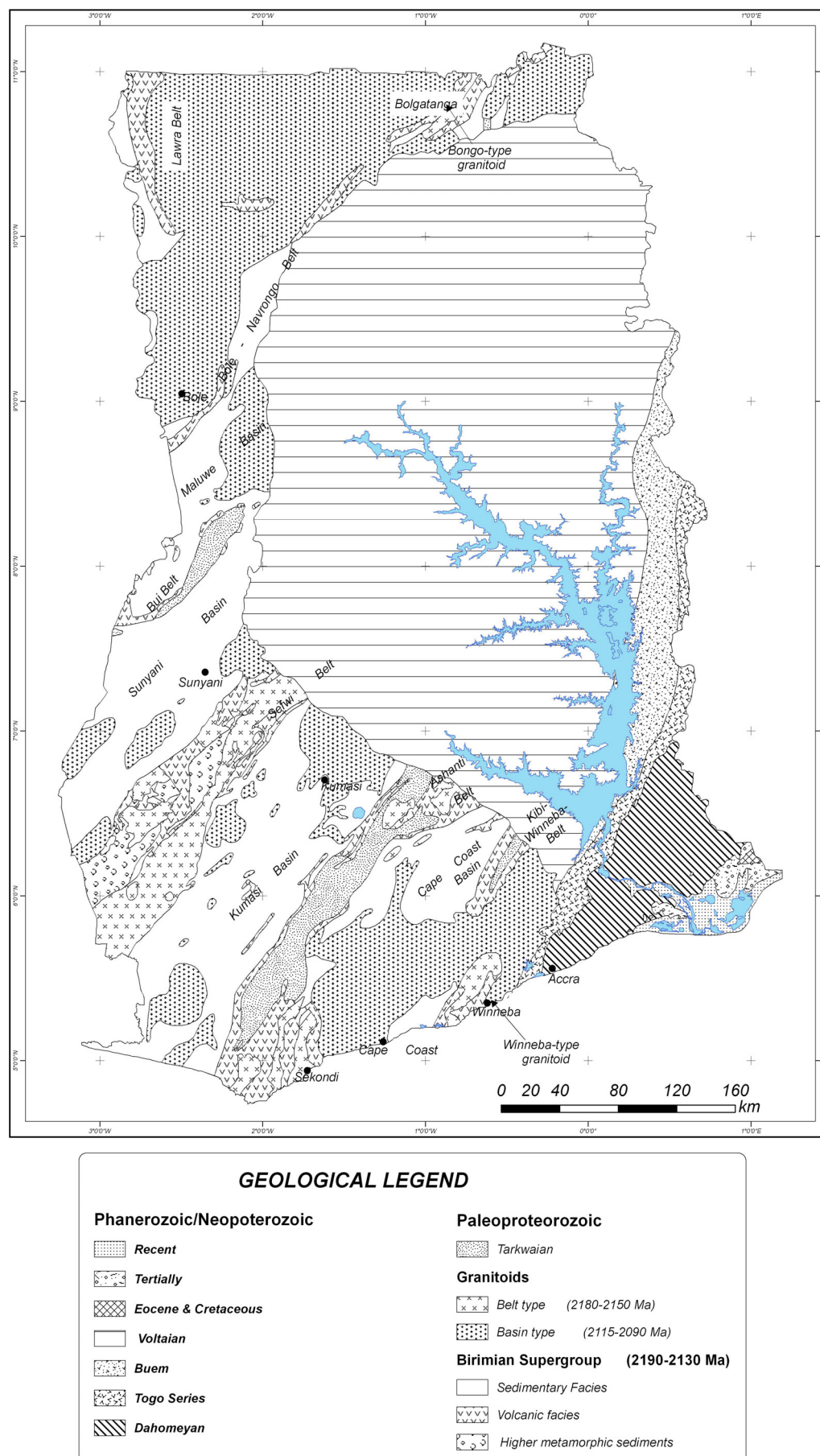


Fig 1: Geological Map of Ghana.

1.3.5 Construction Minerals

Small-scale production of sand and gravel is widespread. Several small clay and kaolin deposits are worked for bricks and/or ceramic products. Ornamental granite is quarried near Bolgatanga in the Upper East Region. Several granite quarries are exploited to meet the increasing demand for rock and concrete aggregates by the road and building construction industry.

1.3.6 Other Minerals

Indications of chromite, asbestos, andalusite, barite, mica, nepeheline, syenite, cassiterite, columbite, monazite, beryl, spodumen, molybdenite and onshore alluvial ilmenite and rutile have been identified but have hardly been followed up. Low grade iron ore resources of 100 Mt at c. 40% Fe have been identified at Opon-Mansi/Western Region. Note-worthy is the scarcity of base metal deposits in the Birimian rocks of West Africa, the only one up to now being the Perkoa deposit in Burkina Faso.

2 Geodatabase Ghana at GSD

2.1 Background

The European Union provided the Government of Ghana with a grant of 40 Million Euro to support the mining sector (hence the name, Mining Sector Support Programme). The mining sector has shown significant growth in the past decade, thanks to an investor friendly environment created by the Government since the mid 1980s. However, the success of the sector, which represents 38% of the total export value and employs more than 36000 people, is unlikely to be sustainable, due to both internal (weak regulatory institutions and geological support organisations) and external (limited exploration funds and fierce international competition) factors. One of the components of the Mining Sector Support Programme (MSSP) is the Information Management System (IMS). The IMS has three components:

- Intranet system, design, procurement and commissioning
- Website design and implementation (www.ghana-mining.org)
- Preparation of a customised database and GIS (Geodatabase Ghana)

The contractor for the implementation of the IMS is Beak Consultants GmbH (Freiberg, Germany) with Ibes Systemhaus GmbH, Germany as a subcontractor.

The beneficiary agencies are:

- Ministry of Mines (MoM)
- Geological Survey Department (GSD)
- Minerals Commission (MC)
- Mines Department (MD)
- Precious Minerals Marketing Company Ltd. (PMMC)

Although this presentation is about the application of the Geodatabase Ghana in the Geological Survey Department, I will be referring to some of the institutions above to give a clearer picture of the functioning of the Geodatabase Ghana.

2.2 Database Design and Implementation

2.2.1 General system architecture

The GDG IMS consists of many modules of hardware and software fitting together to a complex system. Hardware, network, data management system and applications are adjusted to each other.

The network consists of 5 LANs connected via a wireless WAN. Remote clients can access the system via dial-in connection using existing phone lines and a terminal server.

Two large servers located at the MC and GSD are the backbone of the data management system (see Figure 2). Here, all database-stored data are replicated in-between each other. This provides more security and secures the availability of the data within the frame of the fast LANs for most of the users.

The data storage system consists of a MS SQL-Server database and a file system. The database contains the structured data and most of the spatial data, while the file system manages the non-structured information, such as reports, scans, etc. File-based data will be stored locally on the servers of the agencies involved. Redundancies are possible. The storage of the spatial data in the database requires the application of the ArcSDE (ESRI).

