

# Alkalitätsverbessernde Maßnahmen in Tagebaufolgeseen: Nutzung von CO<sub>2</sub> und anderen industriellen „Abfall“produkten

Mandy Schipek, Yvonne Unger & Broder Merkel

TU Bergakademie Freiberg, Lehrstuhl für Hydrogeologie, Gustav-Zeuner-Str. 12, 09596 Freiberg  
Email: mandy.schipek@geo.tu-freiberg.de

Die Kohlendioxidemission in der Atmosphäre soll durch die Speicherung im Untergrund verringert werden und gleichzeitig soll die Wasserqualität in den vom Braunkohlenbergbau schwerwiegend beeinflussten Gebieten erhöht werden. Die Ablage des Kohlendioxids (CO<sub>2</sub>) erfolgt in Form von Calcit (CaCO<sub>3</sub>) bzw. Siderit (FeCO<sub>3</sub>) am Boden der Tagebaurestseen und ist somit nachhaltig. Durch die Untersuchungen im Rahmen der Projekte CDEAL und COSAGS soll gezeigt werden, dass Abfallprodukte (Flugasche, Eisenhydroxidschlamm) sowie Treibhausgase (CO<sub>2</sub>) dazu genutzt werden, saure Grubenwässer zu reinigen und zum Umweltschutz der Braunkohlenbergbaulandschaft beizutragen.

The aim of the study is to reduce carbon dioxide emissions into the atmosphere by mineral trapping and to improve the water quality in acid mining lakes. These lakes are remains of lignite mining and can be characterized as lakes with low alkalinity and a high sulphate content. The carbon dioxide will be sequestered in form of carbonates (e.g. calcite and siderite) in the mining lakes. Thus the alkalinity in these lakes will be increased. In the project CDEAL and COSAGS industrial products (fly-ash, sludge from treatment plants) are used to capture carbon dioxide and to improve the water quality in lignite mining sites.

---

## 1 Einleitung

Der Abbau von Braunkohle hat in der Lausitz seit mehr als 100 Jahren Tradition. Die geförderte Braunkohle wird in den drei großen Kohlekraftwerken Jämschwalde, Boxberg und Schwarze Pumpe verstromt, die mit einem jährlichen CO<sub>2</sub>-Ausstoß von circa 50 Mio. t zu den Großemittenten in Deutschland gehören. Durch den Rückgang der Tagebauaktivität und durch Beendigung der Sumpfungmaßnahmen in der Lausitz entstehen in Folge des ansteigenden Grundwasserspiegels in den zurückgelassenen Hohlformen Seen. Die Mehrzahl dieser Tagebauseen können derzeit die Qualitätsziele für die Parameter pH-Wert, Eisen und Sulfat nicht erreichen, da sie von „acid rock drainage“ betroffen sind (Luckner 2006). Tagebauseen in der Lausitz können geringe pH-Werte (3–4), hohe Sulfatgehalte (bis 2800 mg/L) sowie hohe Eisenkonzentrationen (100–150 mg/L) aufweisen

Im Rahmen der zwei Projekte CDEAL und COSAGS soll versucht werden, die Umweltrisiken durch den CO<sub>2</sub>-Ausstoß der Kohlekraftwerke in die Atmosphäre zu reduzieren und mit der Sanierung saurer Tagebaurestseen zu einer Sanierungsstrategie zu verknüpfen.

## 2 Industrielle „Abfall“-produkte

### 2.1 Flugasche

In Braunkohlekraftwerken fallen durch die Verbrennung von Braunkohle große Mengen an Flugasche an. Diese wurde zum Teil in die durch den Tagebau in der Lausitz entstandenen Hohlräume gespült (z.B. Tagebausee Burghammer) und abgelagert. Die mineralogische und geochemische Zusammensetzung von Filterasche hängt stark von der Zusammensetzung der eingesetzten Braunkohle ab. Die American Society for Testing and Materials (ASTM) unterteilt Flugaschen in zwei Klassen auf. Flugaschen der Klasse C entstehen bei der Verbrennung von Braunkohle. Der CaO-Gehalt dieser Flugaschen beträgt über 20 % (Singh and Kolay 2002). Die Klasse F Flugaschen weisen geringere CaO-Gehalte von < 5 % auf und enthalten große Mengen an unverbranntem Kohlenstoff. Diese Aschen entstehen bei der Verbrennung von Anthrazit oder Steinkohle (Singh and Kolay 2002). Weltweit wurden zahlreiche Flugaschen mineralogisch und geochemisch untersucht (HOWER *et al.* 1999; KOUKOUZAS *et al.* 2006; PEREZ-LOPEZ *et al.* 2007; PRASHANTH *et al.* 2001; QUEROL *et al.* 2001; SINGH & KOLAY 2002; STEENARI *et al.* 1999; VASSILEV & VASSILEVA 1996; VASSILEV

