

EINSATZ PASSIVER REINIGUNGSMETHODEN ZUR BEHANDLUNG VON BERGBAUWÄSSERN AM BEISPIEL DER GRUBE STRASSBERG/HARZ

CLAUDIA WINKLER

TU Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie,

Brennhausgasse 14, 09596 Freiberg

ABSTRACT

The fluorite mine Straßberg is situated in the Lower Harz Mountains. Due to economic reasons, the controlled flooding of the Straßberg fluorite mine started in May 1991. In consequence of the flooding process and the geochemical background the concentrations of some elements in the mine water increased. Main pollutants are iron and manganese, as well as arsenic, aluminium and fluoride. In the view of decreasing water pollution, a passive water treatment became more attractive because of the more expensive maintenance charges of technical water treatment. In these research work a passive treatment plant has to be developed and the ongoing geochemical and hydrological processes in the different treatment stages have to be studied. Former laboratory and field experiments have to be done. An existing natural wetland has to be investigated and involved in the constructed wetland.

1 EINLEITUNG

In bergbaubeeinflussten Gebieten kann es aufgrund von Verwitterungsprozessen von erzhaltigem Material (z.B. Sulfide) zum Austrag von schwermetall- und arsenhaltigen Wässern aus Halden oder untertäig aufgefahrenen Bereichen kommen. Die Flutung von Gruben kann zu Grundwasser- und/oder Oberflächenwasserkontaminationen durch zusetzendes Grubenwasser führen. Bei erhöhten Schadstoffkonzentrationen sind Maßnahmen zur Wasserreinigung zu treffen. Im Falle hoher Konzentrationen und großer Wassermengen sind technische Lösungen notwendig. Wenn nach Beginn der Flutung die Schadstoffkonzentrationen im Grubenwasser nach dem „first flush“ (YOUNGER 1999) abnehmen, werden passive Wasserbehandlungsmethoden ökonomisch interessant (geringere Wartungskosten).

Im Jahr 1991 wurde mit der Flutung der Grube Straßberg/Harz begonnen. Aufgrund erhöhter Eisen- und Mangangehalte im austretenden Grubenwasser wurde eine konventionelle Wasseraufbereitungsanlage installiert und in Betrieb genommen, um eine Belastung des Vorfluters Selke zu vermeiden. Das Grubenwasser wird belüftet, mit Kalkmilch versetzt und in Absetzbecken geleitet. Der im wesentlichen eisen- und manganhaltige Schlamm (Fällungsprodukte) wird in bestimmten Zeitabständen aus den Absetzbecken entfernt und in das Bergwerk verbracht.

Da die Schadstoffkonzentrationen tendenziell abnehmen, ist das Interesse an passiven Methoden zur Reinigung des Grubenwassers groß. Das unterschiedlich chemische Verhalten der in Betracht kommenden Elemente und ihre unterschiedlichen Mengenanteile erfordern ein mehrstufiges Kon-

zept, welches sowohl oxidative als auch reduktive Stufen beinhalten muss. Ein bereits existierendes natürliches Feuchtgebiet (Wetland) soll in das passive Reinigungssystem integriert werden.

Die Besonderheit des Standortes Straßberg/Harz ist der erhöhte Fluorgehalt des Grubenwassers (~ 8 mg/L). Dieser wird durch die Lösungsverwitterung des nicht vollständig abgebauten Fluorites im Bereich des Biwender Gangzuges verursacht. In Paragenese mit Fluorit treten Wolframit, Quarz, Karbonatspäte, Sulfide, Kalzit und Siderit auf. Die Verwitterung der Erze bedingt die erhöhten Schwermetall- und Arsengehalte des Grubenwassers. Fluor kann mit Aluminium und Eisen Komplexe bilden und somit zur Beeinflussung der Barrierefunktion bei der Grubenwasserbehandlung führen. Kenntnisse über die im System ablaufenden Prozesse bilden die Grundlage für die Anwendung und Optimierung der natürlichen Reinigungsprozesse.

2 KENNTNISSTAND

Passive Wasserbehandlungsmethoden werden seit ca. zwei Jahrzehnten zur Reinigung von Bergbauwässern eingesetzt. Durch Arbeiten wie von WIEDER & LANG (1984), die das Reinigungvermögen von Wetlands für saure Bergbauwässer (AMD – acid mine drainage) beobachteten, wurden die ersten Ansätze für passive Wasserreinigungsmethoden im Bereich der Grubenwasserreinigung geliefert. HEDIN et al. (1994), SKOUSEN et al. (1998) und YOUNGER (1997) geben eine Vielzahl von Beispielen funktionierender Wetlandsysteme an. SKOUSEN et al. (1998) führen folgende verschiedene passive Systemtechnologien auf:

- Natürliche Wetlands (natural wetlands)
- Konstruierte Wetlands (constructed wetlands)
 - ⇒ Aerobe Wetlands (aerobic wetlands)
 - ⇒ Anaerobe Wetlands (anaerobic wetlands)
- Offene Kalksteindrainagen (OLC: open limestone channels)
- Anoxische Kalksteindrainagen (ALD: anoxic limestone drains)
- Belüftung/Oxidation (Kaskaden, Sedimentationsteiche)
- Kalksteinteiche (limestone ponds)
- Vertikale Fließsysteme (SAPS: successive alkalinity producing systems)
- Biologische Reinigung (bioremediation)
- Behandlung mit Kalksteingranulat (limestone sand treatment)

Entsprechend der Standortspezifik und dem geochemischen Verhalten der Schadstoffe werden verschiedene Reinigungsmethoden kombiniert. In HEDIN et al. (1994) und BRODIE et al. (1993) sind entsprechende Entscheidungskriterien zur Auswahl passiver Reinigungsmethoden aufgeführt.

