

2020

Steckbriefliche Zusammenfassung von
Projektergebnissen im Rahmen des
Projekt Vita-Min

Bewertung hydrochemischer Risiken der Bergbaufolgeseen und Vorschläge für deren Eliminierung



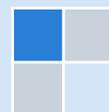
Ústecký kraj



Europäische Union. Europäischer
Fonds für regionale Entwicklung.
Evropská unie. Evropský fond pro
regionální rozvoj.



Ahoj sousede. Hallo Nachbar.
Interreg VA / 2014–2020



Einführung, Hintergrund und Zielstellung

Unter Rekultivierung wird ein branchenübergreifender Prozess gesteuerter gestalterischer Tätigkeiten in stark beschädigten Landschaften verstanden. Der Sinn besteht in der Wiederherstellung eines gesellschaftlich wünschenswerten Zustandes. „Rekultivierungsprodukte“ sind nicht nur wirtschaftlich oder sozial nutzbare Flächen, sondern auch ein bestimmter Landschaftsraum, Bestandteile der natürlichen Ökosysteme und der Umwelt. Rekultivierung ist ein langfristiger Prozess, der viele unterschiedliche Schritte umfasst. Zur Erneuerung einer Landschaft, die durch Fördertätigkeiten an der Erdoberfläche beeinträchtigt wurde, werden u. a. geeignete Kombinationen landwirtschaftlicher und forstwirtschaftlicher Rekultivierungen sowie Wasser- und Erholungsrekultivierungen genutzt. Der ursprüngliche Charakter einer Landschaft, der durch die Braunkohlenförderung stark beeinträchtigt wurde, wird stufenweise in die heutige Form umgestaltet. Charakteristisch für diese Gebiete sind naturwidrige Abflussverhältnisse, erzwungene Überleitung des Wassers in den Einzugsgebieten, ein gestörter kleiner Wasserkreislauf, unnatürliche Längsprofile der neu entstehenden Flussläufe auf den Kippen, eine geringe Vielfalt der Wasser- und Sumpfelemente in der rekultivierten Landschaft und weitere negative Merkmale. Die vom Bergbau betroffenen Gebiete haben allerdings allgemein eine große Diversität der Bedingungen und eine große Diversität mit einer hohen Konzentration geschützter und bedrohter Arten.

Die Erneuerung der Funktion der Landschaft fordert, als eine von vielen Bedingungen für den Erfolg, die Gestaltung einer vielfältigen Landschaft. Dies nicht nur für die eigentliche Modellierung des Landschaftsreliefs, sondern auch für die Restlöcher und zwar vor allem deren Flutung. Während bei der Fördertätigkeit das Prinzip der schnellen Ableitung des Wassers aus den Flächen der Grubenabschnitte angewandt wurde, ist die Priorität bei der Wiederherstellung der Funktion der Landschaft das entgegengesetzte Prinzip, nämlich die maximale Wasserretention im Gebiet (Lhotský ed., 2013).

Dies kann durch gezielte Umsetzung von Wasser- und Feuchtgebietselementen im Rahmen von Rekultivierungsaktivitäten erreicht werden, aber auch durch die Erhaltung verschiedener überfluteter Geländevertiefungen, die spontan durch ungleichmäßiges Setzen von Kippenoberflächen oder Ansammlung von nah anstehendem Grundwasser an der Basis von Kippen entstehen. Falls die auf diese Art und Weise entstandenen Wasserflächen oder Feuchtgebiete die Stabilität der Kippe nicht gefährden, sollten sie vorsichtig in die rekultivierte Landschaft eingegliedert werden (Doležalová et al, 2012). Aus Sicht der Stärkung des kleinen Wasserzyklus, der Fähigkeit das Wasser in der Landschaft zurückzuhalten oder der Erhöhung der Standort- und Artenvielfalt können diese neuen Landschaftselemente eine bedeutende Rolle spielen.

„Hydrische Rekultivierung“ (Flutung) wird zerstreut in Form von kleinen Wasserflächen, die in der Landschaft eine vor allem ökologische Funktion haben, angewandt. In der abschließenden Etappe der Lebensdauer der Grube kann dann durch die Errichtung eines großen Wasserkörpers die hydrische Rekultivierung vollendet werden.

Im Rahmen des Monitorings wurde ein kleineres Interessengebiet abgegrenzt, das die einzelnen Körper der inneren- und äußeren Braunkohlenkippen enthalten hat. Vor der Förderung waren hier 184 Wasserflächen mit einer Gesamtfläche 175,31 ha, was zirka 1% der Gesamtfläche der Kippen entspricht. Zum Zweck der Fördertätigkeit wurde die Mehrzahl der Wasserkörper beseitigt. Die gegenwärtig bestehenden Wasserkörper bildeten sich gezielt und spontan und im Vergleich mit der Landschaft vor dem Bergbau sind sie zahlreicher und nehmen dabei eine mehr als doppelt so große Fläche ein. Sie sind aber auch stärker voneinander isoliert und haben auch eine kleinere relative Länge der Uferlinie.

Das Ziel dieser Fachstudie war die Bewertung der hydrochemischen Risiken der ausgewählten Wasserkörper, die Bewertung der Ergebnisse vom Monitoring der Qualität des Wassers im Grabensystem der drei existierenden Seen (Barbora, Chabařovice und Most) und der Vorschlag einer geeigneten biologischen Reinigungsmethode für das Wasser in der Landschaft nach der Beendigung der Kohlenförderung. Durchgeführt wurde eine Literaturrecherche der verfügbaren Reinigungsmethoden für das Grubenwasser in Feuchtgebieten und es wurden optimale Methoden für wirtschaftlich anspruchslos und langfristig nachhaltige Aufbereitungsmethoden vorgeschlagen.