**Tab. 1: Calciumhaltige Mineralphasen der abgelagerten Aschesedimente.**

Mineralphase	Chemische Zusammensetzung
Akermanit	$\text{Ca}_2\text{MgSi}_2\text{O}_7$
Brownmillerit	$\text{Ca}_2(\text{Al}, \text{Fe}^{3+})_2\text{O}_5$
Calcit	$\text{CaCO}_3$
Diopsid	$\text{CaMgSi}_2\text{O}_6$
Ettringit	$\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$

*et al.* 2005). Trotz der Schwankungen in der Zusammensetzung dieser untersuchten Aschen, liegt der Anteil der amorphen Glasphase i.d.R. bei > 50 %. Häufige Mineralphasen in Flugaschen sind Quarz, Kalk (CaO), Eisenoxide (Hämatit und Magnetit) und verschiedene Silikate. Durch Reaktion mit Wasser verändert sich Chemismus der Asche. Es kann zur Bildung von Sekundärmineralen (z.B. Ettringit und Calcit) kommen (STEENARI *et al.* 1999). Problematisch sind z.T. recht hohe Anteile von Spurenelementen in den Flugaschen. Beispielsweise weist Arsen eine starke Affinität zu Kohle auf, insbesondere bei sulfidischen Begleitmineralen, und wird somit auch in Flugaschen angereichert (YUDOVICH & KETRIS 2005).

Die im Tagebausee Burghammer verbrachten Aschesedimente bestehen zum überwiegenden Teil aus röntgenamorpher, vermutlich alumosilikatischer, Glasmatrix. Mit Hilfe der Röntgenpulverdiffraktometrie (XRD) konnten die Minerale Quarz, Calcit, Hämatit, Magnesioferrit (Mg, Fe-Oxid) und Brownmillerit (Ca, Al, Fe-Oxid) nachgewiesen werden. In den Ascheablagerungen konnten die in Tabelle 1 aufgeführten calciumführende Mineralphasen identifiziert werden. Im Mittel liegen die Gehalte an Calcit bei etwa 20 mg/kg und für Calcium bei etwa 10 bis 80 g/kg. Anhand von Elutionsversuchen konnte ein leicht mobilisierbarer Calciumgehalt von 10 bis 30 g/kg ermittelt werden. Unter Berücksichtigung des Calcitgehaltes steht etwa 1 % des leicht mobilisierbaren Calciums in den Sedimenten für die Carbonatfällung zur Verfügung.

Zink und Nickel zeigen eine erhöhte Mobilisierbarkeit mit zunehmender Stärke des Lösungsmittels bei Anwendung eines sequentiellen Extraktionsverfahrens nach (ZEIEN 1995). Bei pH-Werten kleiner 6 nehmen die Gehalte an wasserlöslichem und austauschbarem Nickel deutlich zu. Die Verfügbarkeit steigt deshalb mit abnehmenden pH-Werte (MERKEL & SPERLING 1998). Molybdän, Arsen und Chrom stellen eine Gruppe von Spurenelementen dar, deren höchste Eluierbarkeit im Bereich der S4-Elution liegt. Mit fort-

schreitender Extraktionsstärke sinkt der Gehalt an extrahierbarem Molybdän, Arsen und Chrom. Bei S4-Elutionen konnten Maximalgehalte von 0,7 mg/kg Mo, 0,3 mg/kg As und 1,1 mg/kg Cr ermittelt werden. Die Mittelwerte bewegen sich um 0,15 mg/kg Mo, 0,5 mg/kg As und 0,6 mg/kg Cr. Für Molybdän sank in Extraktionen mit 1 M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  und 1 M  $\text{NH}_4\text{OAc}$  (pH 6,0) die Eluierbarkeit auf 0,1 mg/kg bzw. 0,05 mg/kg. Arsen wurde im Mittel mit 0,05 mg/kg gefunden. Die Chromkonzentrationen sanken bei der Elution mit 1 M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  und 1 M  $\text{NH}_4\text{OAc}$  (pH 6,0) auf rund 0,25 mg/kg.