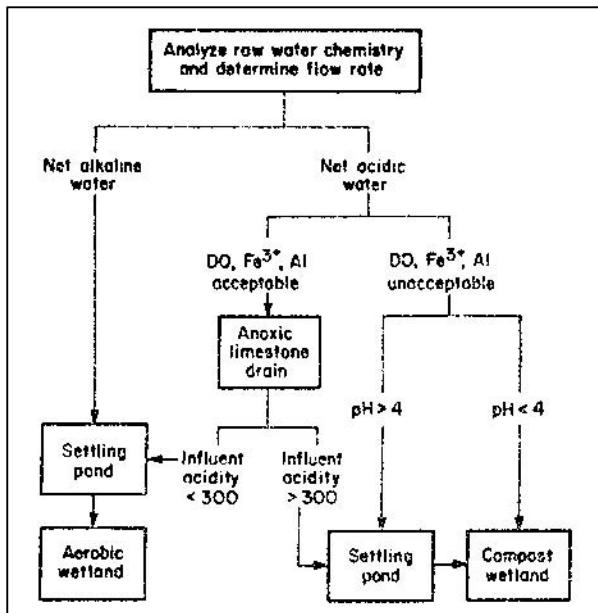


Abb. 1: Fließschema zur Auswahl passiver Reinigungsmethoden (HEDIN et al. 1994)

MANYIN et al. (1997) haben Eisenaufnahmeraten für Wetlands von verschiedenen Autoren zusammengestellt (Tabelle 1). Aus den Werten wird deutlich, dass die Aufnahmekapazitäten trotz ähnlicher pH-Werte sehr stark differieren. Sie stellen aber eine Basis für die Dimensionierung von Wetlands dar.

Tab. 1: Zusammenstellung von Eisenaufnahmeraten zur Berechnung der Wetlandfläche nach MANYIN et al. (1997)

pH-Wert des zufließenden Wassers	Vorgeschlagene Eisenaufnahmerate [$\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}$]	Literaturquelle
3	1	WILDEMANN et al. (1990)
< 3,1	2,3*	FLANAGAN et al. 1994
> 3,1	> 20*	FLANAGAN et al. 1994
3	4	HEDIN & NAIRN, 1990
4	10	HEDIN & NAIRN, 1990
< 5,5	0,72	BRODIE et al. (1993)
> 5,5	1,92	BRODIE et al. (1993)
5,5	15	KEPLER 1990
6,5	10	STARK et al. 1990

* maximale Eisenrückhalterate basierend auf einem Computer-Simulations-Modell

KIRBY & ELDER BRADY (1998) haben in Feldversuchen Fe^{2+} -Oxidationsraten für saure und alkalische Wässer bestimmt. Die Oxidationsraten schwanken sehr stark. In alkalischen Wässern wird der Prozess der Eisenoxidation hauptsächlich durch abiotische Prozesse gesteuert (Hedin et al. 1994). Da die Oxidationsraten auch vom Sulfatgehalt und in Abhängigkeit vom pH-Wert auch vor allem von der mikrobiologischen Aktivität abhängen, besteht weiterer Untersuchungsbedarf. Zudem lassen sich Laborergebnisse nur schwer auf Feldbedingungen übertragen (KIRBY & ELDER BRADY 1998).

Abbildung 1 zeigt ein Fließschema zur Auswahl passiver Reinigungsmethoden anhand chemischer Kriterien im Falle eisen- und aluminiumhaltiger Wässer (HEDIN et al. 1994). Sobald andere Schadstoffe eine Rolle spielen, müssen weitere passive Wasserbehandlungsmethoden ausgewählt werden. Das Interesse geht dahin, die Entscheidungskriterien unter Berücksichtigung weiterer Schadstoffe zu erweitern. Dafür müssen neue Erkenntnisse zum Verhalten verschiedener Elemente in Wetlandsystemen gewonnen und eingearbeitet werden.

Es gibt weltweit bereits eine Vielzahl funktionierender und ökonomisch arbeitender Wetlandsysteme. Zahlreiche Beispiele sind YOUNGER (1997) und SKOUSEN et al. (1998) zu entnehmen. Der Forschungsbedarf ist trotz der Vielzahl internationaler Arbeiten groß. Besonders das Langzeitverhalten von Wetlandsystemen ist noch weitgehend ungeklärt.

Untersuchungen und deren Ergebnisse hinsichtlich der in Kompost-Wetlands oder SAPS-Systemen eingesetzten Substrate finden sich zum Beispiel in GROSS et al. (1993), THOMAS et al. (1999) und KARATHANASIS & THOMPSON (1990). In den USA wird beispielsweise Pilzkompost aus Champignonzuchtanlagen aufgrund seiner Eigenschaften und seiner guten Verfügbarkeit häufig verwendet. Zur Verbesserung der Durchlässigkeit wird im allgemeinen Stroh zugegeben. Angaben über Durchlässigkeiten dieser Substrate sind nach bisherigem Kenntnisstand nicht bekannt. MACHATE et al. (1998a, b) haben in einer Wetlandanlage (München) in verschiedenen Wasserbecken Tracerversuche mit Bromid und Fluoreszenztracern durchgeführt. Sie ermittelten hydraulische Durchlässigkeiten und Rückhaltezeiten und stellten eine inhomogene Durchströmung des Substrates fest. Das untersuchte Substrat bestand aus porösem Lavagestein mit einer Korngröße von 2 bis 8 mm. Die gewonnenen Daten sind nicht mit den Substraten der Kompostwetlands vergleichbar, da diese eine Mischung aus organischem Material (z.B. Pilzkompost) und anorganischem Material (Kalkstein) enthalten. Es wird deutlich, dass die ablaufenden hydraulischen Prozesse noch nicht ausreichend untersucht sind.

Das Ziel aktueller Untersuchungen besteht darin, die bio- und geochemischen sowie hydrologischen Prozesse in Wetlands detaillierter zu erforschen, um die ablaufenden Reinigungsprozesse besser zu verstehen und zu optimieren.

3 ZIEL DER ARBEIT

Um die natürlichen Selbstreinigungsprozesse nutzen zu können, müssen die anwendungsorientierten wissenschaftlichen Grundlagen weiter erforscht werden. Die Einsatzmöglichkeiten sind unter ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten zu betrachten.

Entsprechend der Standortspezifik und dem geochemischen Verhalten der Schadstoffe sind verschiedene passive Wasserbehandlungsmethoden auszuwählen und der Gestaltung des Reinigungssystems zu Grunde zu legen. Für die Dimensionierung, die Auswahl der Substratkompone nten und somit für die Konstruktion des passiven Reinigungssystems sind Vorversuche im Labor als auch vor Ort notwendig.