Methodik

Verfahren für die Reinigung von Gruben- und Sickerwasser aus den Kippen

Die grundlegenden Verfahren zur Reinigung des Drainage-Gruben- und Sickerwassers aus den Bergbauhalten können in abiotische und biotische Verfahren gegliedert werden (Johnson und Hallberg, 2005):

Abiotische:

„aktive Systeme“: Lüftung, Zugabe neutralisierender Reagenzien

„passive Systeme“: anoxische Kalksteindrainagen (ALD – anoxic limestone drainage)

Biotische:

„ *aktive Systeme* “: sulfidogene Bioreaktoren

„ *passive Systeme* “: aerobe Sumpfgelbiete

(anaerobe) Sumpfgelbiete mit Kompostzusatz

Durchlässige reaktive Barrieren (PRB – permeable reactive barriers)

kompakte Bioreaktoren für die Eisenoxidation

Systeme, die Alkalität produzieren (RAPS- reducing and alkalinity producing systems oder SAPS - successive alkalinity producing systems)

Abiotische Verfahren zur Reinigung des Gruben- und Sickerwassers aus Kippen

Aktive Technologien

Die übliche Vorgehensweise für die Behandlung des sauren Grubenwassers ist die Zugabe eines neutralisierenden Reaktionsmittels. Die Zugabe eines alkalischen Reaktionsmittels verursacht den Anstieg des pH-Wertes, erhöht die Geschwindigkeit der chemischen Oxidation der eisenhaltigen Ions und hat zur Folge, dass die meisten in der Lösung vorhandenen Metalle in der Form von Hydroxiden und Carbonaten ausfallen (Coulton et al., 2003). Das Ergebnis des Prozesses ist die Entstehung von Schlämten mit hohem Eisengehalt, evtl. Gehalt anderer Metalle. Als neutralisierendes Reaktionsmittels wird CaO, CaCO₃, Na₂CO₃, NaOH, MgO und Mg(OH)₂ angewandt. Die Neutralisierungsmethoden gewährleisten eine sehr effektive Reinigung. Der Nachteil dieser Methoden sind hohe Betriebskosten und das Entstehen einer großen Menge Schlamm. (Johnson und Hallberg, 2005).

Bei der Belüftung des Grubenwassers erfolgt eine effektive Eisenfällung, aber die Lüftung hat keine große Auswirkung auf die Azidität des Wassers.

Passive Technologien

Ein alternatives Verfahren zur Erhöhung der Alkalität des sauren Grubenwassers ist die Anwendung anoxischer Kalksteindrainagen (Kleinmann et al., 1998). Diese Systeme werden in Englisch „anoxic limestone drains“ und in der Literatur in Kurzform ALD genannt. Die Aufgabe dieser Systeme ist es in das saure Drainagewasser Alkalität einbringen und dabei das Eisen in der aufgelösten Form (Fe²⁺) zu halten und die Ausfällung von Fe³⁺ auf der Oberfläche des Kalksteins zu vermeiden, was die Funktion der Alkalisierung des Wassers einschränkt. In der Drainage steigt der partielle Druck von CO₂, was die Löslichkeit des Kalksteines

Bewertung hydrochemischer Risiken der Bergbaufolgeseen und Vorschläge für deren Eliminierung

fördert, womit die Alkalität des Milieus steigt. Die Breite des Systems sich von schmalen (0,6 – 1,0 m) bis zu breiten (10 – 20 m) ALD, die typische Breite beträgt 1,5 m und die Länge ca. 30 Meter (Johnson und Hallberg, 2005). ALD eignet sich aber nicht als einziges Verfahren zur Reinigung des sauren Drainagewassers, weil das ausfällende Eisen allmählich den Filter verstopfen kann. Ein weiteres Problem kann das belüftete Wasser darstellen, die über das Potential Eisen zu fällen verfügen. ALD wird meistens als ein Teil der Reinigung des sauren Grubenwassers in Verbindung mit aeroben oder anaeroben (mit Kompostzugabe) Feuchtgebieten genutzt (Kleinmann et al., 1998). Ein Beispiel dieser Technologie wird auf dem Abbildung 1 dargestellt.

Ein Vorteil von ALD sind der niedrige Beschaffungspreis, geringe Ansprüche an den Boden, niedrige Instandhaltungskosten und eine hervorragende kurzfristige Wirkung. Zu den Nachteilen zählt die Tatsache, dass es nicht einfach ist die anoxischen Verhältnisse zu erhalten, wodurch das System leicht verstopft. Sulfate können nur geringfügig in ihrer Konzentration reduziert werden, Metalle können nur in oxidiert Form beseitigt werden (Santomartino a Webb, 2007; Gilbert et al., 2011; Quakibi et al., 2014).