## 2.2 Sedimente von Grubenwasserreinigungsanlagen

In vielen Bergbauregionen ist die Bildung von sauren Grubenwässern (acid mine drainage) ein großes Problem. Um diese Wässer zu behandeln, werden verschiedene Strategien angewandt. Eine davon ist die aktive chemische Behandlung von sauren Grubenwässern in Grubenwasseraufbereitungsanlagen. Durch Zugabe von alkalischen Materialien (z.B. Calcit, Branntkalk, Kalkhydrat) werden die Grubenwässer neutralisiert und anschließend intensiv belüftet. Durch die Belüftung kommt es zur Oxidation von zweiwertigem Eisen zu dreiwertigem Eisen. Die Metallkationen der Grubenwässer reagieren mit den Hydroxid-Ionen des Neutralisationsmittels zu schwerlöslichen Metallhydroxiden. Die dabei gebildeten eisenreichen Verbindungen werden in Sedimentationsbecken ausgefällt und zwischengelagert. Problematisch ist, dass vor allem bei konventionellen Grubenwasserreinigungsanlagen große Mengen an Schlamm mit geringem Feststoffgehalt (low density sludge) anfallen. Der Feststoffgehalt dieser Schlämme variiert zwischen 1 und 2 % (KUYUCAK *et al.* 1999). Im wesentlichen bestehen die Schlämme aus der Grubenwasseraufbereitung aus hydrolysierten Fe(II)- und Fe(III)-oxiden, Gips, hydrolysierten Al-Oxiden, variierenden Konzentrationen von Sulfaten und Carbonaten (SENES 1994). Das Sulfat der sauren Grubenwässer wird mit Hilfe von Calcium als Gips ausgefällt. Die bei der Grubenwasserreinigung sich bildenden Schlämme bestehen daher vorwiegend aus Metallhydroxiden und Gips (KUYUCAK *et al.* 1999).

Eine Nutzung der Schlämme wird durch Copräzipitation bzw. Sorption von Metallen mit bzw. an den Eisen-(oxy)-hydroxiden erschwert. Erhöhte Konzentrationen in den Lausitzer Eisenhydroxidschlämmen wurden z.B. für Zn, As, Co

und Ni in geochemischen Untersuchungen ermittelt. Die in der Lausitz anfallenden Schlämme wurden und werden zu großen Teilen in die entstehenden Tagebaurestseen (z.B. Spreetal-Nordost) eingeleitet. Seit 1998 werden im Tagebaurestsee Spreetal-Nordost jährlich 2 Mio. m<sup>3</sup> eisenhydroxidhaltiges Wasser mit einem Feststoffanteil von ca. 1,5 % grundnah eingespült. Mittels Röntgenpulverdiffraktometrie konnte neben einem großen Anteil an amorphen Mineralphasen, Gips, Quarz und Calcit in der Festphase nachgewiesen werden. Unter dem Rasterelektronenmikroskop (Abbildung 1) ist gut zu erkennen, dass sich auf den eisenreichen Phasen Gips bzw. Calcit abgelagert haben. Eine hydrogeochemische Modellierung mittels PHREEQC zeigt, dass sich das Porenwasser im Gleichgewicht mit den Phasen Gips und amorphem Eisenhydroxid befindet. Goethit, Magnetit und Hämatit sind übersättigte Phasen, die jedoch eher durch Umwandlung entstehen und nicht aus übersättigten Lösungen ausfallen. Die calciumreichen Phasen Calcit und Portlandit (Ca(OH)<sub>2</sub>) liegen untersättigt in der Lösung vor. Calciumhydroxid, welches aus der Grubenwasseraufbereitung stammt, konnte nicht nachgewiesen werden. Dieses wird vermutlich vollständig in Gips und Calcit umgewandelt worden sein.

## 2.3 Kohlenstoffdioxid

Emissionen des Treibhausgases CO<sub>2</sub> stellen ein großes Problem für die Atmosphäre und somit für das weltweite Klima dar. Deutschland hat sich mit der Ratifikation des Kyoto-Protokolls dazu verpflichtet, die Treibhausgasemissionen um 8 % unterhalb der Emissionen des Jahres 1990 zu reduzieren. Um diese Reduzierung zu erreichen wird ein Paket aus unterschiedlichen Technologien notwendig sein. Einerseits können Energieeffizienzsteigerungen oder Verwendung anderer Energiequellen einen entscheidenden Beitrag zur Reduktion der CO<sub>2</sub> Emissionen beisteuern. Die Speicherung von CO<sub>2</sub> beispielsweise in geologischen Formationen (z.B. Öl- und Gaslagerstätten und salinaren Formationen) oder im Meer wird andererseits als große Chance gesehen, um die CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre zu minimieren. Neben der Deponierung von CO<sub>2</sub> sind die Steigerung von biologischen Senken und die Speicherung in Form von Carbonaten (mineral trapping) weitere Möglichkeiten Kohlenstoffdioxidemissionen zu minimieren.