Die *Laborversuche* dienen der Auswahl der Substratkompone nten (Kalkstein und organisches Material) und der Zusammenstellung einer geeigneten Mischung aus den untersuchten anorganischen und organischen Materialien (Standversuche).

Diese Mischung soll folgende Punkte erfüllen:

- Leicht abbaubare und beständige Nahrungsquelle für Mikroorganismen
- Gute Durchlässigkeit, damit ein horizontales Durchfließen des Substrates gewährleistet ist
- Anhebung des pH-Wertes.

In *Feldversuchen* sind weitere Parameter, die für die Gestaltung des Wetlands notwendig sind, zu ermitteln. In einem halbtechnischen Belüftungsversuch ist der Prozess der Eisenfällung unter vor-Ort-Bedingungen näher zu untersuchen. Er dient:

- der Bestimmung der Eisenoxidationsraten,
- der Charakterisierung des Absetzverhaltens der Eisenpräzipitate und damit
- der Ermittlung der für diese Reinigungsstufe notwendigen Retentionszeit und
- der Charakterisierung der Mitfällungsraten anderer Schadstoffe (wie z.B. Arsen).

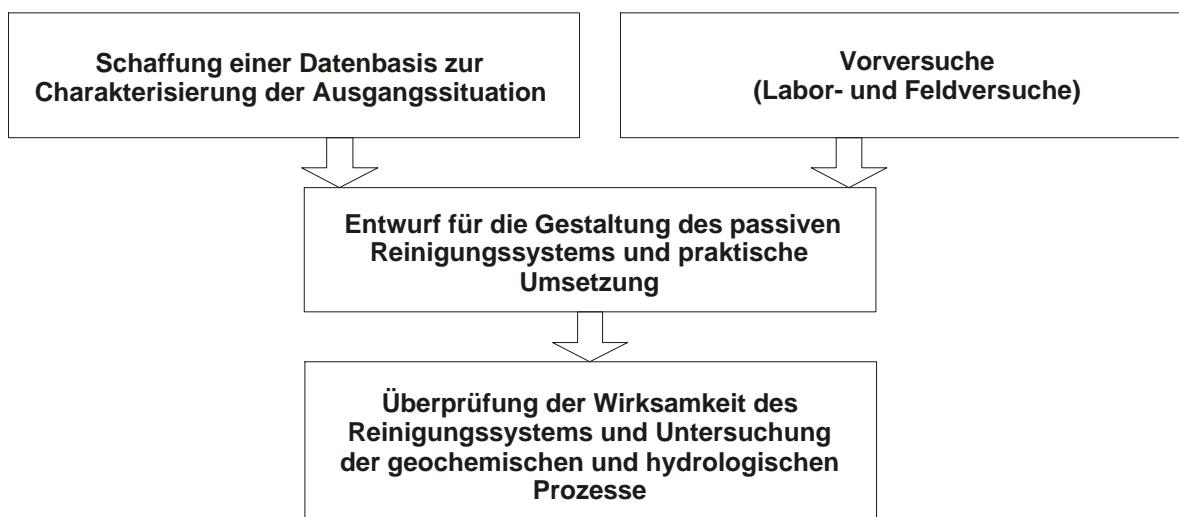
In einem Containerversuch ist die mittels der Laborversuche ausgewählte Substratmischung näher zu untersuchen. Folgende Fragen sollen beantwortet werden:

- Unter welchen Bedingungen stellt sich ein anaerobes Milieu ein ?
- Welche Retentionszeit sollte für das zu konstruierende Wetland eingehalten werden ?
- Wie hoch ist das Puffervermögen und ist dieses ausreichend ?
- Wie groß ist die Reinigungsfunktion (Filterwirkung, Redoxprozesse) ?
- Kann von einer horizontalen Durchströmung des Substrates im geplanten Wetland ausgegangen werden ?

Nach Beendigung der Vorversuche ist ein Konzept zur Reinigung des austretenden Bergbauwassers zu entwickeln und praktisch umzusetzen. Anschließend ist die Wirksamkeit der Reinigungsprozesse zu überprüfen. Wenn nötig, sind Verbesserungs- und Optimierungsmaßnahmen zu erarbeiten. Die geochemischen und hydrologischen Prozesse sind zu untersuchen. Bei ausreichender Datengrundlage können die im Wetland ablaufenden Prozesse geochemisch und hydrologisch modelliert werden.

4 METHODIK

Die Arbeit ist in folgende Abschnitte unterteilt:



4.1 Schaffung einer Datenbasis zur Charakterisierung der Ausgangssituation

Basisdaten sind eine wichtige Grundlage für die Entwicklung eines passiven Reinigungssystems. Neben den morphologischen Gegebenheiten des Standortes stellt der Chemismus des Grubenwassers eine Haupteinflussgröße für die Bemessung des Reinigungssystems dar. Kontinuierliche Probenahmen des zu reinigenden Grubenwassers sowie der dem natürlichen Wetland zufließenden und abfließenden Wässer sind durchzuführen. Vom Grubenwasser sind die Vor-Ort-Parameter, die Konzentrationen der Hauptionen, der Schwermetalle sowie von Al und As, die Azidität des Grubenwassers und die Konzentrationen von Fe^{2+} und $\text{Fe}_{\text{gesamt}}$ im Grubenwasser zu bestimmen.

Das natürliche Feuchtgebiet ist sowohl geochemisch als auch hydrogeologisch zu charakterisieren. Die Untergrundeigenschaften sind zu ermitteln. Diese beinhalten die Charakterisierung des Bodens und des anstehenden Festgestein. Bohrungen, die das Gebiet horizontal als auch vertikal erschließen sind abzuteufen. Der Boden ist auf seine Durchlässigkeit zu untersuchen. Das geochemische Inventar des Bodens ist zu analysieren, um zusätzliche Schadstoffeinträge aus dem Boden in das anschließend konstruierte Wetlandsystem ausgrenzen bzw. einschätzen zu können.