The front-end software consists of a combination of the following parts:

- Customised VB.Net 2003 application for the factual data,
- Customised ArcView 9.1 application for the spatial data with a wide range of functional-

ties (such as map printing, mineral licence editing, creation of customised maps etc),

Customised GIS application (programmed by use of Map Objects) for the daily work with spatial data on a read only basis.

2.3 Hardware and Intranet

The main servers are located at the Minerals Commission and the Geological Survey respectively. They are configured as follows:

The database and the file system are installed physically at the following on the two main servers at Geological Survey Department and the Minerals Commission.

The servers have a usable storage capacity of approx. 900 GB each. For the file system approx. 400 GB can be used. Important parameters of the main servers are:

- 2CPU's,
- GByte RAM,
- 10 disks LVD320 RAID containing one global hot spare,

- Sony AIT4 backup 200/520 GByte per tape and
- DVD/CD-RW combo drive.

The local servers at the agencies MLFM, MD, and PMMC can be used for file storage only. The database access is provided by remote desktop connection to the terminal server, located physically at the MC.

The basic requirement of integrating all agencies distributed over the area of Accra into one network is met by using sophisticated radio-based network technology.

A graphical representation of the topology of the network is given in Figure 3. The front end software of the GDG IMS demands modern work stations with an appropriate processor power (>1 GHz) and RAM (512 MB).

2.4 System Software

All servers run Windows 2003 Server operating system. The operating system used on a connecting machine does not matter as long as it is capable of running the IMS client application.

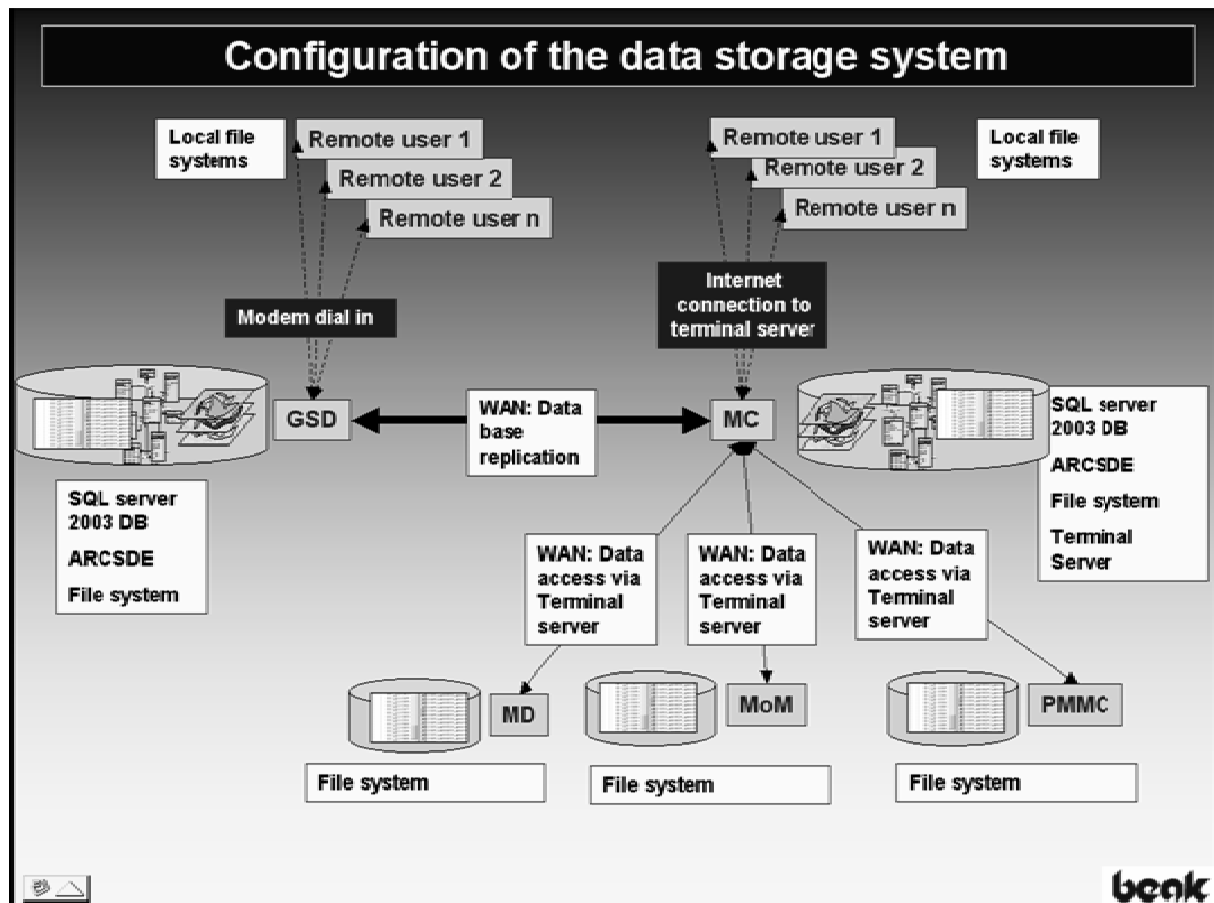


Fig. 2: General configuration of the data storage system.