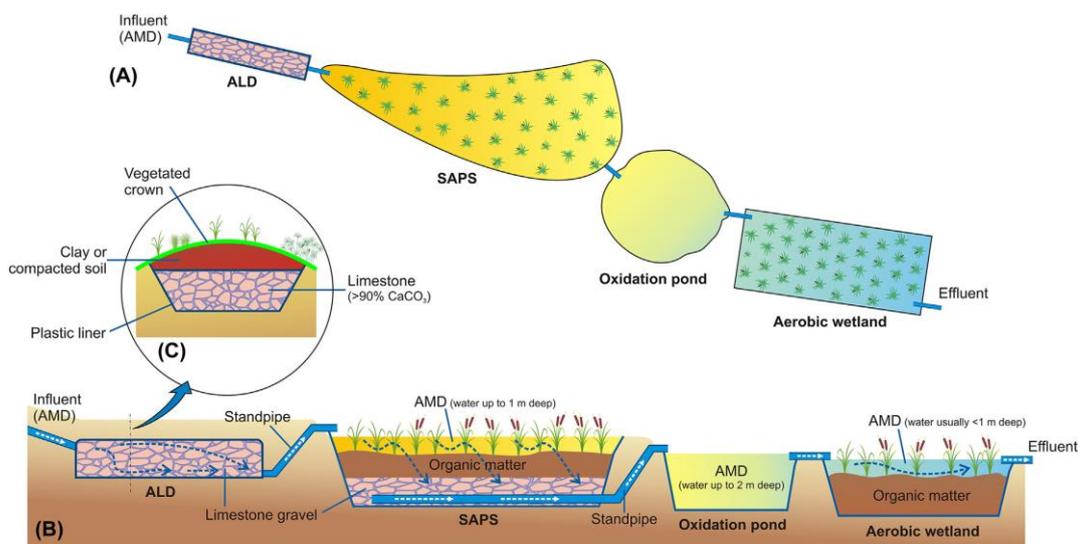


Abbildung 1. Schematische Darstellung eines möglichen Systems für die passive Reinigung des Gruben- und Sickerwassers aus Kippen, die ALD, SAPS, einen Oxidationsteich und ein aerobes Sumpfgebiet nutzen (Favas et al., 2016). A. Ansicht von oben, B. Anblick von der Seite, C. Detail ALD.Sche

Biotische Verfahren zur Reinigung des Gruben- und Sickerwassers aus den Kippen

Biotische aktive Systeme

Sulfidogene Bioreaktoren stellen eine gänzlich andere Herangehensweise zur Reinigung des sauren Grubenwassers dar (Johnson, 2000; Boonstra et al., 1999). Diese technischen Systeme haben im Vergleich mit passiven biotischen Verfahren einige Vorteile: a) der Wirkungsgrad ist besser vorauszusehen und zu kontrollieren, b) sie ermöglichen die selektive Wiedernutzung der erfassten Metalle, wie z.B. Zink oder Kupfer, c) die Konzentration der Sulfate in dem zu reinigenden Wasser kann deutlich verringert werden.

Sulfidogene Bioreaktoren nutzen die biologische Produktion von Schwefelwasserstoff zur Herstellung der Alkalität und Ausfällung der unlöslichen Sulfide, wobei es sich um Prozesse handelt, die auch in Kompost-Bioreaktoren oder in durchlässigen reaktiven Barrieren vorkommen. Sulfidogene Bioreaktoren werden jedoch so konstruiert und betrieben, damit die Schwefelwasserstoffproduktion optimal ist. Außerdem sind die Sulfat-reduzierenden Bakterien, die in diesen Reaktoren angewandt werden, sehr Azidität-empfindlich, darum wird es angestrebt den Kontakt der Mikroorganismen mit dem sauren Grubenwasser zu vermeiden (Johnson und Hallbeg, 2005).

Am häufigsten werden zwei Technologien angewandt – Biosulfide und Thiopaq. Das Biosulfidsystem besteht aus zwei Technologien – biologischen und chemischen, die getrennt arbeiten (Rowley et al., 1997). Das rohe saure Grubenwasser tritt in den chemischen Kreislauf ein, wo sie mit Schwefelwasserstoff in Kontakt treten, das sich im biologischen Kreislauf bildet. Das System Thiopaq unterscheidet sich vom Biosulfidsystem, indem zwei bestimmte mikrobielle Populationen und Prozesse genutzt werden: a) Umwandlung der Sulfate in Schwefelwasserstoff durch mikrobielle Tätigkeit und Fällung der Metallsulfide und b) Umwandlung des überschüssigen Schwefelwasserstoffs in elementaren Schwefel mit Nutzung der Bakterien, die Sulfide oxidieren.

Biotische passive Systeme

Zu den am häufigsten genutzten passiven Verfahren zur Reinigung des Gruben- und Sickerwassers aus den Kippen zählen vor allem: aerobe Feuchtgebiete, anaerobe Feuchtgebiete mit Kompostzusatz, Alkalität produzierende Systeme, kompakte Bioreaktoren für die Eisenoxidation und evtl. durchlässige reaktive Barrieren (Favas et al., 2016; Fernando et al., 2018).

Aerobe Sumpfgebiete

Künstliche und Feuchtgebiete (UM) zur Reinigung des Wassers entwickelten sich im Laufe der letzten vierzig Jahren in eine Reinigungstechnologie, die für praktisch alle Typen Abwasser angewandt werden können. Gegenwärtig kann eine Reihe von künstlichen Feuchtgebiet-Typen unterschieden werden, die zur Reinigung von

Wasser angewandt werden können (Abbildung 2). Die grundlegende Gliederung der künstlichen Feuchtgebiete erfolgt nach der Art der Sumpfvegetation (freischwimmende, mit schwimmenden Blättern, submerse und emerse). Die weitere Gliederung kann nach Anwesenheit oder Absenz einer freien Wasserfläche erfolgen (Feuchtgebiete mit oberflächlichem und unterirdischem Durchfluss). Feuchtgebiete mit unterirdischem Durchfluss können weiter nach der Strömungsrichtung gegliedert werden – in horizontale und vertikale Systeme. Die Kombination der einzelnen Typen der künstlichen Feuchtgebiete wird geläufig als hybrides künstliches Feuchtgebiet bezeichnet (Vymazal, 2001).

