

# Reinigung belasteter Haldensickerwässer durch In-situ-Eisenhydroxidfällung – Ergebnisse eines Langzeitversuchs unter Realbedingungen

Werner Klemm, Annia Greif

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie, Brennhausgasse 14, 09599 Freiberg, [wklemm@mineral.tu-freiberg.de](mailto:wklemm@mineral.tu-freiberg.de)

In einem Langzeitversuch werden die Möglichkeiten zur Reinigung von As- und schwermetallbelasteten Haldensickerwässern durch Hydroxidfällung unter Nutzung der wassereigenen Fe- und Al-Gehalte unter realen Bedingungen im gefluteten Grubenraum der Zinnerzgrube Ehrenfriedersdorf getestet. Die Ergebnisse bestätigen die Laborexperimente, die die Konzentration von Fe und Al sowie deren Verhältnis zu den Belastungselementen, den F<sup>-</sup>-Gehalt, den pH-Wert und dessen Pufferung im betreffenden Wasser als die entscheidenden Faktoren für die Wirksamkeit des Reinigungsprozesses nachweisen. Das Verfahrensprinzip ist für den Dauerbetrieb geeignet.

In a long time experiment the possibilities for cleaning of arsenic and heavy metal loaded tailing waters by hydroxide precipitation using of the water-own iron and aluminium contents under real conditions in the flooded pit area of the tin ore pit Ehrenfriedersdorf were tested. The results confirm laboratory experiments, which recognized the concentration of iron and aluminium as well as their relationship to the environmental critical elements, to the fluoride content, to the pH value and its buffering in the water as the crucial factors for the effectiveness of the purification process. The principle of the procedure is suitable for permanent cleaning process.

## 1 Einleitung

Erzgruben und ihre Aufbereitungsanlagen bilden noch lange nach ihrer Stilllegung permanente Emissionsquellen. Abhängig vom Erztyp werden langzeitig Arsen und Schwermetalle vorwiegend über den Wasserpfad in die Umwelt eingetragen. Häufig variieren deren Konzentrationen zwar nicht im akut toxischen Bereich, sie überschreiten aber die erlaubten Einleitwerte deutlich und belasten so dauerhaft die Gewässer. Technische Wasserreinigungsanlagen erreichen dann bei sehr hohen Kosten nur noch einen geringen Wirkungsfaktor. Weltweit wird für diese Fälle zu passiven Reinigungsmethoden auf der Basis von geochemischen Barrierereaktionen übergegangen. Werden dabei reaktive Substanzen in das Barrieresystem eingebracht, ist dieses bei hohem Wasseranfall nicht langzeitbeständig und erfordert Wartungsarbeiten.

Untersuchungen von Sedimenten und Sintern in der Freiberger Grube haben gezeigt, dass lediglich Eisen- und Aluminiumpräzipitate mengenmäßig eine entscheidende systeminterne Rückhaltwirkung für As, Cd, Co, Cu, Cr, Ni, Mn, Pb, (U), Zn ausüben (Beuge et al. 2002). Beide Elemente sind in den Gruben- und Haldenwässern oft in höheren Konzentrationen (x – xx mg/L)

enthalten und können unter geeigneten Bedingungen als Barrierelemente genutzt werden.

Die Möglichkeiten zur Rückhaltung von Schadelementen durch die gezielte Schaffung optimaler Bildungs- und Sedimentationsbedingungen für Eisen- und Aluminiumhydroxid unter Nutzung der wassereigenen Fe- und Al-Gehalte im gefluteten Grubenraum wurden bisher unter realen Bedingungen kaum untersucht, so dass eine Abschätzung der Wirksamkeit dieser Barrierevariante nur auf der Basis von Modellbetrachtungen möglich war.

## 2 Das Pilotobjekt

Der Langzeitversuch „Verbringung von Haldensickerwässern in das Revier Sauberg/Ostfeld der Zinnerz Ehrenfriedersdorf GmbH“ hatte die zentrale Aufgabe, die im Labormaßstab in zahlreichen Arbeiten nachgewiesene Abreicherung von Arsen und verschiedenen Schwermetallen aus Lösungen durch Fällung von Eisen- und Aluminiumhydroxid zur Reinigung von Haldensickerwässern unter realen Bedingungen einer gefluteten Grube zu testen. Gleichzeitig war zu prüfen werden, inwieweit durch diese Maßnahme noch eine weitere Verbesserung der Grubenwasserqualität erreicht werden kann. Besonderer Wert wurde dabei auf den möglichst wartungsfreien

**Tab. 1: Mittlere Zusammensetzung der Wässer aus dem Bereich der Grube Ehrenfriedersdorf, Angabe der Konzentrationen in mg/L.**

Probe (Datum)	T <sub>Wasser</sub> [°C]	pH	el. Leitf. [μS/cm]	Eh [mV]	O <sub>2</sub>	Schweb
28 (24.09./19.11.01)	11,5/5,7	6,35/6,44	1340/1131	232/328	7,7/12	17,3/28,7
30 (10.09./24.09.01)	9,2/11,6	6,03/6,08	1772/1795	255/237	6,1/5,5	17,5/1,0
33 (19.11.01)	10	4,07	927	299	2,99	1,98
SBÜ (2. Sohle) (10.09./24.09.01)	11,5/11,8	6,29/6,35	700/701	304/323	2,9	0,7/ 2,9
W (3. Sohle) (19.11.01)	10	6,98	927	299	2,99	1,9