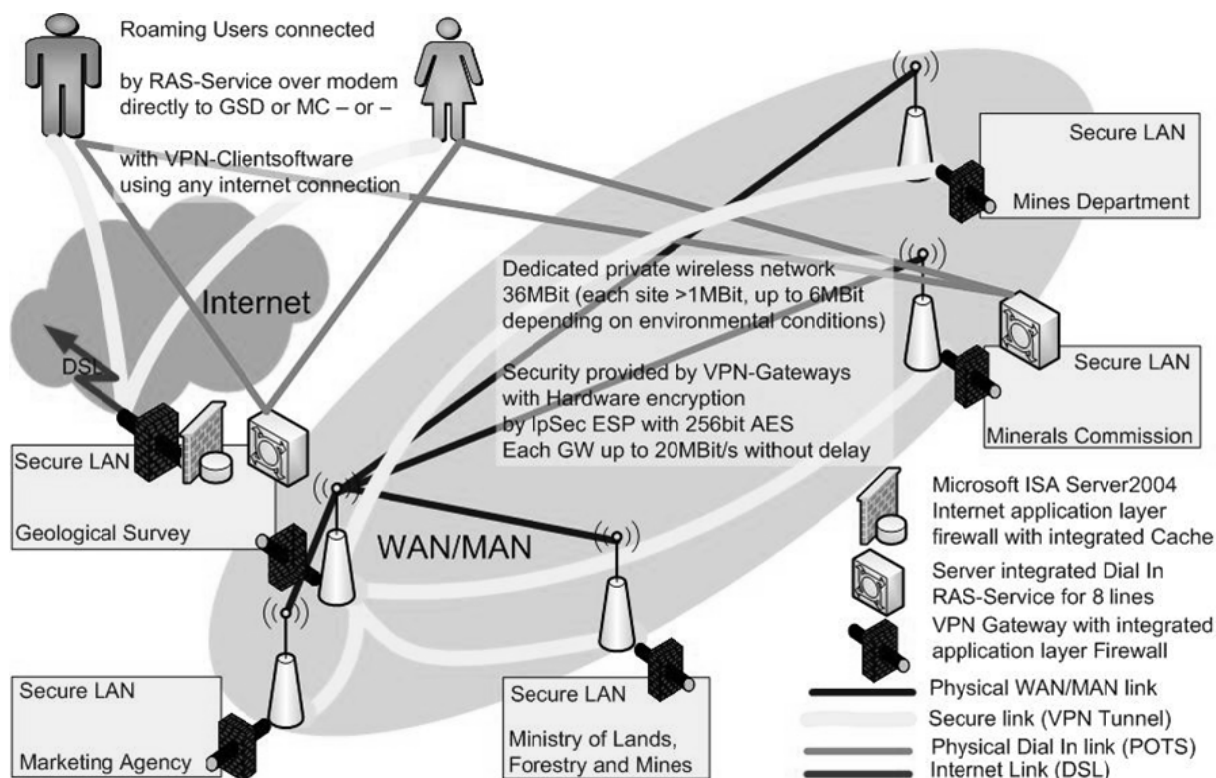


Fig. 3: Intranet Design.

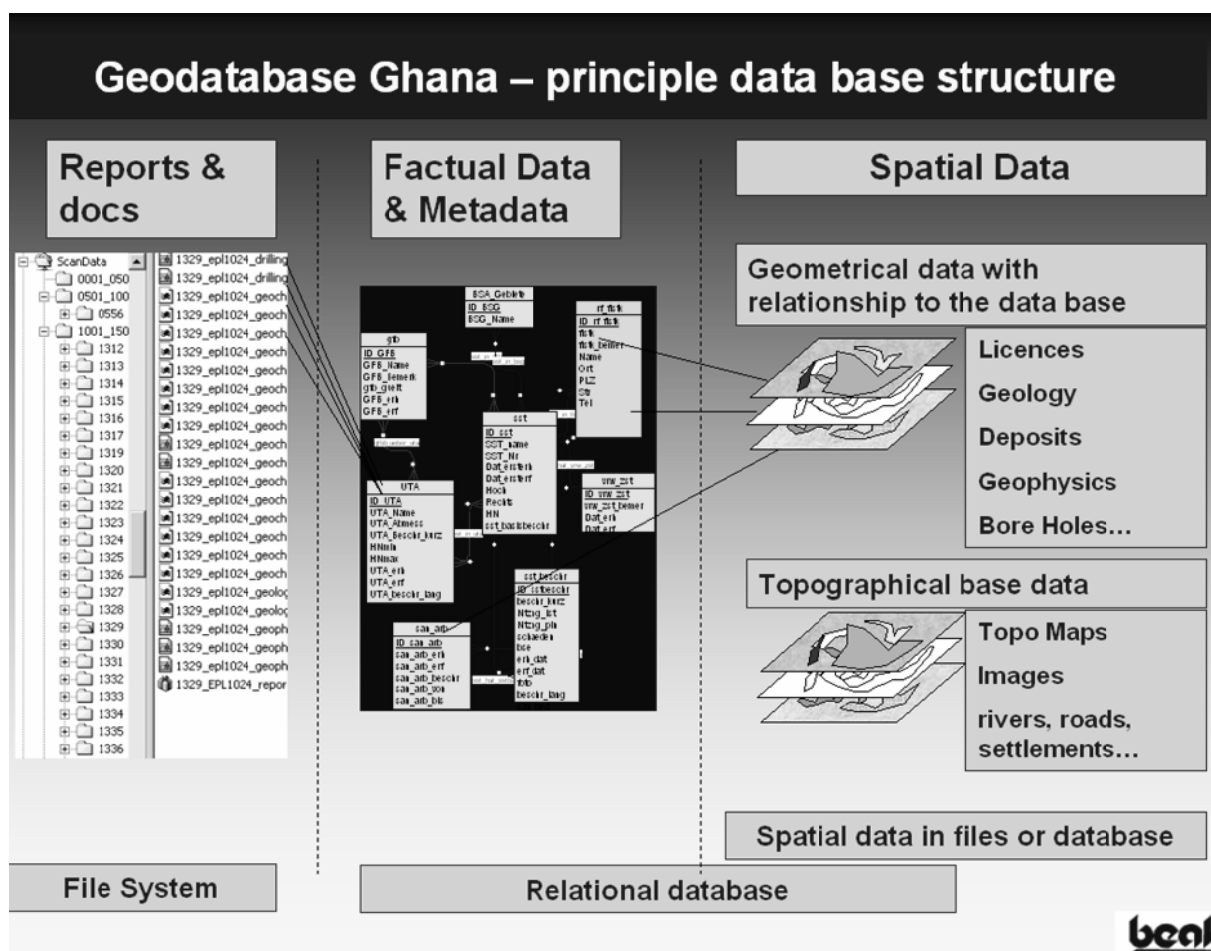


Figure 4: General structure of the data storage system at one server.

All client computers have Windows XP installed. The database is implemented by use of Microsoft SQL Server 2003 database engine.

3 Data storage system

3.1 Relational database

The heart of the GDG data storage system is a relational database. Here, in an extensive system of tables the structured information will be stored.

The table system consists of entities describing the relevant groups of data, such as mineral licences, mineral deposits, geological field work data, return reports, samples and analytics, etc. The entities are linked by n:m relationships representing either spatial or logical relationships.

Spatial data is linked to the factual data (e.g. the factual data of mineral licences is located in a table structure and the related polygons are located in a separate polygon layer in another part of the database (SDE technology of ESRI))

Two databases replicating each other on a daily basis are located at the MC and the GSD. The data is copied between the servers and the servers are updated. So the maximum delay in the availability of the structured data is one working day. The document and maps are copied once a week. So updates of the scanned (and otherwise captured) documents are available at the other end with a delay of a maximum of 5 working days.

3.2 File system

The file system manages any file-based data, such as, but not limited to:

- Non-structured spatial data (if not imported into the ArcSDE SQL-server database)
- Scanned reports
- Scanned licence files
- Scanned maps and drawings
- Digital documents, such as Word files, Excel spread sheets, pdf files etc
- According to the kind of files, the file system is structured into a tree structure as follows:
- Bibliography and Documents (any structured and non-structured information, managed by the Bibliography and Documents module),

- Geophysical data (any geophysical file-based data (e.g. processed data like images, primary data like ASCII files) managed by the Geophysical Metadata module,
- Georeferenced spatial data (any structured and non-structured file-based spatial information, managed by the metadata spatial data module).

A file system will be available in all agencies. The system will allow the redundant storage of identical files on each of the servers if required. This feature will reduce the time delay of loading of files via the WAN considerably. On the other hand, limitations of the disk capacities might be reached in a shorter period.