4.2 Vorversuche

4.2.1 Laborversuche

Die Laborversuche dienen der Auswahl einer Kalksteinsorte unter materialspezifischen und ökonomischen Gesichtspunkten und der Auswahl einer geeigneten Substratmischung, die unter Vor-Ort-Bedingungen näher untersucht werden soll. Folgende Untersuchungen sind vorgesehen:

a.) Batchversuche mit verschiedenen Kalksteinsorten

- Bestimmung der Entwicklung des pH-Wertes, der Lf, des Eh, der T, des O_2 -Gehaltes im zugegebenen destillierten Wasser in Abhängigkeit von Zeit und Material
- Bestimmung der wasserlöslichen Elementgehalte der unterschiedlichen Kalksteinsorten

Nach der Auswahl einer Kalksteinsorte, die für die Substratmischung später verwendet werden soll, ist deren chemisch-mineralogische Zusammensetzung näher zu bestimmen.

b.) Batchversuche mit verschiedenen organischen Materialien

- Reaktion der Proben mit destilliertem Wasser
- Ermittlung von pH, Lf, Eh, T und O_2 -Gehalt sowie Entnahme von Wasserproben in bestimmten Zeitabständen
- Wasserchemische Analysen (Hauptionen, Schwermetalle sowie Al und As)

c.) Standversuche zur Untersuchung verschiedener Substratmischungen

Auf Basis der vorangegangenen Batchversuche sind verschiedene Substratmischungen zusammenzustellen und wie folgt zu untersuchen:

- Versetzen verschiedener organischer Materialien mit dem zu reinigenden Grubenwasser

- Entnahme von Wasserproben zu unterschiedlichen Zeitpunkten (Stunden- und Tagesrhythmus)
- Wasserchemische Analysen (Hauptionen, Schwermetalle sowie Al und As)

Säulenversuche werden in diesem Fall nicht durchgeführt, weil die chemische Veränderung des zu reinigenden Grubenwassers infolge des Transportes zum Labor und der Lagerungszeiten im Labor zu groß ist und somit die Ergebnisse schlecht übertragbar wären. Aus diesen Gedanken heraus entstand die Idee der im folgenden beschriebenen Feldversuche.

4.2.2 Feldversuche

Auf Basis der bekannten chemischen Zusammensetzung des Grubenwassers wurde die Feldversuchsanlage (Abbildung 2) entwickelt. Diese beinhaltet eine oxidative (Eisenoxidation) und eine reduktive Stufe.

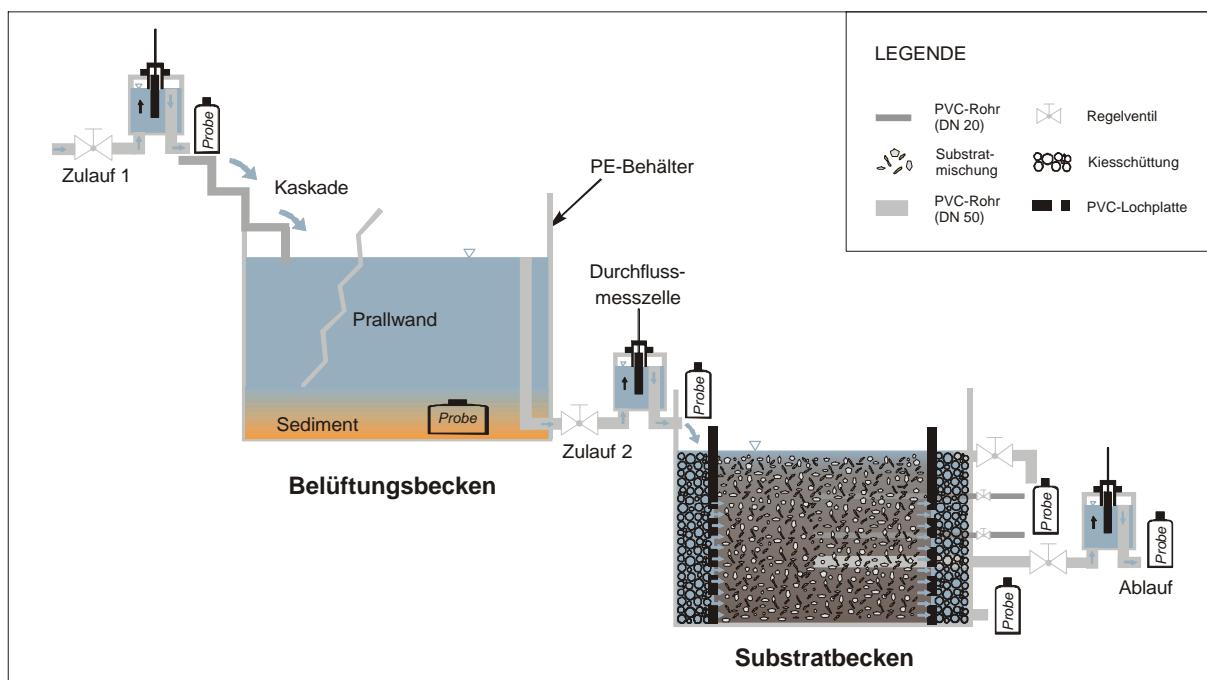


Abb. 2: schematische Darstellung der Feldversuchsanlage

Die Feldversuche werden in ca. 1 m³ großen Containern vor Ort durchgeführt. Die Abbildung 2 zeigt die Anordnung der Bestandteile der Versuchsanlage. Der mit Substrat gefüllte Container wird vor Beginn des Containerversuches für den halbtechnischen Belüftungsversuch verwendet. Die Belüftung erfolgt über eine Kaskade. Die folgenden Untersuchungen sind durchzuführen:

a.) Halbtechnischer Belüftungsversuch:

- Entnahme von Wasser- und Schwebproben aus unterschiedlichen Tiefen zu unterschiedlichen Zeiten
- Messung der Vor-Ort-Parameter, photometrische Bestimmung der Fe²⁺- und Fe_{gesamt}-Konzentrationen im Wasser vor Ort sowie Analyse der Wasserproben (Hauptionen, Schwermetalle sowie Al und As)