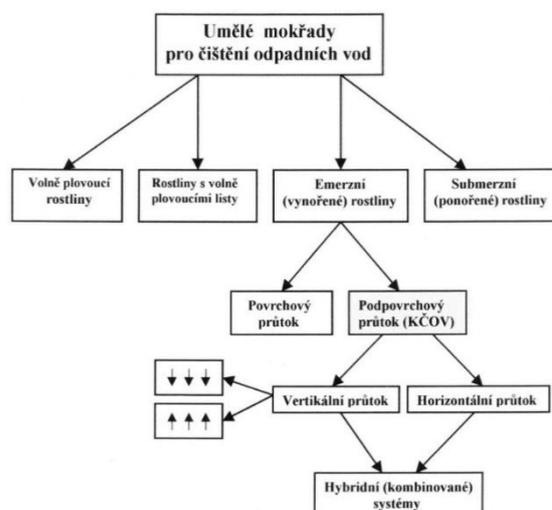


Abbildung 2. Gliederung der künstlichen Sümpfe (Vymazal, 2001)

Zu den aeroben Feuchtgebieten zählen vor allem Feuchtgebiete mit einer freien Wasserfläche und künstliche Feuchtgebiete mit vertikaalem unterbrochenem Durchfluss. Zur Reinigung des Gruben- und Drainagewassers aus den Kippen werden keine vertikalen künstlichen Feuchtgebiete angewandt, es besteht die Gefahr der Verstopfung der Vegetationsfilter durch Ausfällungen, die in den aeroben Bedingungen entstehen, und zwar vor allem Oxide, Hydroxide und Eisen- und Mangan-Oxihydroxide.

Am häufigsten werden künstliche Feuchtgebiete mit einer freien Wasserfläche und emersen Vegetation (aufgetaucht) (Abbildung 3). Künstliche Feuchtgebiete mit einer freien Wasserfläche und emersen Vegetation bilden meistens flache Becken, bei denen keine spezifischen Anforderungen an die Qualität des Bodensubstrats am Boden der Becken gestellt werden. Die grundlegende Funktion dieser Schicht besteht vor allem darin, dass Substrat für das Wachstum der Pflanzen zu bilden. Der eigentliche Prozess der Reinigung des Abwassers findet vor allem in der Wassersäule statt (üblicherweise 5 – 40 cm), die dicht durch die emerse Vegetation durchwachsen wird. Die untergetauchten Teile der lebenden Pflanzen und die vermoderten Pflanzenteile in den Beckenböden dienen als ein mechanischer Filter für suspendierte Stoffe und als Grundschicht für die Bakterien, die sich wesentlich

an der Beseitigung von Verunreinigungen beteiligen. Die am häufigsten eingesetzten Pflanzen in künstlichen Feuchtgebieten sind unterschiedliche Rohrkolbenarten (*Typha spp.*), vor allem der Breitblättrige Rohrkolben (*Typha latifolia*), der sehr niedrige pH-Werte verträgt (Vymazal und Kröpfelová, 2008).

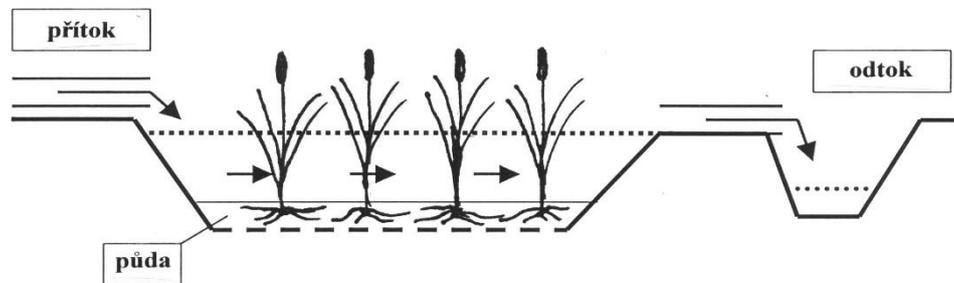
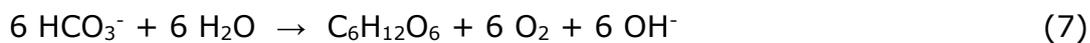


Abbildung 3. Schematische Darstellung eines künstlichen Sumpfes mit emerser Vegetation und freier Wasserfläche (Vymazal, 2001).

Aerobe Feuchtgebiete werden vor allem für die Reinigung von Wasser mit neutralem oder leicht alkalischem pH-Wert angewandt. In aeroben künstlichen Feuchtgebieten erfolgen Prozesse vor allem zur effektiven Fällung von Eisen in der Form von Eisen-hydroxid III - $\text{Fe}(\text{OH})_3$ und Eisen-oxihydroxid - FeOOH (Gleichung 2 und 3) und zur Minderung der Azidität. Der Sauerstoff ist frei zugänglich, in der Wassersäule erfolgt eine intensive Fällung von Eisen und Mangan. Die Eisenfällung erfolgt nicht nur in der aeroben Wasserschicht auf der Oberfläche des Feuchtgebietes, sondern auch in der Nähe der Wurzeln der Sumpfpflanzen, wohin der Sauerstoff diffundiert, der für die Respiration nicht verbraucht wurde. Die Fällung der Eisenablagerung auf der Oberfläche der Wurzeln, des sog. Plaque, wird auch durch die bakterielle Tätigkeit katalysiert (Otte et al., 1989; St.Cyr and Crowder, 1990; Crowder and St-Cyr, 1991; Ye et al., 1997, 1998). Gleichzeitig erfolgt die Erhöhung des pH-Wertes durch Wirkung der Algen und Blaualgen bei der Photosynthese:



Die Vegetation der Feuchtgebiete fördert vor allem die mikrobielle Aktivität in der Wurzelzone (Sauerstoffdiffusion) (Collins et al., 2004; Gagnon et al., 2007). Die Oxygenierung der Wurzelzone stimuliert die Beseitigung von Verunreinigungen, vor allem Oxidation des aufgelösten Fe^{2+} in ungelöste Formen von Fe^{3+} (Stottmeister et al., 2003; Johnson und Hallberg, 2005; Johnson und Younger, 2006). Außerdem reguliert die Vegetation den Durchfluss des Drainagewassers, filtrierte und stabilisiert eisenhaltige Ausfällungen, die sich hier kumulieren. Die Stängel im Wasser gewährleisten zudem Oberflächen für die Fällung eisenhaltiger Verbindungen (Johnson und Hallberg, 2005).