3.3 Spatial Data Storage

Spatial data can be subdivided into:

- Geographical base data (background data):
- Vector data (topographical maps in layers: land use, waterways, infrastructure, relief etc.)
- Raster data (topographical maps, aerial images, satellite images)
- Thematic data:
- Vector data (geological map, mineral licences, mineral deposit locations, etc.)
- Raster data (scanned geo-scientific maps, processed geophysical data etc.)
- Spatial data is stored either in a file system or in the relational database, depending on the suitability of the solution for the data set concerned. The following cases occur:

All spatial data directly related and managed by the GDG database is stored in the SDE database:

- Mineral licence data
- Drill hole data
- Mineral deposit data
- Mine data
- Field book data (incl. sampling points)
- Contaminated site data
- Outlines of spatial data
- Geochemical data

Spatial background data used by the GDG IMS is located in the SDE database as well

Any other spatial data (such as single data sets of scanned and rectified maps, local thematic vector data is located in the file system and managed by a module of the GDG application. An interface (metadata of spatial data) manages the different kinds of sets of spatial data, their import into the file system and their presentation in the spatial data user interface.

3.3.1 Coordinate system

The implementation of a unique coordinate system was an absolute requirement for the long term usability of the GDG IMS.

The system works with the international system WGS 84 and the UTM projection (Zone 30).

3.4 The functionality of GDG

3.4.1 Interface for factual data

The front end application was implemented by use of VB.Net. It consists of 24 modules for the management of the following data:

Technical modules:

- Mineral Licences
- Mines
- Monthly Mining Return Reports
- Quarterly Prospecting Return Reports
- Annual Mining Return Reports
- Contaminated Sites
- Mineral Deposits and Occurrences
- Geophysics and its metadata
- Geophysical datasets
- Geochemistry: sample locations
- Geochemistry: samples and analytics
- Drill holes
- Geological field work data
- Samples and Analytics

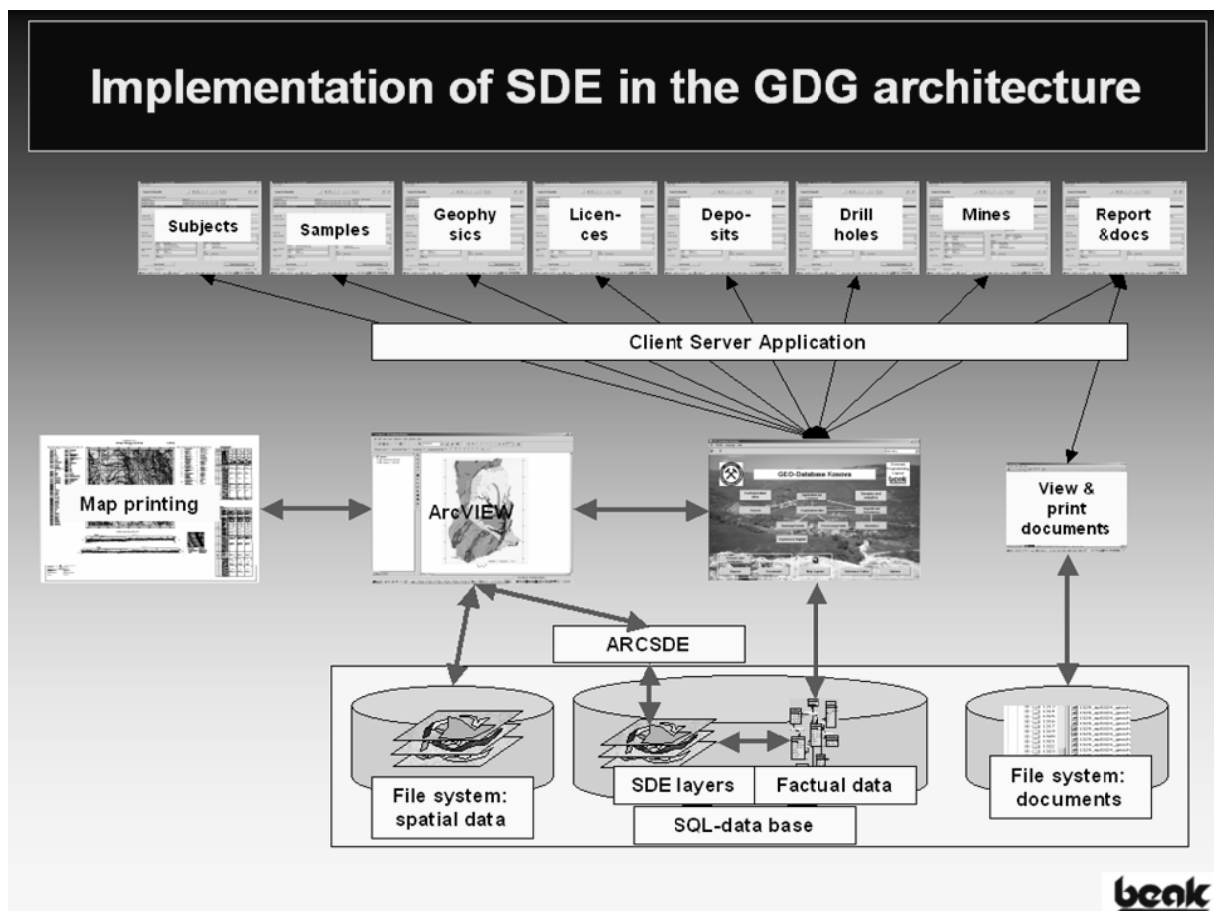


Fig. 5: Integration of ArcSDE into the data storage system and c/s application.

- Mineral Trade Permits
- Precious Mineral Trade Figures
- Bibliography and Documents
- Spatial Data management
- Persons and Companies

Administrative modules:

- Create medium (is a part of the modules Documents and Spatial Data)
- Integrity check
- Look-up table management
- Security management

Each of the modules provides functions for data entry, date update and data inquiries. In some cases, functions for data export and import are implemented.

3.4.2 Interfaces for spatial data ArcView application

The GIS ArcView application was programmed as an extension to the commercial software ESRI ArcView 9.1. The ArcView interface provides a full scale functionality of GIS functions to an advanced user with the appropriate user rights:

- Presentation of data
- Inquiry of data in the GIS application and presentation of the accompanying factual data by the database interface
- Inquiry of data in the database application and presentation of the accompanying spatial data by the GIS interface
- Printing of maps on demand
- Entry of spatial data (e.g. mineral deposit locations, outlines of spatial data files)
- Editing of spatial data (e.g. mineral deposit locations, outlines of spatial data files)

The precondition for the use of the full scale GIS application is the presence of an ArcView licence on the corresponding computer.



Fig. 6: Start screen of the Geodatabase Ghana (GDG) Application.

GIS-Viewer

Due to financial limitations and in compliance with the user rights concept, most of the users will have access to spatial data via a GIS viewer only. This software does not require any expensive commercial product and provides a suitable GIS module to all users.