- Bestimmung des Schwebgehaltes und Ermittlung der chemisch-mineralogischen Zusammensetzung der sedimentierten Feststoffe
- b.) Containerversuch (Substratversuch)
- Tiefenorientierte Wasserprobenahme
 - Einstellung unterschiedlicher Wasserzulaufmengen → unterschiedliche Retentionszeiten
 - Wasserchemische Analysen (Hauptionen, Schwermetalle sowie Al und As)
 - Durchführung eines Tracerversuches zur Charakterisierung der hydraulischen Eigenschaften der Substratmischung (Retentionszeit, Fließgeschwindigkeit)

Bei dem Containerversuch werden die geplanten Reinigungsstufen simuliert. Das Grubenwasser wird über eine Rohrleitung zugeführt. Der Sauerstoffeintrag erfolgt über eine Kaskade. Im Belüftungsbecken setzen sich die sich bildenden Eisenphasen ab. Das Wasser wird anschließend in das Substratbecken geleitet. Der Kiesfilter und die PVC-Lochplatte haben die Aufgabe, eine horizontale Durchströmung des Substrates hervorzurufen. Mehrere Auslässe erlauben die Probenahme in unterschiedlichen Teufen. Die Retentionszeit kann über die zufließende Wassermenge geregelt werden. In die Durchflussmesszellen sollen Messsonden eingebaut werden, die den pH-Wert, die Leitfähigkeit, das Redoxpotential und die Temperatur während des Dauerbetriebes kontinuierlich aufzeichnen.

4.3 Entwurf für die Gestaltung des passiven Reinigungssystems

Anhand der Basisdaten und den aus den Vorversuchen erhaltenen Retentionszeiten und Reinigungsleistungen der verschiedenen Stufen wird ein Entwurf für die Gestaltung des passiven Reinigungssystems erarbeitet. Dieser beinhaltet die Art der Reinigungsstufen, die benötigte räumliche Ausdehnung sowie konstruktive Hinweise.

4.4 Überprüfung der Wirksamkeit des Reinigungssystems und Untersuchung der geochemischen und hydrologischen Prozesse

Die Untersuchungen in den einzelnen Reinigungsstufen lehnen sich an die Methodik der Vorversuche an, um eine Vergleichbarkeit der Labor- und Feldversuche mit dem in Betrieb genommenen Reinigungssystem zu gewährleisten. Es sind sowohl geochemische als auch hydrologische Untersuchungen geplant.

- Wasserchemische Analysen (Hauptionen, Schwermetalle sowie Al und As)
- Schwebuntersuchungen (Schwebmenge, Elementgehalte, mineralogische Zusammensetzung)
- Kontinuierliche Aufzeichnung der Vor-Ort-Parameter (pH, Lf, Eh, T, Wassermenge) am Zu- und Ablauf des Reinigungssystems
- Messung des BOD_5 im Grubenwasser und im Ablauf des Reinigungssystems
- Chemisch-mineralogische Untersuchungen an ausgewählten Feststoffproben

- Durchführung eines Tracerversuches zur Ermittlung hydrologischer Parameter des eingebrachten Substratgemisches

Stehen ausreichend Daten zur Verfügung kann eine geochemische und hydrologische Modellierung für einzelne Bereiche im Wetlandsystem erfolgen.

5 Stand der Untersuchungen

5.1 Überblick

Nach Auswahl des Standortes im April 2000 erfolgte die Einarbeitung in die neue Thematik. Erste Probenahmen (Grubenwasser, Feuchtgebietswässer) wurden durchgeführt. Mit der Planung der Vorversuche wurde begonnen und die entsprechenden Bauteile in der Werkstatt angefertigt. Die Testmaterialien für die Vorversuche wurden von ausgewählten Firmen bereitgestellt. Zu Beginn des Jahres 2001 wird die Versuchsanlage vor Ort aufgebaut und mit den ersten Versuchen begonnen.

5.2 Charakterisierung der Ausgangssituation

5.2.1 Grubenwasserchemismus

Nach abgeschlossener Flutung der Flusspatgrube Straßberg/Harz kam es mit dem Grubenwasser zu erhöhten Stoffausträgen an Eisen, Mangan, Arsen, Aluminium und Fluor. Abbildung 3 zeigt den Konzentrationsverlauf von Eisen und Mangan sowie die Entwicklung des pH-Wertes seit 1987.

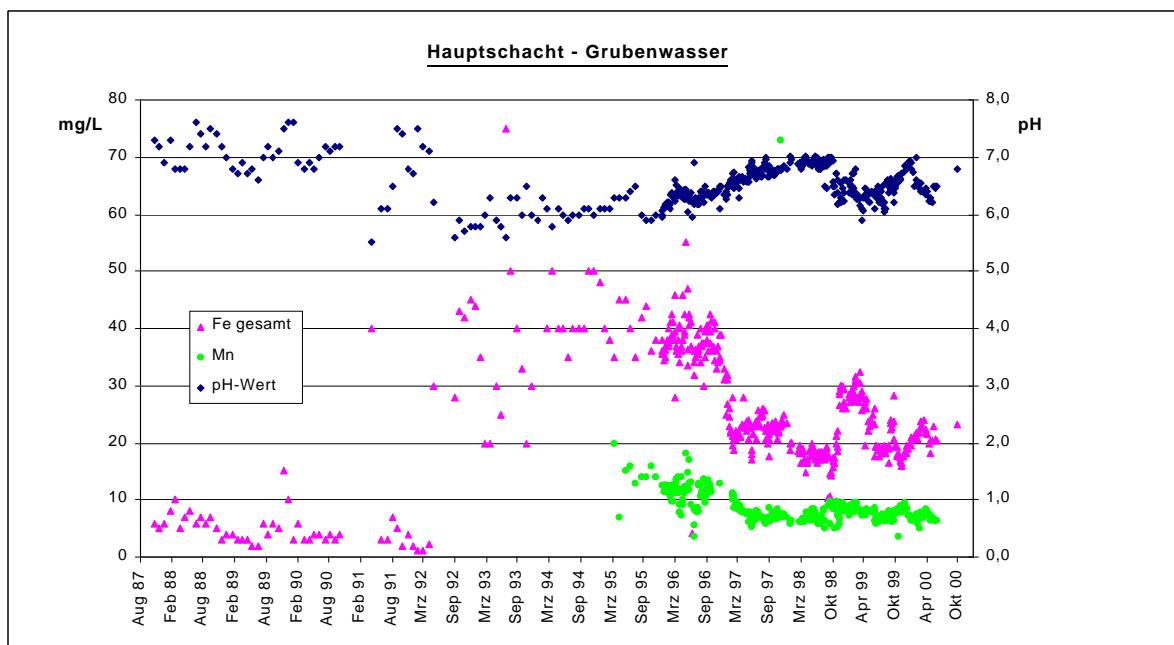


Abb. 3: Darstellung der Eisen-, Mangankonzentrationen und des pH-Wertes des zu reinigenden Grubenwassers in zeitlicher Abhängigkeit

Die Daten wurden von der BST Mansfeld GmbH & Co. KG zur Verfügung gestellt und mit den Daten von KINDERMANN (1996) durch Mitarbeiter vom Institut für Mineralogie der TU Bergakademie Freiberg (Th. Degner und C. Winkler) zusammengestellt.