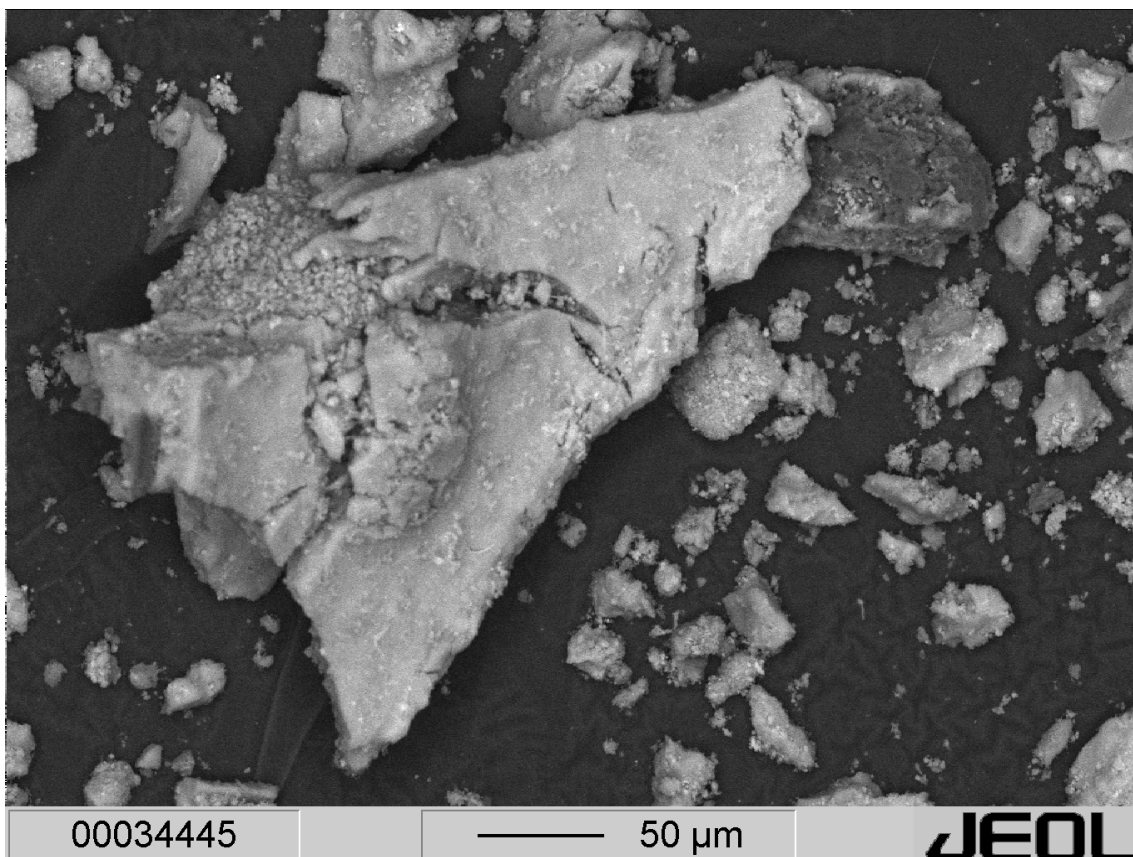


Abb. 1: Aufnahme mit REM (JEOL JSM 6400); Fe- und Al-reiche Phase mit Calcitablagerungen.

### 3 Experimentelle Methodik

Die Fällung von Carbonat durch Zugabe von  $\text{CO}_2$  erfolgt zunächst in einer Batchversuchsanlage. Die verwendete Batchversuchsanlage besteht aus einem zylindrischen Plexiglasbehälter mit einem Innendurchmesser von 100 mm und einer Höhe von 160 mm. Die Wandstärke beträgt 10 mm. Sowohl die Bodenplatte als auch der Deckel sind abnehmbar und mit Gummidichtung ausgestattet, wodurch der Behälter gasdicht verschlossen werden kann. Im geschlossenen Zustand beträgt das Volumen der Anlage 1260 mL. In Abbildung 2 ist der schematische Aufbau des Batchreaktors dargestellt.

Die Begasung erfolgte über eine in den Boden des Reaktors eingesetzte Filterplatte (Porenweite 10-30  $\mu\text{m}$ ), durch die eine gleichmäßige Verteilung des Gasgemisches ermöglicht wird. Die Begasung erfolgt dabei mit vorgefertigten Gemischen aus Kohlendioxid und Stickstoff (100, 50, 30, 10, 5 %  $\text{CO}_2$ -Anteil).