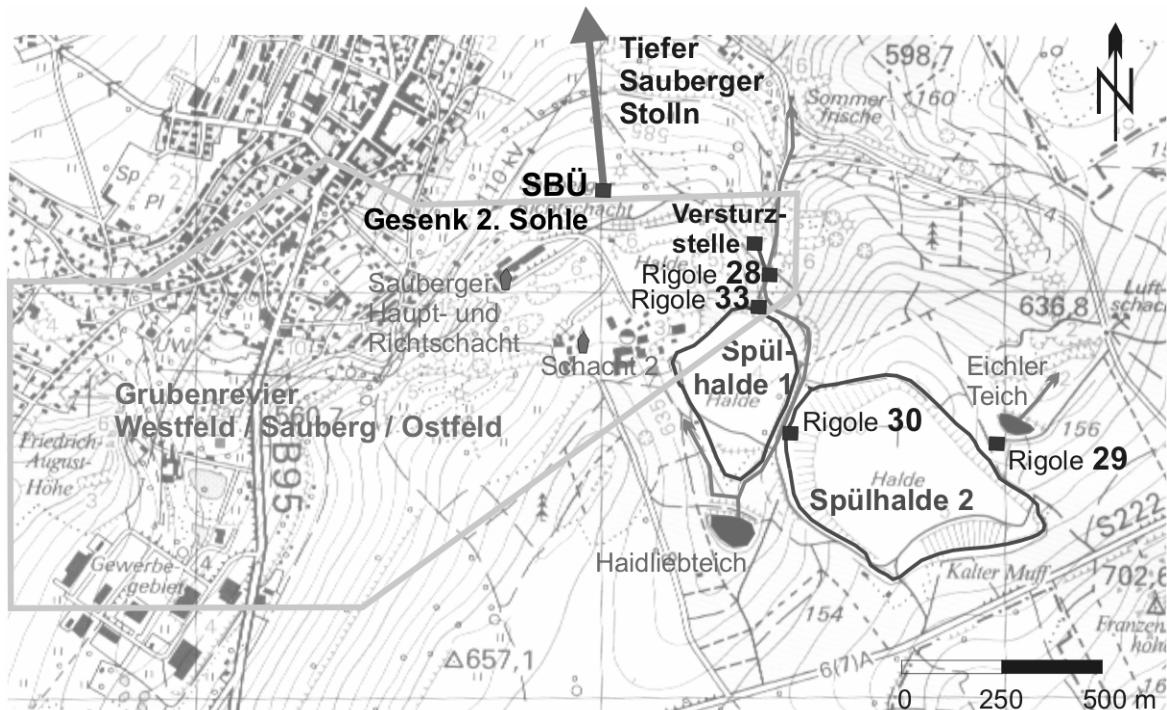
**Fortsetzung Tab. 1**

Probe (Datum)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Na	K	Ca	Mg
28 (24.09.01)	20	33,8	5,23	749	20,9	20,7	15,1	178	46
30 (10.09.01)	41,5	10,9	7,86	1100	6,76	18,8	22	252	24,6
33 (19.11.01)	147	25,7	10,6	299	nn	20,8	9,25	123	23,1
SBÜ (10.09.01)	38	24,9	4,2	266	7,35	14,5	5,1	84,5	19,3
W (19.11.01)	147	25,7	10,6	299	nn	20,8	9,25	123	23

Ablauf dieser Vorgänge unter Nutzung der am Objekt gegebenen Möglichkeiten einer gezielten Einflussnahme ohne Chemikalienzusätze gelegt.

Das für den Pilotversuch gewählte Objekt, die Zinnerzgrube Ehrenfriedersdorf, bot sowohl durch die Wasserzusammensetzung (Tab. 1) als auch von den Objektbedingungen (HÖSEL 1994) für das Vorhaben besonders günstige Voraussetzungen. Abb. 1 informiert über die übertägige Situation und die Lage der Mess- und Einleitstellen.

Nach Einstellung des Bergbaubetriebes 1990 wurde das Grubengebäude durch den Bau von drei Wasserdämmen in die Revierbereiche Sauberg/ Westfeld, Nordwest-Feld und Röhrenbohrer getrennt. Für den Pilotversuch wurde der zentrale Teil Sauberg/Westfeld mit einem wasserfüllten Hohlräum von ca. 1,5 Mio. m<sup>3</sup>, der durch den Tiefen Sauberger Stolln entwässert wird, genutzt. Wie aus Abb. 2 zu ersehen ist, war ursprünglich die Einleitung der konditionierten Sickerwässer direkt über eine Bohrung in einen

**Abb. 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet und die Lage der Messstellen.**

großen Abbauhohlraum auf der 3. Sohle vorgesehen (Variante 1). Aus Kostengründen war diese Bohrung nicht zu realisieren, weshalb Variante 2 genutzt wurde.