Deutlich erkennbar ist ein Anstieg der Gesamteisenkonzentration des Grubenwassers nach dem Beginn der Grubenflutung. Die Gehalte erreichten zum Teil 50 mg/L und mehr. Mittlerweile sind die Eisenkonzentrationen des Grubenwassers gesunken. Für den Zeitraum Januar 2000 bis Oktober 2000 kann ein Mittelwert von 20,5 mg/L angegeben werden. Auch die Mangankonzentrationen sind zwischenzeitlich seit April 1995 von 20 mg/L auf < 10 mg/L gesunken.

Der Anstieg der Eisenkonzentration und die Abnahme des pH-Wertes im Zeitraum 1998/1999 fällt zeitlich mit der Auffahrung von drei Entwässerungsstollen eines 3-Stollen-Systems im Bereich der Grube Straßberg/Harz zusammen. Es ist anzunehmen, dass sich nach der Anfahrung der Stollen das hydraulische Regime der Grube verändert hat und somit diese Konzentrationsanstiege und der Abfall des pH-Wertes damit in Zusammenhang stehen. Da derzeit keine weiteren Auffahrungen und damit eine Veränderung des hydraulischen Regimes geplant sind, kann von einer Annäherung der Elementkonzentrationen an einen Wert auf niederm Niveau ausgegangen werden. Tabelle 2 zeigt eine Wasseranalyse vom 10.08.2000.

Tab. 2: Wasseranalyse des zu reinigenden Grubenwassers vom 10.08.2000 und die vom zuständigen Bergamt im Einvernehmen mit der Oberen Wasserbehörde aus gewässergütewirtschaftlicher Sicht vorgegebenen Einleitgrenzwerte

	Fe ²⁺ [mg/L]	Fe _{ges} [mg/L]	Mn [mg/L]	As [mg/L]	Al [mg/L]	Zn [mg/L]	Ni [mg/L]	F [mg/L]	pH
Hauptschacht	17	26,9*	8,59*	0,411*	2,98*	0,631*	0,131*	8,7	6,38
Einleitgrenzwert	-	1,49	1,51	-	-	-	-	-	6,5-9,5
Flüsse **	-	0,055	0,006	0,001	0,064	0,010	0,0003	-	-

*filtrierte Wasserproben

**Background-Werte aus SALOMONS & FÖRSTNER (1984)

Der Fluorgehalt des Grubenwassers betrug zu diesem Zeitpunkt 8,7 mg/L und lag damit deutlich über verschiedenen Richtwerten, wie dem LAWA-Prüf- und Maßnahmenschwellenwert von 1994 mit 2-3 mg/L oder dem WHO-Grenzwert von 1,5 mg/L (HÖLTING 1996).

Das Ergebnis einer geochemischen Modellierung mit PHREEQC (Datensatz: WATEQ4F) erbrachte, dass der Großteil des Aluminiums in Form von Aluminium-Fluor-Komplexen vorliegt. Damit bleibt Aluminium im Wasser mobil. Arsen kommt in vorwiegend fünfwertiger Form vor ($H_2AsO_4^{4-}$ und $HAsO_4^{2-}$). Eisen und Mangan liegen hauptsächlich in zweiwertiger Form vor. Dies begründet auch die Stufe der Oxidation der Versuchsanlage. Da es bei der Ausfällung von Eisenhydroxiden zu einer pH-Wert-Erniedrigung kommt, wird eine anaerobe Stufe der oxidativen Stufe nachgeschaltet. Diese dient der Erhöhung des pH-Wertes. Das reduzierende Milieu soll eine Verkrustung des Kalksteines mit Eisenhydroxiden verhindern, da eine vollständige Ausfällung des Eisens in der vorgeschalteten Oxidationsstufe in angemessenen Zeiträumen nicht angenommen werden kann.

Neben den Elementgehalten spielen der pH-Wert und die Azidität des Grubenwassers für die Konstruktion eines passiven Wasserreinigungssystems eine entscheidende Rolle. Der pH-Wert beträgt für den Zeitraum Januar bis Oktober 2000 im Mittel 6,5. An dem Grubenwasser wurden in den vergangenen Monaten die Azidität und Alkalität vor Ort mittels Titration bestimmt. Die Ergebnisse zeigen, dass es sich um ein überwiegend azidisches Wasser handelt, d.h. die Azidität war im allgemeinen größer als die Alkalität.

5.2.2 Charakterisierung des natürlichen Feuchtgebietes

Am Fuße der Halden, in deren Bereich sich die Absetzbecken der technischen Aufbereitung befinden, hat sich ein natürliches Feuchtgebiet gebildet. Dieses soll in das passive Reinigungssystem integriert werden. Aus diesem Grund ist der aktuelle Zustand zu dokumentieren. Das Feuchtgebiet wurde geodätisch eingemessen. Die Abbildung 4 zeigt eine Übersichtskarte des Wetlands.