Zur kontinuierlichen Aufzeichnung von pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und Temperatur kommt das PC Labor Mehrparametersystem LM 2000 der Fa. Meinsberg zum Einsatz.

Tabelle 2 enthält eine Übersicht über die veränderlichen Versuchsbedingungen, die in den bisherigen Versuchen umgesetzt wurden.

Vor, während und nach der Batchversuche erfolgten jeweils Probenahmen zur Analyse auf Hauptanionen und -kationen, ausgewählte Metall(oid)e, Säure- und Basenpufferkapazität sowie die Gesamtkohlenstoffkonzentration.

### 4 Ergebnisse

#### 4.1 Versuche mit Braunkohlefilteraschen

Das Wasser des Restsees Burghammer ist durch einen niedrigen pH-Wert (2,9) und hohe elektrische Leitfähigkeiten gekennzeichnet. Die wichtigsten Hauptan- und kationen im Restseewasser bilden Calcium (341 mg/L), Magnesium (48 mg/L), Kalium (9 mg/L), Natrium (54 mg/L), Eisen (25 g/L), Sulfat (1250 mg/L) und Chlorid (81 mg/L). Aufgrund des niedrigen pH-Wertes können Mangan und Aluminium in erhöhten Konzentrationen nachgewiesen werden (5 mg/L, 4 mg/L).

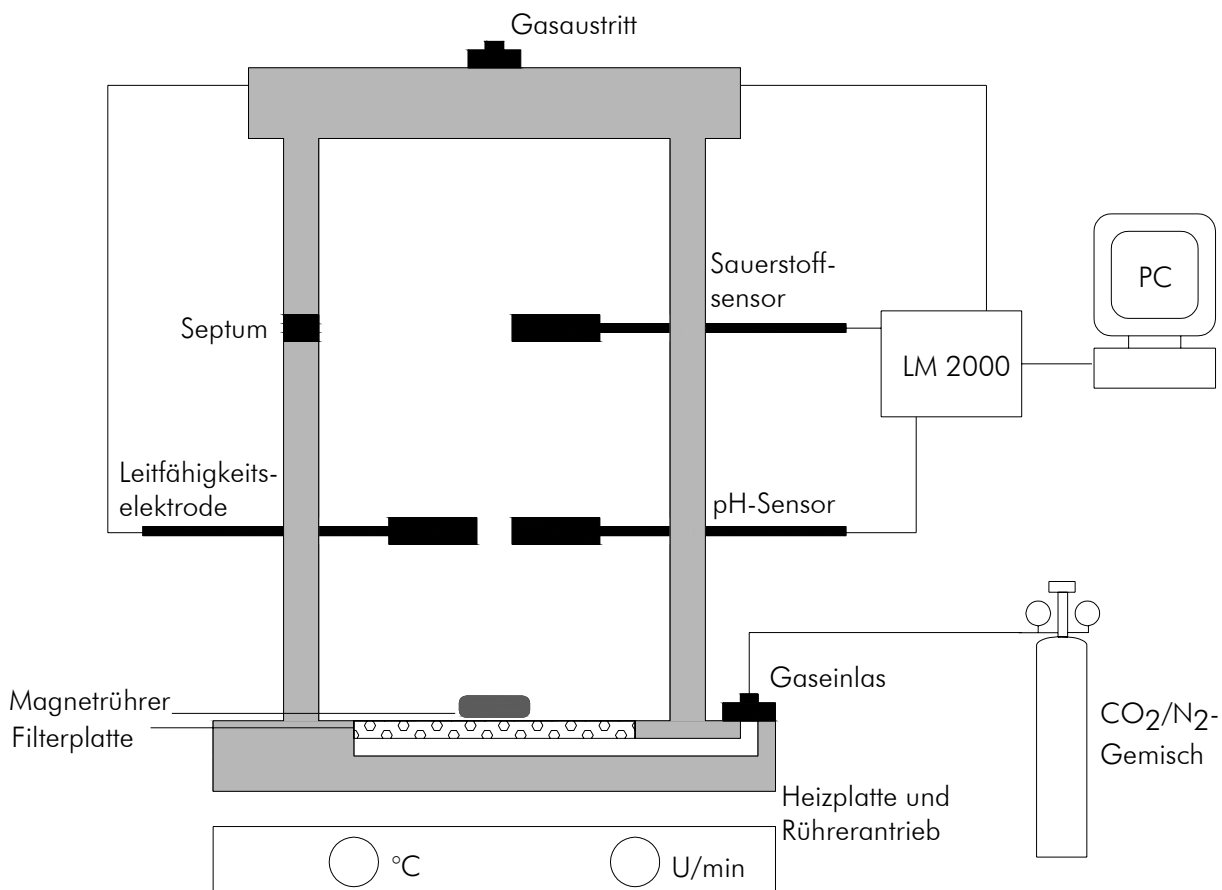


Abb. 2: Schematische Darstellung der Batchversuchsanlage.