The functionality of the software is limited to the following functions:

- Presentation of data
- Inquiry of data in the GIS application and presentation of the accompanying factual data by the database interface
- Inquiry of data in the database application and presentation of the accompanying spatial data by the GIS interface

Even if ArcView is installed, the user may select the GIS Viewer as the primary application to open when working with spatial data. Especially, if more sophisticated features like map printing are not required or the result of simple queries are to be shown only, the GIS Viewer is more appropriate as it will start up and operate much faster.

The GIS viewer was implemented by use of the software ESRI MapObjects2.0.

3.4.3 Access of remote clients

Remote clients (clients from the PMMC, the MLFM, and the MD as well as outside the WAN of Accra) are provided with a special technology for access to the GDG software. The solution

bases on a terminal server solution. This technology generates the images on the server and transfers the image only to the (remote) client. The result is a considerable reduction of the bandwidth required for the operation of the system, but certain limitations occur: printing of maps is not possible and export of data requires the introduction of a mail service.

Providing dial-in not only allows the remote offices to actually make use of the IMS but also provides a fall back level even to the agencies located in Accra if the WAN links are down.

4 Conclusion

Ghana Geodatabase can contribute to effective analysis and long term planning and management of the mining of the country. It will also have considerable effects on other sectors such as land use planning, environmental protection, infrastructure, water supply, agriculture, etc.

5 References

- The Design, Procurement and Commissioning of the Information Management System at the Ministry of Mines and its Agencies (Final Report) by Beak Consultants GmbH and Ibes Systemhaus GmbH
- Ghana Country Profile by Wolfgang Hirdes, BGR, Hannover

Creation of the territory regionalization map by means the GIS on the basis of the statistical uniformity estimation of multivariate data, which do not submit to the normal distribution

Vladimir Kiselev

St. Petersburg State Mining Institute; 199106, Saint Petersburg, Vasilivsky Island, 21st line, Building 2; e-mail: kisselevva@mail.ru

One of the regionalization problems is creation of maps of investigated territories. Now for formation of such maps geoinformation systems (GIS) are used. However standard means (creation of thematic maps), offered by GIS allow creating maps only on one parameter. While research of territory is carried out on the basis of fixing many parameters. For this reason there was a necessity to offer the approach of regionalizing and creation of thematic maps by means the GIS on the basis multivariate data.

The essence of division into districts of territory consists in objectively to establish boundaries between homogeneous parts of territory. Definition of homogeneous areas and establishment of borders between them is offered to be carried out by means of the statistical analysis of multivariate data.

Inherently the method of a statistical estimation of a degree of a homogeneity of multivariate data represents a number of statistical hypotheses tests about equality of average values multivariate data. Thus, values of samples cannot submit to normal distribution. As a test statistic it is offered nonparametric Puri-Sena-Tamura's test statistic. The choice of this criterion is caused by that it is not sensitive to infringement of requirements about normal distributions of values fixed parameters.

Process of an evaluation is offered to be fulfilled by means of the program "PST". This program is developed in language OBJECT PASCAL in a medium of visual programming DELPHI.

For demonstrating possibilities of the approach and the software the thematic map of geodynamic danger of territory has been created. The choice of territory is caused by the project of a lining of the pipeline. The received thematic map represents a population of meshes. Each mesh is shaded definitely. Shading reflects a degree of danger of separate sites of territory.

1 Introduction

One of the regionalization problems is creation of maps of investigated territories. Now for formation of such maps geoinformation systems (GIS) are used. However standard means (creation of thematic maps), offered by GIS allow creating maps only on one parameter. While research of territory, as a rule, is carried out on a complex of parameters. For this reason users are forced to fulfill "convolution" of initial parameters and to pass from many-dimensional data to one-dimensional ones. But, the choice of a method of convolution demands a precise substantiation that is not a trivial problem. In practice to a solution of this problem it is not given sufficient attention. That is why it leads to creation of the maps which are not reflecting real conditions of territories. On the other hand, creation of separate maps on each parameter and their subse-

quent combination (for instance, by method of layers overlay) does not give the answer on a question: how to divide territory on parts on set of parameters. The output from this situation is consisting in developing a method of creation of thematic maps on set of attributes, which could be realized within of the GIS.

The main task of regionalizing is division of the territory on to parts. These parts should be homogeneous inside of it, and differ among themselves. The decision of this problem is connected with necessity of an establishment of borders between sets of objects there, where properties of objects have the greatest change. The justified differentiation of territory is impossible without objective methods of the analysis. One of such methods is the method of a statistical estimation of a homogeneity degree of multivariate data. The given approach allows analyzing unlimited

quantity of attributes. Thus, magnitude of distinctions between differentiated objects turns out with the certain degree of reliability.

Inherently the method of a statistical estimation of a degree of a homogeneity of multivariate data represents a number of statistical hypotheses tests about equality of average values multivariate data. Such data, for their effective analysis, are structured in the matrix -"object-attribute" (Eq. 1), containing N of lines (quantity of observations) and m columns (quantity of attributes; MIRKIN, 1980).

$$\begin{pmatrix} X_1 \\ X_2 \\ \vdots \\ X_t \\ \vdots \\ X_n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} x_{11}x_{12} \dots x_{1j} \dots x_{1m} \\ x_{21}x_{22} \dots x_{2j} \dots x_{2m} \\ \vdots \\ x_{t1}x_{t2} \dots x_{tj} \dots x_{tm} \\ \vdots \\ x_{n1}x_{n2} \dots x_{nj} \dots x_{nm} \end{pmatrix} \quad (1)$$

One multivariate observation X_t in this matrix represents a m -dimensional vector-line $X_t = \{x_{t1}, x_{t2}, \dots, x_{tj}, \dots, x_{tm}\}$, $t = 1, 2, \dots, N$; $j = 1, 2, \dots, m$. Each such observation is considered as one value of some m -dimensional random variable, which have unknown m -dimensional average μ_t , i.e. $\mu_t = \{\mu_{t1}, \mu_{t2}, \dots, \mu_{tj}, \dots, \mu_{tm}\}$.

Formally problem of differentiation is formulated as check of hypothesis $H_0: \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_t = \dots = \mu_n = \mu_0$, at alternative $H_1: \mu_t \neq \mu_0$ even for one $t = 1, 2, \dots, N$, by results of observation X_t . If as a result of test it will be accepted H_0 -hypothesis, then from this follows, the set of supervisions dose not has boundaries, as it is homogeneous. If alternative H_1 -hypothesis will be accepted, it means that objects set can be divided on two or more homogeneous groups. Separation of a set of objects into homogeneous groups, differing from each other, is carried out by consecutive division of objects set on two parts: n_1 and n_2 ($n_1 + n_2 = N$).