Abbildung 4. Künstliches Feuchtgebiet zur Reinigung von alkalischem Grubenwasser. Monastery Run, Pennsylvanien.



Abbildung 5. Ausgleichbecken in der Kläranlage Hope Pit, die zur Reinigung von Grubenwässern geplant wurde.

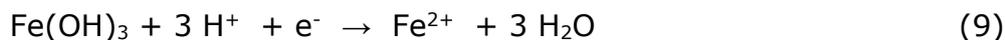
Ein wichtiger Prozess, der in aeroben Feuchtgebieten abläuft, ist der Abbau von Arsen. Durch oxidative Auflösung von Arsenopyrit (FeAsS) gelangt der Arsen in das Wasser. Das aufgelöste Arsen, das im Grubenwasser meistens als Anion As^{5+} (AsO_4^{3-}) vorhanden ist, kann vor allem durch Adsorption in positiv geladene Fe^{3+} Kolloide und theoretisch auch durch die Entstehung von Skorodit (FeAsO_4) ausgefällt werden.

Anaerobe künstliche Feuchtgebiete

Die Technologie der Reinigung von Abwasser in künstlichen Feuchtgebieten mit horizontalem Durchfluss unter der Oberfläche wurde bereits in den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts in Deutschland von Käthe Seidel entwickelt (Seidel, 1961, 1964, 1965 a,b, 1966) und später von Reinhold Kickuth in den 70er Jahren (e.g., Kickuth, 1977, 1978, 1980, 1981) und dann in den 80er Jahren auf Grundlage der Forschung in Dänemark und Großbritannien modifiziert (Brix a Schierup, 1989a,b). Das grundlegende Prinzip in diesem System ist der horizontale Durchfluss des Abwassers durch durchlässiges Substrat, das mit Sumpfpflanzen bepflanzt wurde. Bei dem Durchfluss des Abwassers durch das Filtrierungssubstrat werden die Verunreinigungen durch eine Kombination physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse gereinigt. Die Bezeichnung „Pflanzenkläranlage“ ist aus dem englischen „Root Zone Method“ entstanden, was die Bezeichnung der künstlichen

Feuchtgebiete mit horizontalem Durchfluss unter der Oberfläche darstellt, die in den 70er und 80er Jahren des 20. Jahrhunderts genutzt wurde (Končalová und Květ, 1987). In der englischen Literatur werden diese Systeme als HF-Systeme bezeichnet (aus dem engl. horizontal flow).

Die anaeroben künstlichen Feuchtgebiete werden zur Reinigung des sauren Grubenwassers genutzt, weil die erforderliche Alkalität bei der Reduzierung der Sulfate und eisenhaltiger Verbindungen entsteht (Gleichung 8 und 9, Egger, 1994):



Als Substrat für diese künstlichen Feuchtgebiete wird am häufigsten Abfallmaterial oder sonstiges billiges Material genutzt, das als Quelle für organischen Kohlenstoff, der zur Reduzierung der Sulfate erforderlich ist, dienen kann (Gleichung 8). Zu diesen Substraten zählen vor allem Pferde- und Kuhmist, Torf, Strohballen, Sägespäne, Hackschnitzel oder gebrauchter Kompost aus dem Champignonbau (Vile a Wieder, 1993; Gazea et al., 1996). Das Schema des anaeroben Feuchtgebietes wird in Abbildung 6 dargestellt.

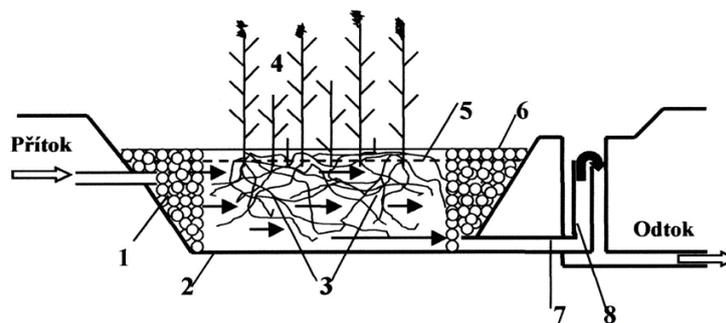
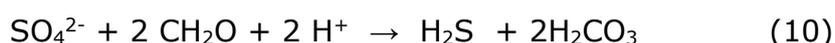


Abbildung 6. Schematische Darstellung eines anaeroben Feuchtgebietes (Vymazal, 2001). 1-Verteilungszone, 2-Kunststoffolie, 3-Filtriermaterial, 4- Feuchtgebiet-Vegetation, 5-Wasserspiegel, 6-Sammezone, 7-Abfluss des gereinigten Wassers, 8-Regulierung der Höhe des Wasserspiegels im Filtrierfeld.

Anaerobe Feuchtgebiete mit Kompostzugabe

Die wichtigsten Reaktionen, die bei der Reinigung des sauren Grubenwassers in anaeroben Feuchtgebieten mit Kompostzugabe verlaufen, haben einen anaeroben Charakter. Johnson und Hallberg (2005) stellen den Begriff „Feuchtgebiet“ in Frage, weil diese Systeme keine Pflanzen anwenden, die in den Bioreaktor Sauerstoff freisetzen, da das in diesem Fall unerwünscht ist.