**Tab. 2: Übersicht der variablen Parameter in den durchgeführten Batchversuchen.**

Parameter	Modifikation
Gasphase: Kohlendioxidanteil	100 %, 50 %, 30 %, 10 %, 5 %
Anzahl Begasungsintervalle	1–3
Festphase: Art	Frischasche aus dem Kraftwerk Schwarze Pumpe Sedimente des Aschekörpers im Tagebaurestsee Burghammer Frischschlamm aus Grubenwasserreinigungsanlage Schwarze Pumpe Sedimente aus Tagebaurestsee Spreetal-Nordost
Menge	5 bis 50 g Destilliertes Wasser
Fluid: Art	Leitungswasser Seewasser aus dem Tagebaurestsee Burghammer Seewasser aus dem Tagebaurestsee Spreetal-Nordost Seewasser aus dem Tagebaurestsee Bluno-Nordrandschlauch
fest/flüssig Menge an Fe <sup>0</sup>	1:240 bis 1:24 0,1 g – 0,2 g – 0,4 g

Die bei der sequentiellen Extraktion als kritisch zu bewertenden Elemente lagen in folgenden Konzentrationen vor: Zink 230 µg/L, Nickel 90 µg/L, Molybdän 0,16 µg/L, Arsen 2,45 µg/L.

In sämtlichen mit CO<sub>2</sub> begasten Batchversuchen konnte die Säurepufferkapazität gegenüber dem ursprünglichen Seewasser verbessert werden (vgl. Tabelle 3).

Der Gehalt an Spurenmetallen im behandelten Seewasser veränderte sich im Vergleich zur Ursprungsbeschaffenheit. Konzentrationen an Mangan konnte in allen Batchversuchen vermin-

dert werden (< 1,2 mg/L). Durchgeführte Versuche mit abgelagerten Sedimenten führten zu geringeren Gehalten im Seewasser (< 600 µg/L) als Versuche mit Frischaschen. Im Mittel konnte weniger als 440 µg/L Mangan nachgewiesen werden. Aufgrund der hohen pH-Werte verringerten sich die Eisenkonzentrationen (< 1 mg/L), Zink konnte in Spuren (< 40 µg/L) nachgewiesen werden. Die Gehalte an Zink, Arsen und Molybdän erhöhten sich geringfügig (< 40 µg/L, 14 µg/L bzw. < 26 µg/L), stellen jedoch die Verbesserung der Wasserqualität durch das gewählte Behandlungsverfahren kein Risiko dar.

**Tab. 3: Vergleich der Pufferkapazitäten vor (Seewasser) und nach ausgewählten Batchversuchen.**

	See- wasser	Batchversuch						
		I231106	D151106	C141106	F161106	G201106	T191206	U191206
Fluid	-	See- wasser	See- wasser	See- wasser	See- wasser	See- wasser	See- wasser	See- wasser
Volumen [L]	-	1,1 L	1,1 L	1,1 L	1,1 L	1,1 L	1,1 L	1,1 L
Festphase	-	CaO	Frisch- asche	See- sediment	Frisch- asche	See- sediment	Frisch- asche	See- sediment
Menge [g]	-	1	20	20	50	50	20	20
CO <sub>2</sub> - Anteil[%]	-	30	30	30	30	30	30	30
Typ der Versuchsa- nordnung	-	A	A	A	A	A	B	B
K <sub>s4,3</sub> [mmol/L]	-	10,616	0,938	2,288	2,00	6,518	4,840	5,578
K <sub>s8,2</sub> [mmol/L]	-	-	0,276	-	-	-	-	-
K <sub>b8,2</sub> [mmol/L]	2,798	0,75	-	0,096	1,584	0,682	0,136	0,3
K <sub>b4,3</sub> [mmol/L]	2,094	-	-	-	-	-	-	-

\* Typ der Versuchsanordnung

A) Schritt 1: Suspension von reinem CaO / frischer Braunkohlefilterasche (Boxberg) / Seesedimente in der Flüssigphase (destilliertes Wasser / Leitungswasser / Seewasser)