The solution of the formulated problem for conditions of normal distribution of values of components of a m -dimensional variable was offered by HOTELLING and RODIONOV *et al.* (1978). However, in many cases, values of attributes, on which differentiation is carried out, do not submit to the normal law of distribution. That is why it does not allow using criteria of the mentioned authors. For this reason there was a necessity for a choice of comprehensible criterion and development of a corresponding technique of creation

of thematic maps in the GIS. In this work the nonparametric criterion of Puri-Sen-Tamura is offered to be used for a solution of a task in view (KOGAN *et al.*, 1983). This nonparametric test statistic is tolerant to a condition of non normal distribution of random variables. A definition of Puri-Sen-Tamura's statistics, for checking a hypothesis about equality of multivariate averages in two objects, is fulfilled under the following formula:

$$\Lambda = \sum_{u=1}^2 n_u (T_u - \bar{E}) V^{-1} (T_u - \bar{E})^T, \quad (2)$$

where

$$T_{1j} = \frac{1}{n_1} \sum_{t=1}^{n_1} R_{tj}; \quad T_{2j} = \frac{1}{n_2} \sum_{t=1}^{n_2} R_{tj} - \text{two } m-$$

dimensional vectors of labels-ranks average T_1 and T_2 . $T_1 = (T_{11}, T_{12}, \dots, T_{1j}, \dots, T_{1m})$, $j = 1, 2, \dots, m$, $T_2 = (T_{21}, T_{22}, \dots, T_{2j}, \dots, T_{2m})$;

R_{tj} - labels-ranks of the general variation series. They are made for each fixed attribute $j = 1, 2, \dots, m$ in ascending order its terms (all terms series are numbered; $t = 1, 2, \dots, N$ ($N = n_1 + n_2$)). To equal values the corrected rank (label) - average arithmetic of ranks is put in conformity R_{ti} ;

$E_j = \frac{1}{N} \sum_{t=1}^N R_{tj}$ - m -dimensional vector of average labels-ranks on all incorporated sample of volume $N = n_1 + n_2$, and $\bar{E}_1 = \bar{E}_2 = \dots = \bar{E}_j = \dots = \bar{E}_m$;

$v_{ij} = \frac{1}{N} \sum_{t=1}^N (R_{ti} - \bar{E}_i)(R_{tj} - \bar{E}_j)$ - elements of covariance matrix of labels V , $m \times m$ - dimensional: $V = \{v_{ij}\}$, $i, j = 1, 2, \dots, m$;

V^{-1} - inverted matrix;

T - sign of a transposition of differences of vectors $(T_u - \bar{E})$.

In conditions of a null hypothesis about equality of many-dimensional averages in two sets of objects, statistic Λ is distributed under χ^2 -law with m degree of freedoms. Thus, if $\Lambda < \chi^2_{q, m}$, for significances level q , the null hypothesis is accepted. Otherwise, if $\Lambda > \chi^2_{q, m}$, a null hypothesis is rejected.

A creation of the regionalization map is offered to be realized on set elementary areas (unit squares). The location of squares spatially linearly is ordered in the form of columns. It generates linearly the ordered array of militarization observations.

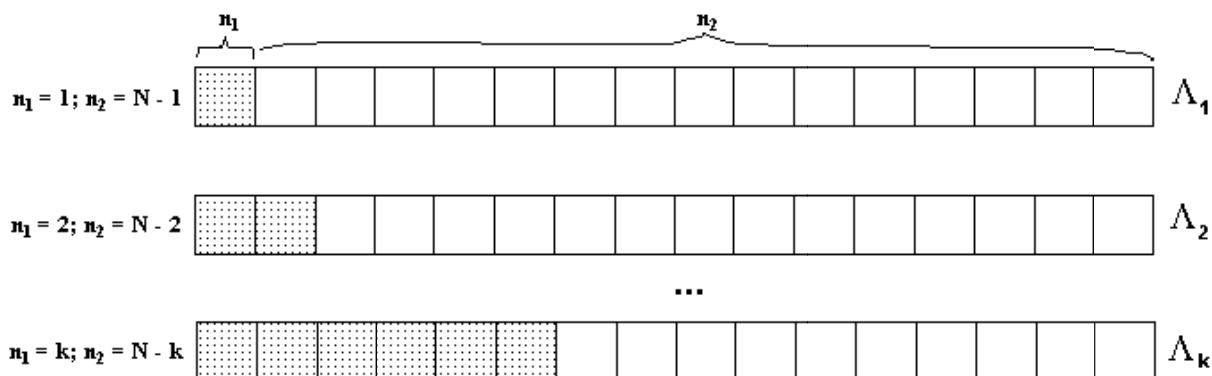


Fig. 1. Sequence of partitioning of linearly ranked data file.

To check of a hypothesis about homogeneity of linearly ordering data, all population of observations N is divided $n - 1$ times on two parts: n_1 and n_2 without changing of X_i dispositions (Figure 1). Thus, to each partition there corresponds value of test statistic Λ_k . Of all $n - 1$ calculated values of test statistic Λ_k gets out maximum and it is compared to critical value $\chi^2_{q,m}$.

If $\max_k \Lambda_k \leq \chi^2_{q,m}$, the procedure is stopped, and all observations is considered as homogeneous, i.e. it does not having boundaries. If $\max_k \Lambda_k > \chi^2_{q,m}$, it means, that the observations contains, at least, one boundary.

If the hypothesis about homogeneity of observations is rejected, on the next stage, all sets of observations are divided on two parts in that place, where we have the maximum value of test statistic - $\max_k \Lambda_k$ and each of these parts is

analyzed separately by method, which was described above. The data set will be divided until for each stage will not take place

$\max_k \Lambda_k \leq \chi^2_{q,m}$. On the termination of a partition all set of linearly the ordered observations will be divided on h statistically homogeneous populations.

The algorithm of differentiation of linearly ordered multivariate data featured above can be