Das gefasste Sickerwasser der Spülhalden 1 und 2 wurde am Einleitpunkt (28) über eine Bruchzone verstürzt und sollte sich dabei über die vier auf der 2. und 3. Sohle verlaufenden Stollen (Reichzechner, Prinzler, Leimgrübner, Einigkeiter) verteilen. Das Wasser wird auf der 2. Sohle spätestens nach ca. 20 – 40 m in dem in Fließrichtung gelegenen Bruchgebiet (ca. 100 m breit) auf das anstehende Grubenwasser aufschlagen. Eine Entlastung kann nur über die 3. Sohle erfolgen. Der annähernd zentral in Süd-Nord-Richtung verlaufende Tiefe Sauberger Stolln nimmt das von Osten zuströmende, mit dem verstürzten Haldensickerwasser vermischt Wasser aus dem Revierteil Sauberg und das von Westen aus dem Revierteil Westfeld zuströmende Wasser auf. Die Entlastung des Systems kann nur durch den Aufstieg des Wassers von der 3. Sohle zum Überlauf über das alte Gesenk erfolgen. Insgesamt wird durch diese Wegführung ein Sedimentationsweg von mindestens 400 m erreicht.

### 3 Voruntersuchungen

Thermodynamische Modellierungen und Adsorptionsexperimente in reinen Modelllösungen unter Laborbedingungen zeigen für eine Reihe von Elementen deren Fixierung an Fe- und Al-Hydroxid über weite pH-Bereiche auf, die jedoch

unter Realbedingungen nicht in vollem Umfang erreicht werden.

In vergleichenden Laboruntersuchungen wurde deshalb das Ausfällungs- und Abreicherungsverhalten für zahlreiche Elemente an Wasserproben (original und dotiert durch Erhöhung der Konzentration um 1 mg/L) verschiedener Zusammensetzung aus verschiedenen Lagerstättenprovinzen untersucht. Abb. 3 zeigt die zeitliche Änderung der Elementkonzentrationen in gelöster Form ( $< 0,45 \mu\text{m}$ ) für das einzuleitende Sickerwasser im Laborversuch. Während Fe und As aus der gelösten Phase deutlich abgereichert werden, verbleiben die weiteren Elemente nahezu vollständig in Lösung.

Die in 144 h Standzeit maximal erreichbare Elementsorption am ausflockenden Eisenhydroxid in Abhängigkeit vom pH-Wert der Probe zeigt Tab. 2. Der pH-Wert der drei untersuchten Originalproben variierte zwischen 6,2 und 6,6.

Neben der sehr guten As- und Fe-Abreicherung ( $>97\%$ ) zeigen die Standversuche unter den natürlichen pH-Bedingungen, dass bei den Problemelementen Al, Ni, Cd und Zn sowie auch bei Co und Mn im Realfall im Widerspruch zu den Literaturdaten nur mit einer minimalen Abreicherung ( $<10\%$ ) zu rechnen ist. Das Fe/As Verhältnis für das Gesamtsickerwasser (28) variiert um 10. Eine pH-Wert-Anhebung auf 7,5 wirkt sich positiv auf das Abreicherungsverhalten der Elemente Al (97 %), dessen Sorption bei pH 6,6 bereits deutlich ansteigt, und Zn aus. Letzteres erreicht erst bei pH 7,5 eine Sorption von 51 %.

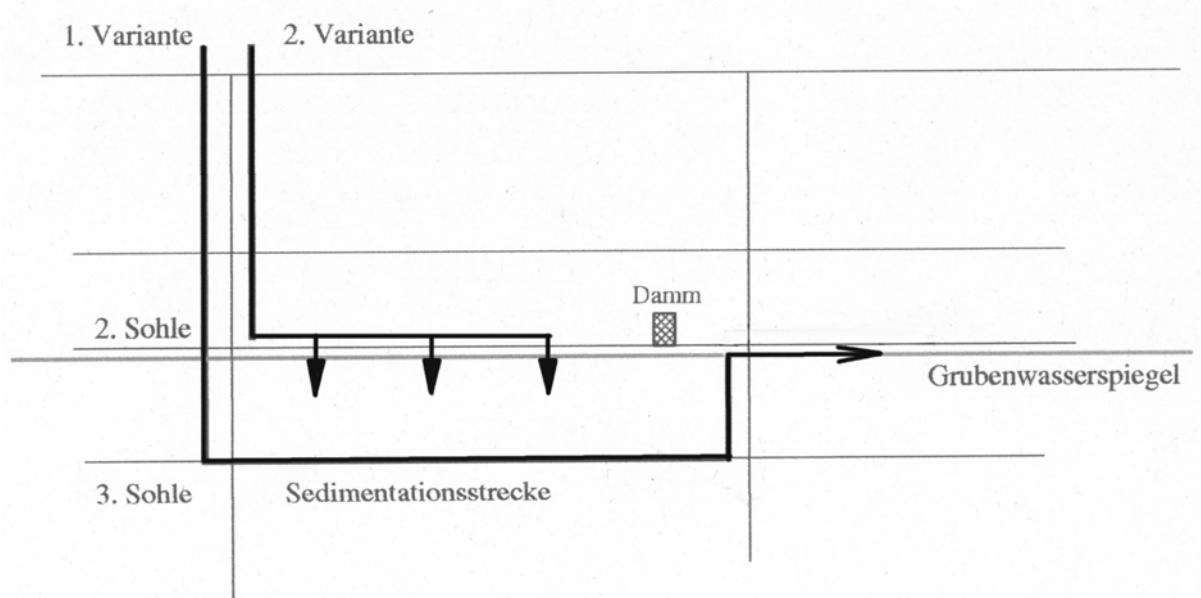


Abb. 2: Versuchskonzepte für den Versturz von Haldensickerwässern in den gefluteten Grubenraum.