Schritt 2: CO<sub>2</sub> -Begasung der hergestellten Suspension

B) Schritt 1: CO<sub>2</sub> -Begasung der Flüssigphase (destilliertes Wasser / Leitungswasser / Seewasser)

Schritt 2: Feststoffzugabe (reines CaO / frische Filterasche / Seesediment)

## 4.2 Versuche mit Eisenhydroxidschlämmen

Die Versuche mit Sedimenten aus dem Tagebaurestsee Spreetal-Nordost wurden sowohl mit destilliertem als auch mit Seewasser durchgeführt. Das Wasser des Restsees Spreetal-Nordost, ist auf Grund der Einleitungen von gereinigtem Grubenwasser und alkalischem Eisenhydroxidwasser (Eisenhydroxidschlamm) durch niedrige Eisenkonzentrationen ( $Fe_{ges}$ : 2,3 mg/L;  $Fe(II)$ : 0,29 mg/L) gekennzeichnet. Der pH-Wert schwankt zwischen 3,5 und 6,5, wobei im Hypolimnion die Werte relativ konstant sind ( $pH \approx 4$ ). Die wichtigsten Hauptionen sind Calcium (334 mg/L), Magnesium (68 mg/L), Natrium (17 mg/L), Kalium (8,2 mg/L), Mangan (7,1 mg/L), Sulfat (1147 mg/L) und Chlorid (21 mg/L).

Es wurden verschiedene Versuchsanordnungen verwendet, da sich in Vorversuchen gezeigt hat, dass die Reduktion von dreiwertigem Eisen mit  $Fe^0$  bevorzugt im sauren Bereich abläuft. Es erfolgte im Großteil der bisher durchgeführten Versuche die Begasung mit Kohlenstoffdioxid vor Zugabe des Reduktionsmittels. Bei Einsatz von Seewasser konnten die pH-Werte von etwa 4 auf 6,5 angehoben werden, ebenso stieg in allen Experimenten die Säurepufferkapazität gegen-

über der Ausgangslösung (Tabelle 4). In den Versuchen, die nur überschüssiges Calcium aus den abgelagerten Schlämmen der Grubenwasserreinigungsanlage als Kation verwendet, sind die erreichten Säurepufferkapazitäten etwas geringer als in den Experimenten mit Reduzierung des dreiwertigen Eisens.

Die Konzentration an gelöstem anorganischem Kohlenstoff in den Versuchslösungen konnte mindestens verdoppelt werden. Die in den Eisenhydroxidschlämmen in relativ hohen Konzentrationen enthaltenen Spurenelemente Cobalt, Nickel, Zink, Arsen und Strontium, wurden vor und während der Versuche bestimmt. Für Nickel und Arsen konnte eine Reduzierung der Konzentrationen erreicht werden. Insbesondere für Nickel ist dies vermutlich auf die Erhöhung des pH-Wertes zurückzuführen. Ein eindeutiger Trend in den Konzentrationsänderungen des Elementes Zink konnte bisher nicht ermittelt werden, es wurden sowohl höhere als geringere Gehalte nach den Versuchen mit Seewasser analysiert.

## 5 Ausblick

Die Verwendung des Reststoffes  $CO_2$  bei der Behandlung von sauren Grubenwässern in Bergbaufolgelandschaften ist sowohl im Hinblick auf die Wasserbehandlung als auch auf die  $CO_2$ -Sequestrierung von besonderem Interesse. Die  $CO_2$ -Sequestrierung erfolgt in zwei Schritten, durch die Speicherung in der Wasserphase und durch die Speicherung in der Feststoffphase, wobei allerdings die Speicherung in der Wasserphase überwiegend temporär ist. Die Verwendung von gasförmigen  $CO_2$  in Verbindung mit industriellen Abfallprodukten kann somit eine nachhaltige Methode zur  $CO_2$ -Sequestrierung und zur Behandlung von sauren Grubenwässern sein.