Die mikrobiell katalysierte Reaktion, die in Kompost-Bioreaktoren stattfindet, produziert Alkalität und biogenen Schwefelwasserstoff (Gleichung 10):



Aus diesem Grund können diese Systeme für saures Grubenwasser mit dem Gehalt von Schwermetallen angewandt werden. Im Unterschied zu aeroben Feuchtgebieten werden reduktive Reaktionen, die im Kompost verlaufen, von Elektron-Donatoren gefördert, die sich aus der organischen Masse des Kompostes generieren (Johnson and Hallberg, 2005). Als Füllstoff für diese Bioreaktoren wird meistens ein Gemisch von gut zersetzbarer organischer Masse (Kuh- oder Pferdemist, genutzter Kompost aus dem Champignonanbau) und relativ schwieriger zerlegbarer Materialien (Sägespänen, Stroh, Torf) angewandt. Neben biologischen Prozessen wird das saure Grubenwasser auch durch Filtrierung ungelöster und kolloidaler Stoffe und Adsorption von Metallen in eine organische Matrix gereinigt (Favas et al., 2016).

Systeme, die Alkalität produzieren

Eine der Varianten für die Anwendung von Kompostbioreaktoren ist deren Kombination mit Systemen, die Alkalität produzieren (Younger et al., 2003). Diese Systeme werden RAPS (aus dem engl. reducing and alkalinity producing systems) oder SAPS (aus dem engl. successive alkalinity producing systems) genannt (Kepler und McCleary, 1994). In diesen Systemen (Abbildung 7) fließt das Drainagewasser vertikal durch die Kompostschicht, wobei aus dem Wasser der Sauerstoff beseitigt und das Eisen und Sulfate reduziert wird und danach fließt es durch eine Schicht von Kalksteinkies, der hier die Funktion der anoxischen Drainage erfüllt.

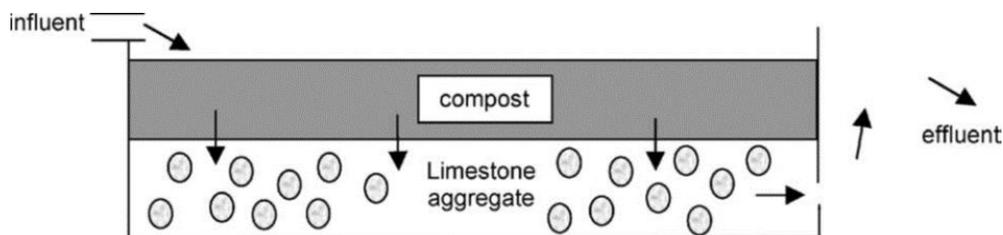


Abbildung 7. Schematische Darstellung von RAPS-Systemen (Younger et al., 2003).

Durchlässige reaktive Barrieren

Diese Reinigungsmethode wird vor allem zur Reinigung von verunreinigtem Grundwasser angewandt und arbeitet auf der gleichen Basis, wie anaerobe Kompostbioreaktoren (Feuchtgebiete) (Benner et al., 1997). Durchlässige reaktive Barrieren werden so gestaltet, dass das reaktive Material am Fließpunkt in die Erde vergraben wird. Das Material ist meistens ein Gemisch von organischem Substrat (z.B. Pferdemist, Stroh) und Kalksteinkies, der ausreichend durchlässig ist, damit die Strömung nicht beeinflusst wird. Reduktive und mikrobiologische Prozesse in diesen Barrieren produzieren Alkalität (diese entsteht auch bei der Auflösung von Kalkstein oder weiteren basischen Mineralien) und beseitigen Metalle in der Form von Sulfiden, Hydroxiden und Karbonaten. Sasaki et al. (2008) beschreibt als Füllung für die durchlässige reaktive Barriere die Nutzung von Schlackengranulat aus den Hochöfen – ohne Eisengehalt.

Bewertung hydrochemischer Risiken der Bergbaufolgesen und Vorschläge für deren Eliminierung

Zu den Vorteilen dieser Methode zählen auch geringe Ansprüche an die Fläche, niedrige Betriebskosten und die Tatsache, dass kein Abfall entsteht, der entsorgt werden muss. Der Nachteil ist der Bedarf an mehreren Substraten, die höheren Anschaffungskosten bei großen Anlagen, die Anwendung ist spezifisch für jeden Standort und beschränkt auf den Durchfluss der Drainage <20 cm unter der Oberfläche des Geländes und die langfristige Wirkung ist nicht bekannt (Blowes et al., 2000; Gavaskar et al., 2000; Moraci und Calabro, 2010).

Tabelle 1: Zusammensetzung der Matrix für durchlässige reaktive Barrieren (Gilbert et al., 2011).

Standort	Zusammensetzung der Füllung	Konzentration der Sulfate am Zufluss (mg/l)	Wirkungsgrad (%)
Sudbury, Canada	Städtischer Kompost (20%) Blattmulch (20%) Holzhackschnitzel (9%) Kies (50%) Kalkstein(1%)	2500-5200	25-78
Vancouver, Canada	Blattmulch (15%) Kies (84%) Kalkstein (1%)		
Charleston, USA	Blattmulch (30%) Fe ⁰ (20%) Kies (45%) Kalkstein (5%)	1800-49500	83-99
Shilbottle, Großbritannien	Kompost aus Pferdemist und Strohmist (25%) Grüner Kompost (25%) Kalkstein (50%)		

Kompakte Bioreaktoren für die Eisenoxidation

Die Oxidation von Fe²⁺ in Fe³⁺ in saurem (pH < 4) Grubenwasser wird durch die Wirkung von Fe-oxidierender Prokaryoten (Bakterien und Archaeen) sehr beschleunigt, von denen viele autotroph sind. Das meiststudierteste Bakterium ist *Acidithiobacillus ferrooxidans*, ein strikt acidophiles Bakterium, das eine Reihe reduzierter Schwefelverbindungen oxidiert. Der Grenzfaktor für die Anwendung dieser Bakterien ist deren Menge, was meistens durch Immobilisation der

Bakterien an einen festen Träger gelöst wird (Long et al., 2003). Wie Hallberg und Johnson (2001) anführen ist der Großteil der Forschung in diesem Bereich vor allem auf unterschiedliche Träger und nur die Bakterie *A. ferrooxidans* konzentriert, obwohl es eine Reihe weiterer Bakterien von diesem Typ gibt.