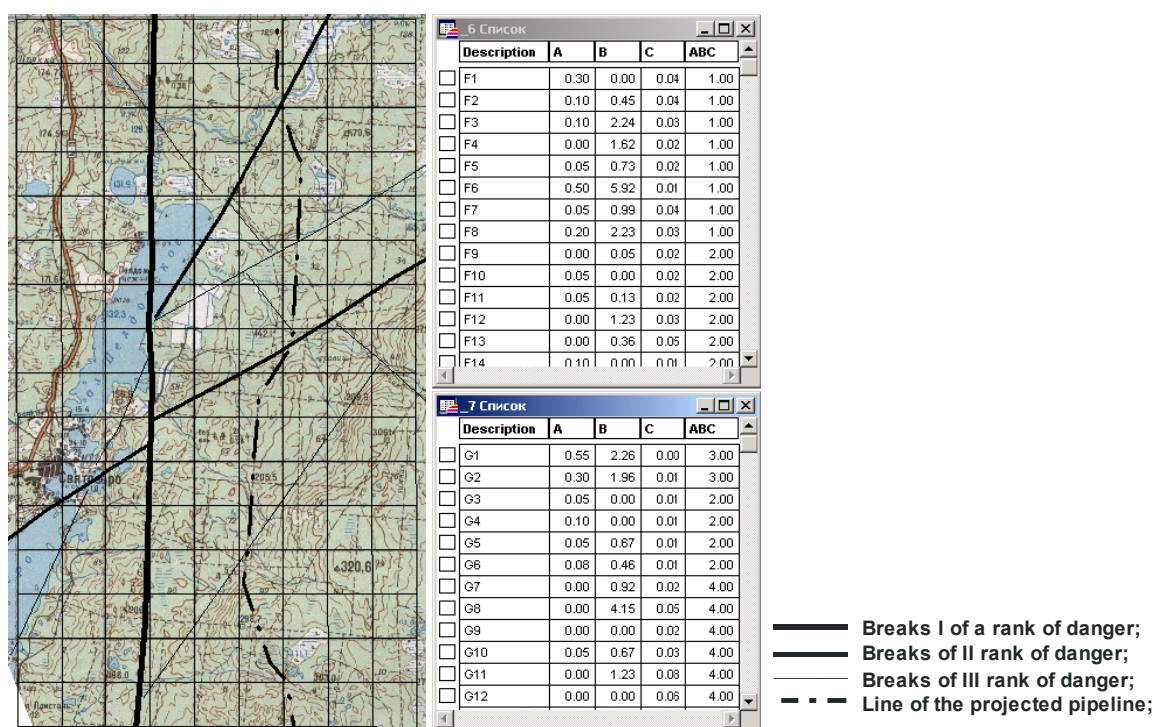


Fig. 2. Elements of the GIS-project: a - a fragment of a map, a grid of squares; b - lists of fixed attributes in each square on separate columns.

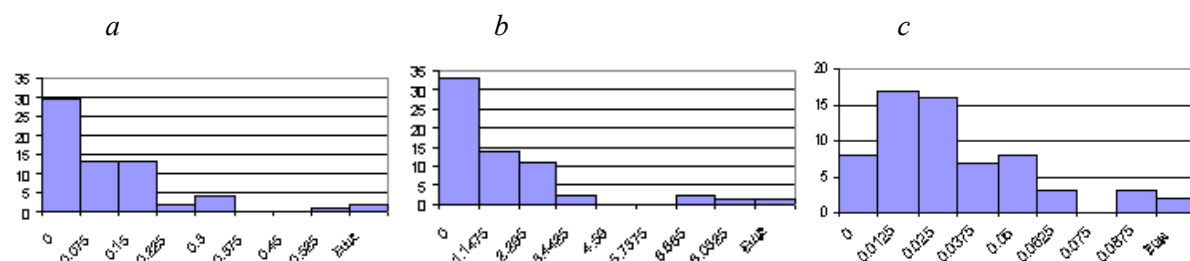


Fig. 3. Histograms of values of attributes: a - a degree of marshiness of territory; b - a broken degree of territories by tectonic infringements; c - a tangent of a corner of an inclination.

used for differentiation on a plane. In this case two next linearly ordered multivariate files (two next columns of squares) are compared. The algorithm of this comparison is similar described above.

As an example of realization of the offered approach geodynamic regionalizing of territory has been executed. In this territory the lining of the gas pipeline is planned. The site is located in 4 - 6 km to the east from lake Svyatozero (Figure 2a).

Basic documents were topographical maps of scale 1:100000, aero- and space images. As a result of the analysis of images the lines of tectonic infringements have been put on a map. These tectonic breakings have been ranged on a degree of their activity on three classes (see Figure 2a).

Regionalizing of territory was carried out on the basis of geoinformation system MapInfo. For the decision of the task in the GIS the GIS-project has been created. In the GIS-project on a fragment of a map (in a raster format) of the investigated site, has been imposed a layer of the squares, incorporated in vertical columns (see Figure 2a). Each square is area object with the side of 1000 m. Each square has communication with corresponding line in a database (see Figure 2b).

Squares are elementary units of an information model of territory. The given model is generated, by input in a database of concrete values of the properties established in the each square. Fields in tables of a DB represent the list of attributes by which the investigated territory is characterized.

In the offered example for the analysis following attributes have been accepted: a degree of marshiness of territory, S_m/S_{sq} - a field "A"; a degree of destroyed territories by tectonic infringements, L_t/L_{sq} - a field "B"; a tangent of an angle of declination of a slope as a degree of landslide danger,

h/L_{sq} - a field "C". In the resulted parameters following labels are accepted: S_m - the area borrowed by a bog, m^2 ; S_{sq} - the area of an elementary square, m^2 ; L_t - length of tectonic infringement within the limits of an elementary square, m; L_{sq} - length of the side of an elementary square, m; h - excess of a relief within the limits of an elementary square from the foundation of a slope up to top, m. The list and structure of the offered parameters in the further can be changed.

On the termination of formation of GIS-project, histograms of components have been constructed. (Figure 3).

On histograms it is possible to see, that the distribution of fixed parameters does not submit to the normal law of distribution. For this reason as criterion of equality of multivariate averages the criterion of Puri-Sen-Tamura has been chosen.

The statistical analysis of uniformity of multivariate data was carried out by means of the program module "PST". This program was created in programming language OBJECT PASCAL in the environment of visual programming DELPHI.

On the basis of results of differentiation of three-dimensional files of initial data of the considered example the thematic map of geodynamic danger of territory for a site of the projected pipeline (see Figure 4) has been created.

The received thematic map represents set of cells (square). Each square reflects the certain degree of geodynamic danger of territory from simultaneous influence of three factors. The greatest danger characterizes the sites noted by the darkest shading. The locating of the revealed zones will well enough agree with a complex of really existing objects (a bog, tectonic infringements, landslips), which can cause infringement of a normal mode of operation of the pipeline.

As, that the pipeline is at a stage of the project, there is an opportunity to make change in an

existing variant of its lining. On a map of regionalizing it is visible, that the southern part of a line of the designed pipeline can be transferred to the east on 1-2 km (see Figure 4.).

Performed works are only step in development of a method of creation of thematic maps on the basis of the statistical analysis of multivariate data. The further steps of development of the offered approach should be carried out in following directions. It is need to develop of programs modules for GIS, providing overall automation of creation of thematic maps. To solve a problem in a substantiation of quantity and the list of estimated parameters. It is required to develop scales, methods of an estimation and normalization of values of the parameters defined at the decision of various problems. Except for that it is

necessary to solve problems of definition of optimum quantity and orientation of the elementary geometrical elements covering investigated territory.

2 Reference

- MIRKIN, B.G. (1980): Analys of qualitative attributes and structures. - M.: Statistics: 319 p.
- DUBROV, A.M., MKHITARYAN, V.S., TROSHIN, L.I. (2000): Multivariate statistical methods: the Textbook. - M.: the Finance and statistics: 352 p.
- RODION, D.A., KOGAN, R.I., GOLUBEVA, V.A. etc. (1978): The directory on mathematical methods in geology / - M.: Bowels: 335 p.
- KOGAN, R., BELOV, Y., RODIONS, D.A. (1983): Statistical range criteria in geology., Bowels: 136 p.