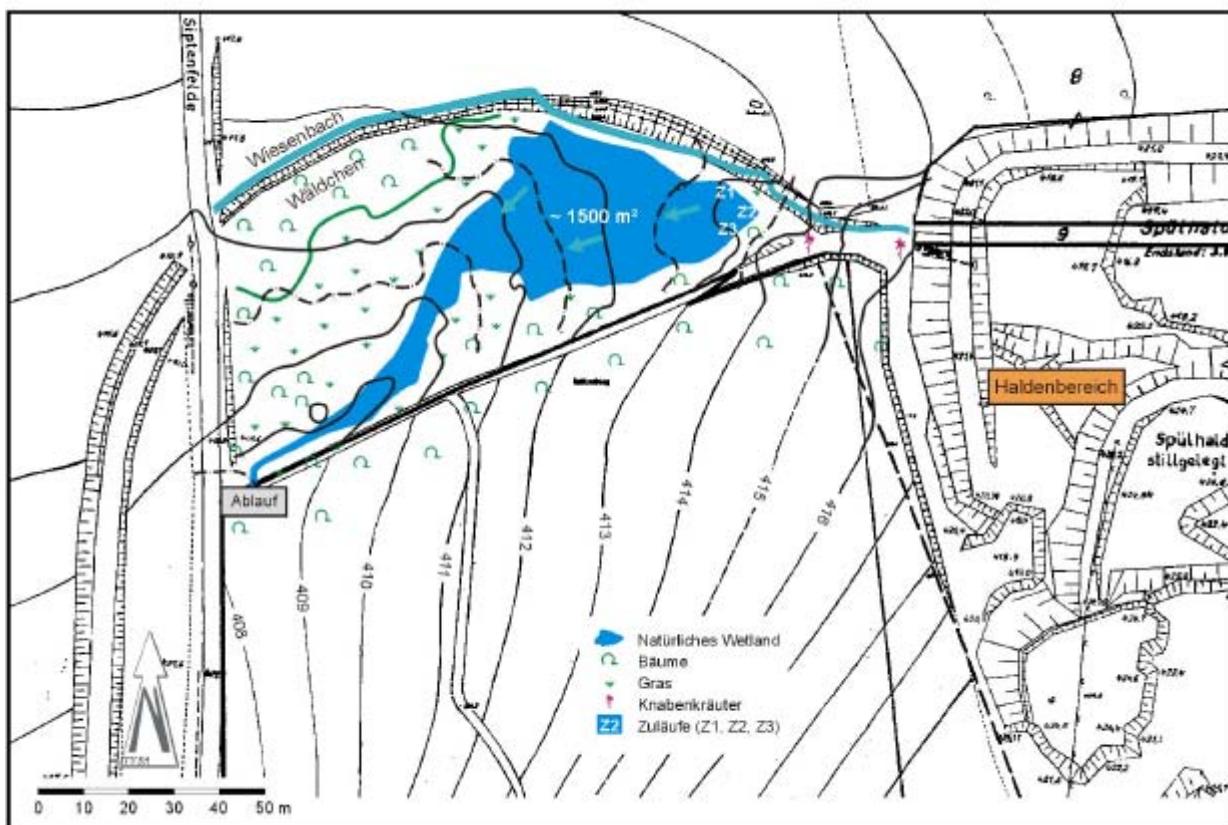


Abb. 4: Ausdehnung des natürlichen Wetlands

Bisher wurden die dem Feuchtgebiet zusetzenden und abfließenden Wässer sowie ein Standwasser beprobt. Tabelle 3 beinhaltet einige relevante Elemente und Parameter der Feuchtgebietswässer im Vergleich zu dem zu reinigenden Grubenwasser aus dem Hauptschacht.

Tab. 3: Elementgehalte und Parameter des Grubenwassers und der Feuchtgebietswässer vom 10.08.2000

	pH [-]	Lf [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Fe _{ges} [mg/L]	Mn _{ges} [mg/L]	As [mg/L]	Zn [mg/L]	SO ₄ ²⁻ [mg/L]	F [mg/L]	HCO ₃ ⁻ [mg/L]
Grubenwasser	6,4	876	26,9	8,59	0,411	0,631	390	8,7	88
Zulauf 1	7,1	840	0,092	0,258	0,002	nn	320	5,1	95
Zulauf 2	6,7	798	0,006	0,004	0,001	nn	320	4,8	64
Zulauf 3	7,4	929	0,007	0,107	0,001	nn	355	4,6	124
Standwasser	7,0	897	2,64	2,08	0,013	nn	320	5,8	146
Ablauf	7,8	840	0,006	0,023	0,001	nn	320	5,0	101

Lf: Leitfähigkeit; nn: nicht nachweisbar

Es ist zu erkennen, dass die Elementkonzentrationen der Feuchtgebietswässer deutlich geringer als die des Grubenwassers sind. Dies lässt darauf schließen, dass das Wetland durch Sickerwässer aus dem Bereich der Halden und sehr wahrscheinlich aus dem Bereich der Absetzbecken gespeist wird. Eine einmalige Beprobung des Wassers in den Absetzbecken ist geplant. Der derzeitige Schadstoff-

eintrag in das natürliche Feuchtgebiet ist aufgrund der geringen Wassermengen und der niedrigen Schadstoffkonzentrationen in den zusetzenden Wässern als unerheblich einzustufen. Die aus dem Feuchtgebiet abfließende Wassermenge beträgt ca. 1 L/min (Größenordnung).

Bei dem Bodentyp dürfte es sich um einen Stagnogley handeln. Erste Bohrergebnisse bestätigen dies und lassen die Einstufung des Untergrundes als gering duchlässig zu. Detaillierte Untersuchungen zur Hydrogeologie des natürlichen Feuchtgebietes und damit auch die kontinuierliche Erfassung des Feuchtgebietabflusses sowie die Bestimmung der pedo-physikalischen Eigenschaften werden derzeit im Rahmen einer Diplomarbeit an der TU Jena durchgeführt. Das geochemische Inventar des Feuchtgebietes wird im Rahmen einer Diplomarbeit an der TU Bergakademie Freiberg untersucht. Erste Ergebnisse werden ausgewertet.

Neben Wasser- und Bodenproben wurden auch die im Feuchtgebiet wachsenden Pflanzen beprobt. Es treten *Typha*, *Carex* und *Juncus* auf, die wieder in das konstruierte Feuchtgebiet integriert werden sollen. Die Pflanzenproben wurden als Einzelpflanze (*Typha*) oder als Pflanzenbüschel an einer definierten Stelle entnommen und komplett aufbereitet. Es erfolgte eine Trennung in Wurzel, Sproß und Ausläufer. Analysen konnten aufgrund von Umbaumaßnahmen im Labortrakt des Instituts für Mineralogie der TU Bergakademie Freiberg noch nicht durchgeführt werden.