Feuchtgebiet-Systeme zur Beseitigung organischer Stoffe und Stickstoff

Organische Stoffe und Stickstoff sind meistens in Gruben- und Sickerwässern aus Kippen nicht in höheren Konzentrationen vorhanden. Falls es erforderlich wäre diese Stoffe zu beseitigen, erscheinen künstliche Feuchtgebiete mit Oberflächenfluss als eine effektive Methode mit niedrigen Investitions- und Betriebskosten. Prinzipiell sind es gleiche Feuchtgebiete, wie diejenigen, die zur Eisen- und Manganbeseitigung bestimmt sind. Der Unterschied besteht nur in den Entwurfsparametern, wo die Fläche des Feuchtgebiets nach der folgenden Formel berechnet wird:

$A = Q (\ln C_{\text{Zufluss}} - \ln C_{\text{Abfluss}}) / k$, wobei:

A = Fläche des Feuchtgebiets (m^2)

Q = Durchschnitts-Tageszulauf (m^3/d)

C_{Zufluss} = Konzentration BSK_5 oder N-NH_4^+ am Zufluss (mg/l)

C_{Abfluss} = Konzentration BSK_5 oder N-NH_4^+ am Abfluss (mg/l)

k = Geschwindigkeitskonstante erster Ordnung (0,1 m/d für BSK_5 , 0,05 m/d für N-NH_4^+)

Wirkung für BSK_5 :

$$C_{\text{Abfluss}} = 0,173C_{\text{vstup}} + 4,70$$

für Ammoniakstickstoff:

$$C_{\text{Abfluss}} = 0,336q^{0,456} \times C_{\text{vstup}}^{0,728}$$

q = hydraulische Belastung (cm/d), d.h. Füllhöhe

Die Wirkung wurde auf Grundlage der Analyse von 440 künstlichen Feuchtgebieten mit Oberflächenfluss nach Kadlec und Knight (1996) bestimmt.

Als Vegetation eignet sich am besten das Schilfrohr (*Phragmites australis*), empfohlen wird die Wassertiefe zwischen 10 und 40 cm.

Ergebnisse

Die potentiellen hydrochemischen Risiken, die die Wassergüte in ausgewählten Wasserkörpern gefährden, sind überwiegend mit der Eutrophierung, Nutzung zum Fischfang, Verlandung flacher Wasserkörper, mit der Veränderung des Chemismus des Wassers im Einzugsgebiet, dem Vorkommen toxischer Blaualgen und Nutzung

Bewertung hydrochemischer Risiken der Bergbaufolgeseen und Vorschläge für deren Eliminierung

der Landschaft zur Erholung verbunden. Nach zugänglichen Daten wurde kein nachweisbarer Unterschied in der Wasserqualität zwischen den einzelnen Typen der Wasserkörper (A bis D) verzeichnet. Im Jahr 2017 war der Charakter der betrachteten Wasserkörper überwiegend oligotroph bis mesotroph.

Die Menge und Qualität des zufließenden Wassers aus dem Einzugsgebiet, die Geomorphologie des Geländes, das Alter des Wasserkörpers, die Größe und Tiefe des Wasserkörpers, Nutzung der Umgebung, das Vorkommen von Wasserflora und Fauna, Wirtschaftsaktivitäten am Becken, Einfluss des Menschen usw. beeinflussen die Wasserqualität.

Es wurden Daten aus der Überwachung der Wasserqualität im Grabensystem dreier Seen genutzt. Bewertet wurden die Risiken der Beeinflussung der Wasserqualität in Seen durch Auswertung zugänglicher Parameter, gemessen in Gräben, und deren Vergleich mit den Grenzwerten der Verordnung der Regierung 401/2015 der Sammlung und ČSN 75 7221.

Der See Barbora hat 2 grundlegende Zuflüsse – von Otakar und der Zufluss Nordwesten (NW). Langfristig werden diese seit 1995 resp. 2006 überwacht. Die Qualität des zufließenden Wassers erfüllte die Grenzwerte, nur ausnahmsweise wurden Werte über dem Grenzwert gemessen und diese stellen für diesen Wasserkörper kein Risiko dar.

Im Einzugsgebiet des Sees Most wurden im Zeitraum 6 Gräben bewertet. Im Fall aller Gräben kamen Werte über den Grenzwerten vor und zwar bei der Mehrzahl der Parameter. Dauerhaft hoch sind die Werte von SO_4^{2-} und den gelösten Stoffen bei allen Zuflüssen. Das höchste Risiko erscheint bei dem Graben JM5, wo der pH-Wert dauerhaft niedrig ist und in Größenordnung höhere Werte von Al, Mn, Fe, SO_4^{2-} und $\text{NH}_4\text{-N}$ und im Graben JM13 (Werte über dem Grenzwert SO_4^{2-} , Ca, Mg, $\text{NH}_4\text{-N}$, Mn, Fe) vorkommen.