## 6 Danksagung

Die dargestellten Arbeiten wurden im Rahmen der Projekte CDEAL und COSAGS erarbeitet. Untersuchungen zum Reaktionsverhalten der Flugaschen wurden im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes CDEAL – „Carbon Dioxide Elimination by using Acid Mine Lakes and Calcium Oxide Suspensions“ durchgeführt. Weiterer Projektpartner ist das Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.. Weiterhin bedanken uns bei dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, welches das Projekt COSAGS – „Reduzierung von  $CO_2$ -Emissionen und die Behandlung von sauren Grubenwässern in Sachsen“ und

**Tab. 4: Darstellung der Ks-Werte vor und nach den Batchversuchen mit Eisenhydroxidschlamm (Angaben in Klammern – Mittelwerte).**

Lösung	Typ	Ks vor [mmol/L]	Ks nach [mmol/L]
Destilliertes Wasser	1	(0,05)	2,07-5,51 (3,88)
Destilliertes Wasser	2	(0,33)	(0,94)
Destilliertes Wasser	3	0,05-1,45 (0,85)	2,63-7,26 (4,77)
Destilliertes Wasser	4	(0,85)	(2,49)
Seewasser	1	$\leq 0,01$	1-7,39 (5,22)
Seewasser	2	-	(0,93)
Seewasser	3	$\leq 0,02$	0,78-7,14 (3,99)
Seewasser	4	$\leq 0,01$	0,14-0,99 (0,56)

Typen: 1: a) Begasung der Lösung, b) Reduktion und c) Zugabe Sediment  
 2: a) Zugabe Sediment, b) Reduktion und c) Begasung der Suspension  
 3: a) Zugabe Sediment, b) Begasung der Suspension und c) Reduktion  
 4: a) Begasung der Suspension (ohne Reduktion)

somit die Untersuchung der Eisenhydroxidschlämme ermöglichte. Beide Projekte fanden inhaltliche Unterstützung von der LMBV mbH, der hier ebenfalls gedankt sei.

## 7 Literatur

- Hower JC, Rathbone RF, Robertson JD, Peterson G, Trimble AS (1999): Petrology, mineralogy, and chemistry of magnetically-separated sized fly ash. - *Fuel* **78** (2): 197-203.
- Koukouzas NK, Zeng R, Perdikatsis V, Xu W, Kakaras EK (2006): Mineralogy and geochemistry of Greek and Chinese coal fly ash. - *Fuel* **85** (16): 2301-2309.
- Kuyucak N, Lindvall M, Rufo Serrano JA, Oliva AF (1999): Implementation of a High Density Sludge "HDS" Treatment Process at the Boliden Apirsa Mine Site. - Sevilla: International Mine Water Association, 473-479 p.
- Luckner L (2006): Lausitz: Sanierung des Wasserhaushalts, Sanierung einer Bergbaufolgelandschaft: Teil 2: Das Problem mit der Wasserqualität. Die Neutralisation der sauren Restseen. - *wwt* **4** 10-16.
- Merkel B, Sperling B (1998): DVWK-Schriften: Hydrogeochemische Stoffsysteme Teil II. In: DVWK: DVWK-Schriften. - **117** Bonn: Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, 397 p.
- Perez-Lopez R, Nieto JM, de Almodovar GR (2007): Utilization of fly ash to improve the quality of the acid mine drainage generated by oxidation of a sulphide-rich mining. - *Chemosphere* **67** (8): 1637-1646.
- Prashanth JP, Sivapullaiah PV, Sridharan A (2001): Pozzolanic fly ash as a hydraulic barrier in land fills. - *Engineering Geology* **60** (1-4): 245-252.
- Querol X, Umana JC, Alastuey A, Ayora C, Lopez-Soler A, Plana F (2001): Extraction of soluble major and trace elements from fly ash in open and closed leaching systems. - *Fuel* **80** (6): 801-813.
- SENES (1994): Acid Mine Drainage - Status of chemical treatment and sludge management practices. - SENES Consultants Limited, p. 179.
- Singh DN, Kolay PK (2002): Simulation of ash-water interaction and its influence on ash characteristics. - *Progress in Energy and Combustion Science* **28** (3): 267-299.
- Stenari BM, Schelander S, Lindqvist O (1999): Chemical and leaching characteristics of ash from combustion of coal, peat and wood in a 12MW CFB - a comparative study. - *Fuel* **78** (2): 249-258.
- Vassilev SV, Vassileva CG (1996): Mineralogy of combustion wastes from coal-fired power stations. - *Fuel Processing Technology* **47** (3): 261-280.
- Vassilev SV, Vassileva CG, Karayigit AI, Bulut Y, Alastuey A, Querol X (2005): Phase-mineral and chemical composition of composite samples from feed coals, bottom ashes and fly ashes at the Soma. - *International Journal of Coal Geology* **61** (1): 35-63.
- Yudovich YE, Ketris MP (2005): Arsenic in coal: a review. - *International Journal of Coal Geology* **61** (3): 141-196.
- Zeien H (1995): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. - *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen* **17** 284 pp.