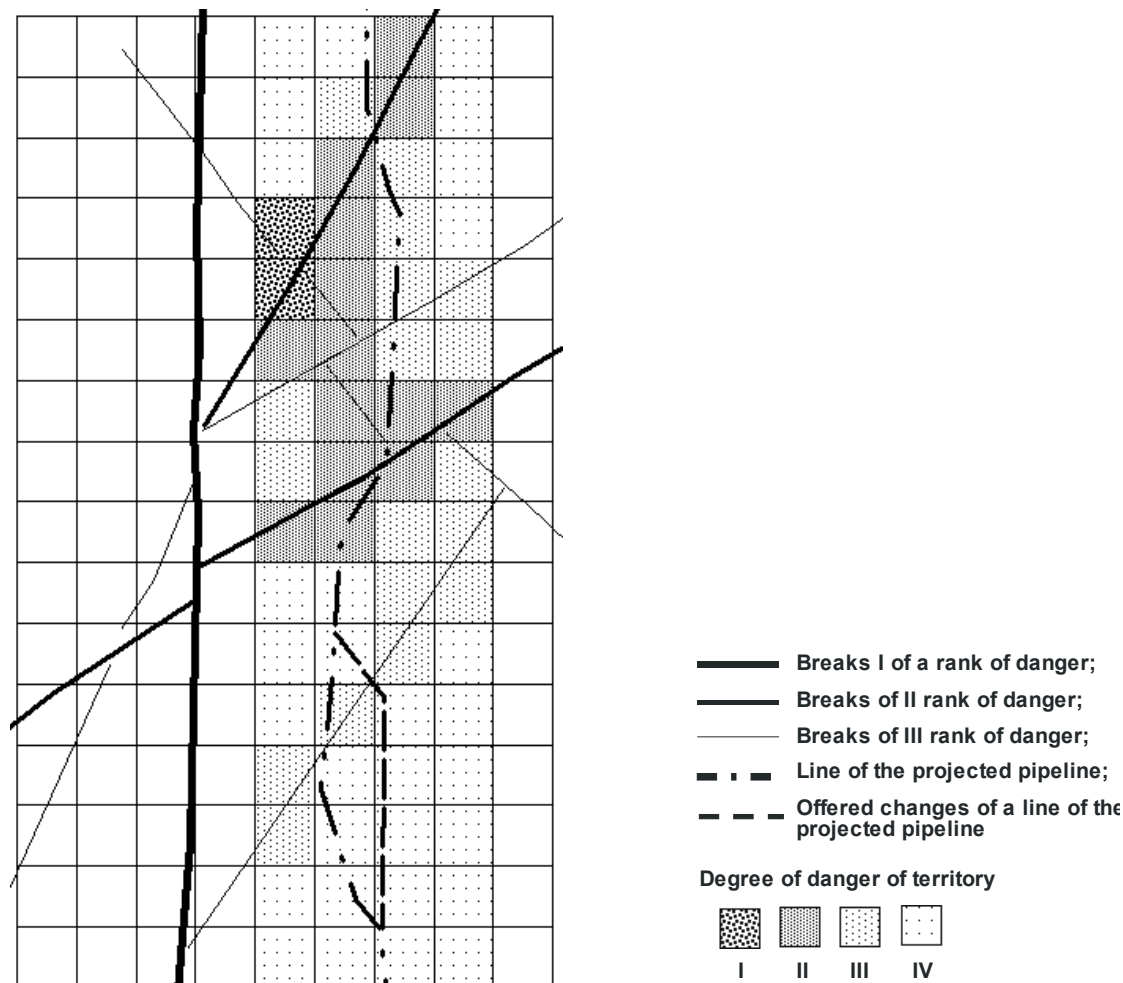


Fig. 4. Fragment of a thematic map of geodynamic danger of territory.



Autor	Seite	Autor	Seite
Agafonov, J. F.	169	Martienssen, M.	141
Agemar, T.	189	Maul, A.-A.	189
Alten, J.-A.	189	Merkel, B.	19, 25, 65
Alvers, M.	211	Mielke, L.	227
Armbruster, V.	179	Noack, S.	237
Balaske, P.	215	Nowak, O.	105
Benthaus, F.-C.	11	Pelz, W.	129
Bergmann, Ch.	81	Pester, S.	189
Bilek, F.	97	Pieplow, G.	123
Boamah, K. O.	253	Pohlert, M.	141
Boehrer, B.	115	Pokrandt, K.-H.	73
Bothmer, D.	223	Preuß, V.	39, 89
Breuckmann, S.	201	Pust, Ch.	57
Burger, H.	227	Reichel, M.	81
Dmitriev, A. P.	169	Reimann, R.	201
Dullies, F.	123	Rieger, A.	129
Ehrler, Ch.	205	Rolland, W.	105
Felix, M.	203	Rupf, I.	179
Fichler, Ch.	211	Saure, H.	57
Geistlinger, H.	141	Schaarschmidt, T.	97
Geller, W.	115	Schipek, M.	25, 65
Germann, D.	183	Schlee, K.	105
Glombitza, F.	105	Schlömann, M.	97
Gniese, C.	97	Schmidt, S.	211
Görne, S.	203	Schneider, P.	161
Götze, J.	123	Scholz, G.	47
Götze, H.-J.	211	Schöpke, R.	39, 89, 135
Graupner, B.	11, 31, 81	Schreiber, U.	245
Härtel, G.	129	Schuff, J.	183
Haseneder, R.	129	Schultze, M.	115
Heinzel, E.	105	Schulz, R.	189
Hoffers, B.	201	Schumacher, J.	183
Hoppe, A.	197	Schweizer, R.	183
Irkhin, A.	237	Seifert, J.	97
Janneck, E.	105	Shpirt, M. J.	169
Kiselev, V.	263	Sieste, M.	237
Knorr, U.	235	Sokol, G.	183
Koch, Ch.	11, 31, 81	Steinberger, P.	129
Koch, R.	39, 89	Sulimova, M.	171
Koch, Th.	39	Terno, D.	105
König, W.	47	Teuchert, R.	47
Koschorreck, M.	115	Thomae, M.	215
Kubiak, C.	149	Tienz, B.-St.	73
Neumann, V.	73	Trabitzsch, R.	141
Nguno, A.	245	Unger-Lindig, Y.	19
Niemeyer, I.	205	Wagner, St.	97
Nitsche, C.	73	Weiß, H.	141
Kühne, H.	215	Wendt-Potthoff, K.	115
Kühne, K.	189	Werner, F.	11, 31, 81
Lademann, K.	201	Wirth, W.	189
Lewin, I.	197	Wolkersdorfer, Ch.	149
Lobacheva, O.	171	Zilberchmidt, M. G.	169
Löser, R.	161		

Für Ihre Notizen ...