Für Cd (4 %), Co (15 %), Mn (7 %) und Ni (21 %) bleibt der Effekt in der undotierten Probe unzureichend.

Wird die Unterschreitung des für Abwässer gültigen behördlichen Einleitgrenzwertes von 100 µg/L für die gelösten As-Spezies (filtriert <0,45 µm) als Kriterium für die Bewertung der zur Sedimentation notwendigen Verweilzeit im Flutungsbereich der Grube angenommen, reichen für die Sickerwässer an den Messstellen 28 und 29 bereits 48 Stunden für die gewünschte Verringerung der As-Konzentration.

Die Kenntnis der Dichte, der Partikeldurchmesser und der Strömungsgeschwindigkeit sind Voraussetzungen für die Ableitung der Länge der erforderlichen Sedimentationsstrecke und für die nötige Verweilzeit des Wassers in der Grube. Die Dichte der sich bildenden, wasserhaltigen Eisenhydroxidpartikel wurde an resuspendiertem Material mit 3,4 g/cm<sup>3</sup> bestimmt. Sie entspricht auffällig gut der für den industriellen Rotschlamm aus der Aluminiumproduktion mit anderer Methode ermittelten Dichte von 3,46 g/cm<sup>3</sup>.

Die Ermittlung der Partikeldurchmesser erwies sich als besonders problematisch. Auf dem Gerätemarkt stand kein Gerät zur Verfügung, das sowohl unter Vor-Ort-Bedingungen in der Grube und als auch bei den geringen Partikelkonzentra-

tionen (ca. 2 - 4 mg/L) Partikeldurchmesser <10 µm differenziert erfassen konnte. Die Eigenschaft der Eisenhydroxidpartikel, bei längeren Standzeiten zu größeren Partikeln zu agglomerieren bzw. bei Verwirbelung kleinere Partikel zu bilden, behinderte die detaillierte Erfassung insbesondere der Anteile <10 µm an den Proben. Versuche mit resuspendiertem Material weisen in Abhängigkeit von der Art und Intensität der Behandlung varierende Anteile <10 µm im Bereich von <1 bis <75 % auf (KÖCKRITZ et al 1995, 1996).

Die maximal zu verstürzende Sickerwassermenge wurde mit 10 m<sup>3</sup>/h angesetzt (8 m<sup>3</sup>/h betrug die erste behördliche Genehmigung). Unter Berücksichtigung der im Mittel insgesamt anfallenden Grubenwässer von 100 m<sup>3</sup>/h ergibt sich für die ableitenden Stollen eine mittlere Strömungsgeschwindigkeit von  $v = 1,22 \text{ mm/sec}$ .

Unter Voraussetzung dieser Strömungsgeschwindigkeit zeigten Berechnungen der Partikelbahnen, dass Teilchen >5 µm nach <100 m über die gesamte Stollenhöhe von 2,5 m abgesunken sind. Bei einem realen Sedimentationsweg von mindestens 400 m sind die Voraussetzungen für die Sedimentation gegeben. Bei annähernd konstanten Strömungsverhältnissen kann erwartet werden, dass die Teilchen nach Erreichen der Stollensohle dort verbleiben, die