Im Einzugsgebiet des Sees Chabařovice wurden 20 Zuflüsse betrachtet. Überschreitung der Grenzwerte wurde am häufigsten bei SO_4^{2-} und den gelösten Stoffen festgestellt. Das höchste Risiko stellt PV9 (CH20) dar, der am häufigsten wasserführend ist. Dauerhaft werden hier den Grenzwert überschreitende Werte bei $\text{NH}_4\text{-N}$, TN, RL, Fe und meistens auch bei Mn und SO_4^{2-} gemessen.

Das erhöhte Vorkommen einiger verunreinigender Stoffe hängt sowohl mit dem geologischen Untergrund, als auch mit dem Bergbau im Interessengebiet zusammen. Das saure Grubenwasser aus dem Bergbau und das Sickerwasser aus Kippen zählen zu Wässern, die in biologischen Kläranlagen sehr schwer gereinigt werden, weil bei ihnen der Gehalt von organischen Stoffen und der pH-Wert niedrig sind. Zu den am häufigsten genutzten Reinigungsmethoden dieser Wässer zählen künstliche Feuchtgebiete. Aerobe künstliche Feuchtgebiete mit oberflächlichem Fluss werden für die Eisen- und Manganbeseitigung genutzt, die in den aeroben Bedingungen ausgefällt werden und sich an der Oberfläche des Feuchtgebietes



absetzen. Anaerobe Feuchtgebiete werden zur Beseitigung von Sulfat genutzt. Die Reduzierung der Sulfate erfolgt in einer Schicht organischen Materials wie Kompost. Zur Erhöhung des pH-Wertes werden anoxische Kalksteindrainagen genutzt. Bei Notwendigkeit aus den Gruben- oder Kippenwässern sowohl Eisen und Mangan, als auch Sulfate zu entfernen, werden die einzelnen Feuchtgebiete aneinandergereiht. Einige beobachtete Zuflüsse waren nur einen Zeitraum im Jahr wasserführend und für die Entscheidung hinsichtlich der evtl. Errichtung eines künstlichen Feuchtgebiets muss im Vorhinein die reale Stoffbilanz (Durchflüsse, Konzentrationen) bekannt sein.

Trotz der Tatsache, dass in den betrachteten Zuflüssen einige Werte einiger Parameter über dem Grenzwert lagen, behielt die Wassergüte in den betrachteten Seen überwiegend den oligotrophen Charakter mit dem Potenzial der Nutzung als Trinkwasserquelle.

Das Wasser in der Landschaft allgemein, ohne den Ursprung zu unterscheiden, erfüllt bedeutende ökologische Funktionen, die mit dem hydrologischen Haushalt der Landschaft in Verbindung stehen. Es spielt eine bedeutende Rolle durch die Wechselwirkung mit der Sonnenenergie und trägt so wesentlich zur Stabilisierung des lokalen Klimas bei. Nicht unbedeutend fördern die Wasserflächen die Erhöhung der biologischen Vielfalt im betrachteten Gebiet.

Auf Grundlage der Auswertung der hydrochemischen Risiken der Oberflächen-Wasserkörper kann festgehalten werden, dass in den bewerteten Wasserkörpern der stehenden Gewässer auf Braunkohlenkippen kein Kennwert festgestellt wurde, dessen Werte ein schwerwiegendes Risiko aus Sicht der Bedrohung der Umwelt oder der bestehenden Nutzung dieser kleinen Wasserkörper darstellen würden. Im Falle der bewerteten Zuflüsse in die bestehenden Seen kommen zwar erhöhte Werte bei einigen Kennziffern vor, aber für die Bewertung der Risiken und den folgenden Entwurf der künstlichen Feuchtgebiete ist es wichtig neben den Parametern der Belastung auch die Durchflüsse und den Zustand des gesamten Standortes abzuwägen. Ein Graben, der wenig Wasser führt und oft ausgetrocknet ist, stellt kein Risiko dar, auch wenn wiederholt Werte einiger Parameter über dem Grenzwert lagen. Die Bedingung für die Nutzung von Kunstgräben ist die Sicherstellung eines dauerhaften Wasserzuflusses in das Feuchtgebiet, damit das Überleben der Pflanzen, die sich an der Reinigung beteiligen, ermöglicht wird. Aus diesem Grund kann für die örtlichen Bedingungen der Braunkohlenkippen und Bergbaufolgeseen kein konkretes Musterbeispiel vorgeschlagen werden.

Impressum

Herausgabe:

Dieser Steckbrief wurde im Rahmen des Projekts Vita-Min erstellt. Das Projekt Vita-Min wurde aus Mitteln des europäischen Fonds für regionale Entwicklung im Kooperationsprogramms SN-CZ 2014-2020 finanziert. Die Projektpartner sind das sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Leadpartner), die Stadtverwaltung Oelsnitz/Erzgeb. und die Verwaltungsbehörde des Bezirks Ústecký kraj.

Für Fragen und weitere Informationen zu diesem Teilprojekt kontaktieren Sie:

Ansprechpartner:

Bezirk Ústecký kraj
Ansprechpartner: Lukáš Vostrý
Telefon: 0420/ 475657688
E-Mail: vostry.l@kr-ustecky.cz

Bearbeitung:

Die Ergebnisse dieses Teilprojekts wurden im Rahmen einer Vergabe vom Bezirk Ústecký kraj firma R – PRINCIP Most s.r.o. erarbeitet.

Titelfoto:

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, öffentliche Forschungseinrichtung, (2017): Szenerie einer Wasserfläche

Redaktionsschluss:

31.03.2020

Weitere Informationen finden Sie unter
www.vitamin-projekt.eu