5.3 Vorversuche

Die Planung der Versuchsanlage ist beendet, die Bauteile wurden in der Mechanischen Werkstatt der TU Bergakademie Freiberg angefertigt. Die Anlage soll in den nächsten Wochen aufgebaut und in Betrieb genommen werden. Parallel dazu werden die Laborversuche in den nächsten Wochen beginnen. Es wurden folgende Kalksteinproben ausgewählt:

- Travertin aus Burgtonna
- Kalkstein der Unteren Schaumkalk-Bank (porös, aus Dorndorf-Steudnitz, Thüringer Becken)
- Kalkstein der Terebratula-Bank (aus Dorndorf-Steudnitz, Thüringer Becken)
- magnesiumhaltiger Kalkstein (aus Dorndorf-Steudnitz, Thüringer Becken)
- Kalkstein unterschiedlicher Korngröße (massiger Kalkstein aus dem Bereich des Unterharzes, Werk Rübeland, Fels Werke).

An organischem Material sollen:

- Pferdemist
- Kuhmist
- Biertreber
- Zuckerrübenschitzel
- Stroh und
- Rindenmulch getestet werden.

6 Ausblick

Mitte 2001 sollen die Vorversuche abgeschlossen sein und die notwendigen Parameter für den Konstruktionsentwurf zur Verfügung stehen. Die Diplomarbeiten zur Charakterisierung des natürlichen Feuchtgebietes werden vorliegen. Die zur Verfügung stehenden Daten bilden die Grundlage für die Entwicklung eines Konzepts für die Gestaltung des passiven Reinigungssystems. Nach der praktischen Umsetzung des Konzepts kann mit den Untersuchungen in den einzelnen Reinigungsstufen begonnen werden. Nach Anfahren des Systems soll die zufließende Wassermenge gesteigert werden. Die Untersuchungen an dem passiven Reinigungssystem sollen im Rahmen dieser Arbeit 1,5 Jahre laufen.

7 Literatur

BRODIE, G.A.; BRITT, C.R.; TOMASZEWSKI, T.M.; TAYLOR, H.N.(1993): Anoxic limestone drains to enhance performance of aerobic acid drainage treatment wetlands: experiences of the Tennessee Valley Authority. – In: MOSHIRI, GERALD A. (Hrsg.) (1993): Constructed wetlands for water quality improvement. - Boca Raton (Lewis) 1993, 129-138

GROSS, M. A., FORMICA, S. J., GANDY, L.C., HESTIR, J. (1993): A comparison of local waste materials for sulfate-reducing wetlands substrate. – In: MOSHIRI, G. A. (1993): Constructed wetlands for water quality improvement. - Boca Raton (Lewis) 1993, 179-185

HEDIN, R. S., NAIRN, R. W., KLEINMANN, R. L. P. (1994): Passive treatment of coal mine drainage. – Bureau of Mines Circular No. 9389, 1-35

HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie: Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie. - Enke, Stuttgart 1996, 441 S.

KARATHANASIS, A. D.; THOMPSON, Y. L. (1990): Metal speciation and immobilization reactions affecting the true efficiency of artificial wetlands to treat acid mine drainage. - Research Report NO: 175, U.S: Department of Commerce

KINDERMANN, L. (1996): Datenerfassung zur Entwicklung der Wasserqualität in der ehemaligen Flußspatgrube Straßberg im Auftrag der BST Mansfeld GmbH. – unveröffentlicht

KIRBY, C. S. & ELDER BRADY, J. A. (1998): Field determination of Fe^{2+} oxidation rates in acid mine drainage using a continuously-stirred tank reactor. - Applied Geochemistry, Vol. 13, No.4, 509-520

MACHATE, T., BEHRENS, H., KLOTZ, D., NOLL, H., SCHRAMM, K.-W., KETTRUP, A. (1998 a): Evaluation of the hydraulic characteristics and flow pattern in a constructed wetland by means of tracer studies – Part 1. – Fresenius Environ. Bull., 7, 635-641

MACHATE, T., BEHRENS, H., KLOTZ, D., NOLL, H., SCHRAMM, K.-W., KETTRUP, A. (1998 b): Evaluation of the hydraulic characteristics and flow pattern in a constructed wetland by means of tracer studies – Part 2. – Fresenius Environ. Bull., 7, 642-647

MANYIN, T.; WILLIAMS, F. M.; STARK, L. R. (1997): Effects of iron concentration and flow rate on treatment of coal mine drainage in wetland mesocosms: An experimental approach to sizing of constructed wetlands. – Ecological Engineering, 9, 171-185

SALOMONS, W., FÖRSTNER, U. (1984): Metals in the hydrocycle. - Berlin; Heidelberg, Springer

SKOUSEN, J., ROSE, A., GEIDEL, G., FOREMAN, J., EVANS, R., HELLIER, W. (1998): Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. – published by: The National Mine Land Reclamation Center located at West Virginia University in Morgantown, West Virginia

THOMAS, R. C.; ROMANEK, C. S.; COUGHLIN, D. P., CROWE, D. E. (1999): Treatment of acid mine drainage using anaerobic constructed treatment wetlands: Predicting longevity with substrate neutralization potential. – In: GOLDSACK, D.; BELZILE, N.; YEARWOOD, P.; HALL, G. (1999): Sudbury '99: Mining and the Environment II, Volume 2

WIEDER, R. K., LANG, G. E. (1984): Influence of wetlands and coal mining on stream water chemistry. - In: Water, Air, Soil Pollution, 23, 381-396

YOUNGER, PAUL L. (1997): Minewater treatment using wetlands. - Proceedings of a CIWEM National Conference held 5th September 1997, University Newcastle, Newcastle Upon Tyne NE1 7RU o.O. (CIWEM Services Ltd.)

YOUNGER, PAUL L. (1999): Vorlesungsscript zum Short Course "Mining and Minewater Treatment". Universität Tübingen, Applied Environmental Geoscience, Master Course, 12.04.-14.04.2000 Tübingen - unveröffentlicht