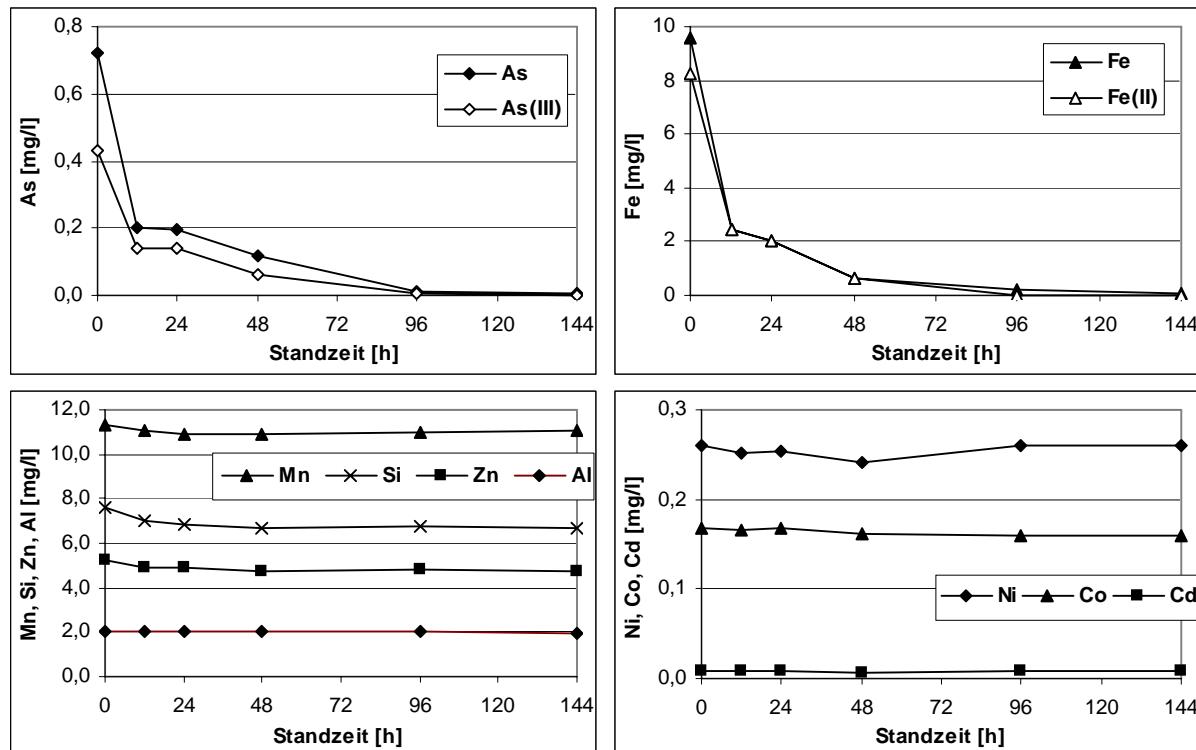


Abb. 3: Zeitliche Entwicklung der Elementkonzentrationen (<0,45 µm filtriert) für das Sickerwasser am Punkt 28 im 144-h-Labor-Standversuch, Ausgangs-pH-Wert 6,6.

**Tab. 2: Maximale Elementsorption nach 144-h-Standversuch mit dem Gesamtsickerwasser (original und dotiert) der Spülhalden (28) in Abhängigkeit vom pH-Wert, Angaben in % Adsorption.**

	pH 6,2 original	pH 6,2 dotiert	pH 6,4 original	pH 6,4 dotiert	pH 6,6 original	pH 6,6 dotiert	pH 7,5 verändert	pH 7,5 dotiert
<b>Al</b>	0	0	3	0	28	38	<b>97</b>	<b>98</b>
<b>As</b>	<b>99</b>	<b>98</b>	<b>97</b>	<b>99</b>	<b>99</b>	<b>99</b>	<b>96</b>	<b>94</b>
<b>Cd</b>	6,7	-*	0,0	16	16	5,8	4,0	32
<b>Co</b>	0,0	5,0	0,0	0,0	4,2	0,0	15	20
<b>Cr</b>	-	-	-	-	-	<b>&gt;99</b>	-	-
<b>Cu</b>	-	33	-	73	-	<b>76</b>	-	<b>99</b>
<b>Fe</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>99</b>	<b>100</b>	<b>&gt;99,9</b>	<b>&gt;99,9</b>
<b>Mn</b>	9,3	13	7,5	6,5	3,5	4,4	4,7	5,4
<b>Ni</b>	0	0	8,0	8,0	7,7	1,9	21	25
<b>Pb</b>	-	<b>95</b>	-	<b>&gt;95</b>	-	<b>&gt;95</b>	-	<b>&gt;95</b>
<b>Si</b>	6,6	6,7	9,8	9,4	12	8,8	38	45
<b>Zn</b>	6,1	4,4	9,7	7,5	9,3	8,6	51	56

\* - Ausgangskonzentration ist bereits kleiner als die analytische Nachweisgrenze

Teilchen weiter vergrößert und nicht wieder aufgewirbelt werden. Für Teilchen <5 µm wird die Wahrscheinlichkeit einer Sedimentation mit abnehmendem Durchmesser zunehmend geringer. Sie werden kaum sedimentieren.

#### 4 Langzeitentwicklung der Qualität der Haldensicker- und Grubenwässer

Erst die langzeitige analytische Erfassung des Chemismus und der Arsen- und Schwermetallkonzentration über 12 Jahre lässt neben speziellen Variationen an einzelnen Probenahmestellen generelle Tendenzen für die Entwicklung der Haldensicker- und Grubenwässer erkennen, die bei der Planung von Maßnahmen zu berücksichtigen sind. Für beide Spülhalden ist davon auszugehen, dass auch bei aufwendiger Sicherung dauerhaft Sickerwasseraustritte erfolgen werden. Die Austrittsmenge kann durch geeignete Maßnahmen noch reduziert werden und wird dann <5 m<sup>3</sup>/h (geschätzt) betragen.

Die Konzentrationen der Elemente As, Al, Cd, Co, Mn, Ni, Zn weisen in den letzten Jahren keine bzw. nur noch eine sehr geringe Abnahme auf, so dass die bestehenden Verhältnisse nur über sehr lange Zeiträume (Jahrzehnte) noch eine Verbesserung erfahren werden. Mit hoher Wahrscheinlichkeit werden die Einleitgrenzwerte für einige Elemente nicht kurzfristig erreicht werden.

Geotechnische Maßnahmen an den Halden, wie sie an den Rigolen 33 und 30 ausgeführt wurden,

können das Ausströmvorhalten der Haldensickerwässer und damit verbunden auch die Milieuparameter deutlich beeinflussen. Im ungünstigen Fall verschlechtert sich die Belastungssituation (KLEMM & KRELLMANN 2002).

Das ausfließende Grubenwasser zeigt die typische Entwicklung nach Beendigung der Flutung einer Grube. Mit Abschluss der Flutung setzt bei annähernd konstantem pH-Wert ein deutlicher Anstieg der Elementkonzentrationen ein. Nach Erreichen eines Maximum beginnt eine leichte, kontinuierliche Verringerung der Konzentration einer größeren Zahl von Elementen (Ca, Mg, Al, Cd, Co, Mn, Ni, Zn), die sich mit fortschreitender Zeit aber zunehmend verlangsamt. Die Konzentrationszunahme der redoxsensiblen Elemente Fe und As erfährt mit Absenkung der Oxidationsfront innerhalb der Grube eine deutliche Veränderung. Innerhalb kurzer Zeit (Monate) geht die ursprünglich dominierende Form Fe (II) in Fe(III) über, hydrolysiert und sedimentiert noch innerhalb der Grube. Die Fe-Konzentration im ausfließenden Wasser nimmt drastisch ab. As wird zu As(V) oxidiert und an das Eisenhydroxid gebunden. Nur noch geringe Anteile werden mit dem ausfließenden Wasser partikulär gebunden ausgetragen.

Die vorliegenden Ergebnisse über 10 Jahre zeigen noch keine eindeutigen Änderungen für den bisher stabilen Prozess und lassen eine langzeitige Rückhaltung von As und Fe in der Grube erwarten, so dass auch die angestrebte Dauerlösung für die Reinigung von Haldensickerwässern auf diesem Vorgang aufbauen kann.

## 5 Verlauf Pilotversuch

Die Sickerwässer der Hauptrigole 30 der Spülhalde 2 und der Hauptrigole 33 der Spülhalde 1 werden mit diffus zusitzendem Oberflächenwasser (aus dem Einzugsgebiet des Haidliebteiches) in einem Ablaufgraben gefasst. Zusammen bilden sie das am Messpunkt 28 für den Versuch eingesetzte Sickerwasser, das am Einleitpunkt im Bereich des Prinzler/Leimgrübner Gangzuges in die Bruchzone verstürzt wird (Abb. 1).

Die hohe Konzentration an Fe(II) in den aus den Spülhalden austretenden Haldensickerwässern erforderte für die Ausflockung von Eisenoxidhydrat zunächst geeignete Bedingungen für dessen Oxidation zu Fe(III). Die Wässer weisen dafür bereits bei Austritt aus dem Haldenfuß einen deutlichen Gehalt an Sauerstoff auf, der sich in dem Ablaufgraben begünstigt durch den Einbau von drei Wehren recht schnell dem Sättigungswert nähert. Die Schwankungen des pH-Wertes im Ablauf des Sickerwassers (Messstelle 28) variierten vorwiegend zwischen 6,8 und 6,0, so dass die Voraussetzungen für den freiwilligen Ablauf der Ausflockung von Eisenhydroxid und der Arsenabreicherung gegeben waren.

Der Pilotversuch wurde am 6. Dezember 2002 mit der Umleitung des gefassten Haldensickerwassers am Messpunkt 28 in den Bereich des Versturzpunktes mit einer Versturzmenge von 21 m<sup>3</sup>/h gestartet. Das Grubensystem zeigte nach 4 Stunden eine beginnende hydraulische und nach Tagen eine stoffliche Reaktion am Überlauf.

Der Versuch wurde sowohl am Versturzpunkt (28) als auch am Überlaufpunkt Gesenk 2. Sohle (SBÜ) messtechnisch (Wassermengen) und analytisch verfolgt (Abb. 4).



Abb. 4: Versturzpunkt (28) der Haldensickerwässer in den Bereich der Bruchzone (Prinzler/Leimgrübner Gangzug) (links)

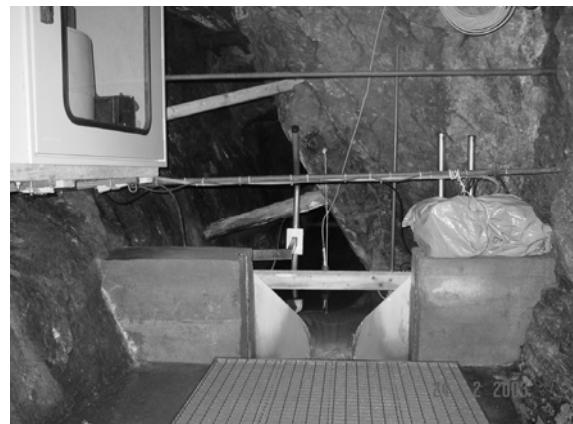
Abb. 5 zeigt den Verlauf von ausgewählten Elementkonzentrationen am Einleitpunkt 28 sowie am Überlauf SBÜ.

Die Ergebnisse belegen, dass der dem Konzept dieses Pilotversuches zugrunde liegende Prozess "Oxidation des Fe(II) und Ausfällung des Eisenhydroxids verbunden mit der Abreicherung von Arsen" im Flutungswasser der Grube auch bei Einleitung von Haldensickerwasser abläuft (KLEMM & GREIF 2006).

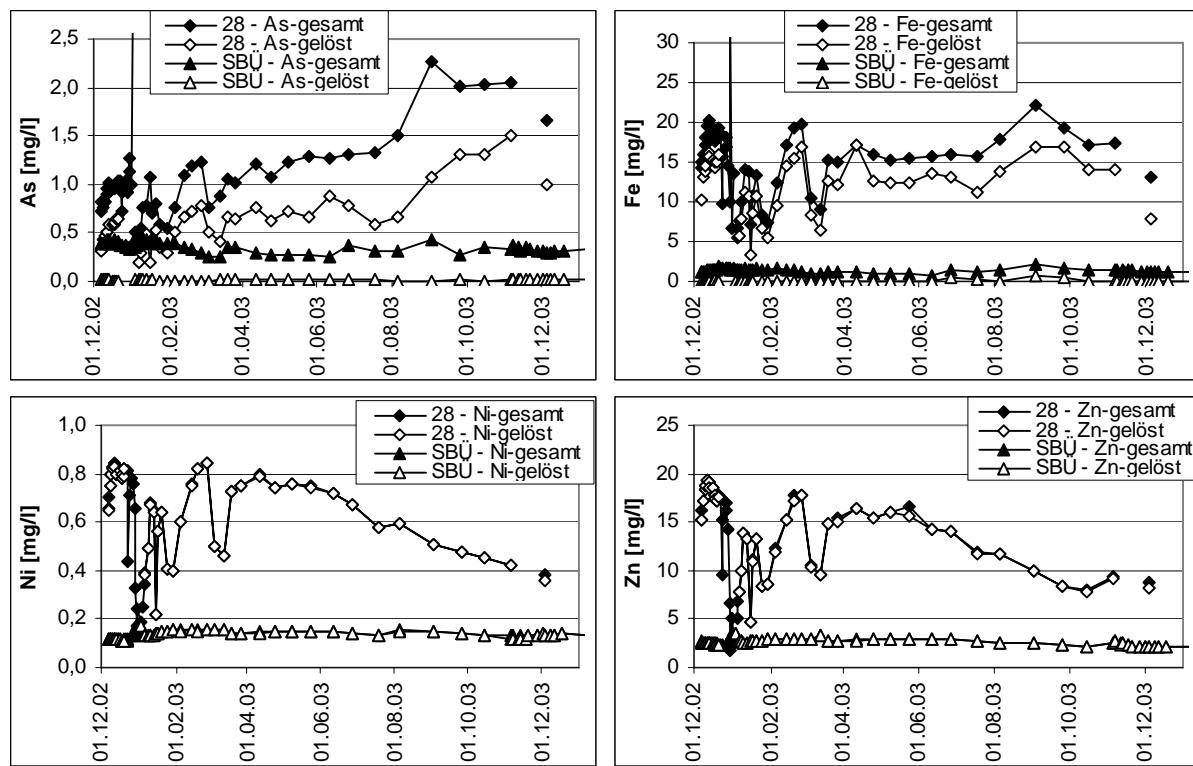
Das Haldensickerwasser enthielt am Versturzpunkt vorwiegend Fe(II) (5 – 15 mg/L) und As(III) (0,1 – 1 mg/L) sowie geringe Mengen an partikulärem Eisenhydroxid. Das aus der Grube ausfließende Wasser enthielt am Überlauf Gesenk 2. Sohle (SBÜ) in gelöster Form nur noch Konzentrationen von Fe(II) <50 µg/L und von As(III) 0,001 – 0,007 mg/L. Die im Mittel gemessene Gesamt-Fe-Konzentration von 1,5 mg/L trat ebenso wie das Arsen fast ausschließlich in partikulärer Form auf. Lediglich ca. 10 µg/L beträgt die Konzentration des noch gelösten Arsen im ausfließenden Wasser. Die Partikelgrößen der noch suspendierten Eisenhydroxidpartikel dürften vorwiegend im Bereich <5 µm variieren. Die Konstanz der Verhältnisse am Überlauf lässt vermuten, dass eine Abscheidung der noch verbliebenen partikulären Reste ohne Hilfsmittel (z.B. Flockungsmittel) in der Grube nicht möglich ist.

Mit dem Verfahren wird das im Haldensickerwasser enthaltene Arsen praktisch vollständig zurückgehalten.

Eine weitere Intensivierung der Abscheidung von Eisenhydroxid im Grubenwasser selbst wird durch die zusätzliche Einleitung von Haldensickerwasser nicht erreicht.



Überlauf der Grubenwässer am Gesenk 2. Sohle (SBÜ) (rechts)



**Abb. 5:** Zeitliche Entwicklung der As-, Fe-, Ni- und Zn-Konzentrationen am Versturzpunkt (28) und am Gesenk 2. Sohle (SBÜ).

Die Ausflockung von Aluminiumhydroxid bei Einleitung von Haldensickerwasser in dem Ausmaß, wie sie für Eisenhydroxid nachgewiesen wurde, kann nicht festgestellt werden. Die Aluminiumkonzentration am Überlauf (2 – 6 mg/L) ist zwar etwas geringer als im verstürzten Sickerwasser (4 – 16 mg/L) lässt sich jedoch wegen des hohen Fluoridgehaltes (2 – 17 mg/L) und der damit verbundenen zumindest teilweisen Komplexierung nicht als intensiver Ausfällungs- sondern als Verdünnungsvorgang erklären. Folgerichtig tritt auch keine Verringerung der Konzentrationen von Cd, Co, Ni, Zn, Mn ein, was den Erkenntnissen aus den Laborversuchen voll entspricht.

## 6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Der Langzeitversuch belegt die Funktionsfähigkeit des Verfahrenskonzeptes. Die Effektivität des Elementrückhaltes in der Grube durch Bindung und Sedimentation an Eisen- und Aluminiumhydroxid ist stark von der chemischen Zusammensetzung des Wassers abhängig, wobei der pH-Wert, seine Pufferung, der Gehalt an Fe und Al sowie der Gehalt an Fluorid die ausschlaggebenden Faktoren bilden.

Die Einleitung von sauerstoffgesättigtem Haldensickerwasser in die geflutete Grube im mittleren Verhältnis zum ausfließenden Grubenwasser von 1:10 bewirkt auch über lange Zeiträume keine Verschlechterung der Qualität im abfließenden Grubenwasser. Der gleichbleibend niedrige O<sub>2</sub>-Gehalt weist auf das hohe Sauerstoffzehrungspotential der Grube hin. Wie die sehr geringen Fe(II)- und As(III)-Gehalte im ausfließenden Wasser zeigen, werden Eisen und Arsen trotzdem praktisch vollständig oxidiert und in die partikuläre Form überführt.

Eine weitere Möglichkeit zur Reduzierung des Austrags von partikulär gebundenen Belastungen bietet die Einrichtung von Beruhigungs- und Sedimentationsbereichen im Ablauf des Grubenwassers. Die gezielte aktive Behandlung von Wasser ausgewählter Grubenbereiche durch Eintrag von Luft und Bereitstellung von ausreichenden Absatzflächen ermöglicht ebenfalls den Rückhalt von Elementen im Grubenbereich.

Die notwendige weitere Verringerung des Austrags von umweltproblematischen Elementen in die Vorflut „Wilisch“ erfordert wegen der nachgewiesenen Beziehung zwischen Fracht und Wassermenge die Minimierung des Wassereintrags in die Grube. Bezüglich des Sickerwasseranteils sollte die zu verstürzende Menge auf we-

nige Kubikmeter pro Stunde ( $<5 \text{ m}^3/\text{h}$ ) verringert werden, wodurch zusätzlich die Ausflockung verbessert würde. Die Verringerung kann durch die Fassung der Haldensickerwässer und deren gegen den Einlauf von zusätzlichem Niederschlagswasser geschützte Ableitung erreicht werden.

Das diesem Artikel zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 02WT0106 gefördert.

## 7 Literatur

BEUGE, P., KLEMM, W., DEGNER, T., SCHEEL, M., BAACKE, D., CALMANO, W., ZOUNIS, T., MICHEL AREVALO DE, A.M., KNÖCHEL, A. & CICHON, M. (2001): Entwicklung geochemischer Methoden zur naturnahen Schadstoffdemobilisierung im Mulde-System. - Abschlußbericht zum BMBF-Forschungsprojekt, Freiberg, Hamburg

HÖSEL, G. (1994): Das Zinnerz-Lagerstättengebiet Ehrenfriedersdorf/Erzgebirge. - Bergbaumonomographie im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie und des Oberbergamtes Freiberg

KLEMM, W. & GREIF, A. (2006): Erarbeitung eines Verfahrens zur Behandlung von Gruben- und Haldensickerwässern. - Abschlußbericht zum BMBF-Projekt Nr. 02WT0106, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie

KLEMM, W. & KRELLMANN, Y. (2002): Investigation into seepage water acidification of a tailing dam of the tin ore processing. In: Merkel, B.J., Planer-Friedrich, B., Wolkersdorfer, Ch.(Ed.): Uranium in the aquatic environment. Springer Verlag Heidelberg

KÖCKRITZ, V., SCHABERG, A. & KLEMM, W. (1995): Gutachten zum Langzeitverhalten von arsenbelasteten Sedimenten in den Spülhaldenwässern bei Verbringung der Wässer in das Grubengebäude Ehrenfriedersdorf. - Unveröff. Bericht, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau & Institut für Mineralogie

KÖCKRITZ, V., SCHABERG, A. & KLEMM, W. (1996): Gutachten zum Langzeitverhalten von arsenbelasteten Sedimenten in den Spülhaldenwässern bei Verbringung der Wässer in das Grubengebäude Ehrenfriedersdorf und zur Modellierung der Strömungsvorgänge bei der Sickerwassereinleitung in den unverfüllten Grubenbau, Magazinabbau 3213, Leimgrübner Zwitterzug. - Unveröff. Bericht, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau & Institut für Mineralogie.