

2019

Stručné shrnutí výsledků
dílčího projektu v rámci
projektu Vita-Min

Posouzení hydrochemických rizik vodních útvarů povrchových vod vzniklých v důsledku báňské činnosti a návrh jejich eliminace



LANDESAMT FÜR UMWELT,
LANDWIRTSCHAFT
UND GEOLOGIE



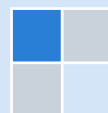
Freistaat
SACHSEN



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



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



Úvod, kontext a vytčený cíl

Rekultivace je víceoborový proces řízených úprav silně poškozeného území, jejichž smyslem je uvedení narušených pozemků do společensky žádoucího stavu. „Rekultivačním výrobkem“ nejsou jen hospodářsky či sociálně využitelné pozemky, ale současně i určitý prostor krajiny, který je pro přírodu součástí ekosystémů a pro lidi životním prostředím. Rekultivace je dlouhodobým procesem, který se skládá z mnoha různých kroků. Na obnovu krajiny narušené povrchovou těžbou se mj. využívají vhodné kombinace zemědělských, lesnických, hydrických a rekreačních rekultivací. Původní charakter krajiny, která byla silně narušena povrchovou těžbou hnědého uhlí, je postupně přetvářen do dnešní podoby. Vyznačuje se nepřírozenými odtokovými poměry, vynuceným převodem vod mezi povodími, narušeným krátkým vodním cyklem, nepřírozenými podélnými profily nově vznikajících vodotečí na výsypkách, malou pestrostí vodních a mokřadních prvků v rekultivované krajině a dalšími negativními atributy. Území po těžbě mají obecně velkou diverzitu podmínek a velkou biodiverzitu s vysokou koncentrací chráněných a ohrožených druhů.

Obnova funkce krajiny vyžaduje, jako jednu z mnoha podmínek úspěšnosti, vytváření členitého území, a to nejen pro vlastní modelování reliéfu krajiny, ale i pro zbytkové jámy, a to zejména v případě jejich zatápění vodou. Jestliže se při báňské činnosti vychází z principu rychlého odvodu vody mimo plochy jednotlivých těžebních řezů a výsypkových etáží, potom při obnově funkce krajiny je prioritou princip zcela opačný, a to maximální zdržení vody v zájmovém území (Lhotský ed., 2013).

Prvořadou snahou při obnově vodního režimu těžbou narušené krajiny je zvýšení retenční schopnosti rekultivovaného území. Toho lze dosáhnout cílenou realizací vodních a mokřadních prvků v rámci rekultivační činnosti, ale i zachováním nejrůznějších zavodněných terénních depresí, které samovolně vznikají nerovnoměrným sedáním povrchu výsypek nebo akumulací mělkých podzemních vod při patách výsypek, jejich založením často vznikla místa bez přirozeného odtoku. Pokud takto vzniklé vodní plochy či mokřady neohrožují stabilitu výsypky, měly by být citlivě začleňovány do rekultivované krajiny (Doležalová et al, 2012). Z hlediska posílení malého vodního cyklu, schopnosti zadržovat vodu v krajině nebo zvyšování stanovištní i druhové diverzity mohou tyto nové krajinné prvky hrát významnou roli.

Hydrické rekultivace jsou uplatňovány roztroušeně řadou malých vodních ploch, které mají v krajině především ekologické funkce. A v konečné etapě životnosti lomu výstavbou velké vodní nádrže.

V rámci monitoringu bylo vymezeno užší zájmové území, které zahrnovalo jednotlivá tělesa vnitřních a vnějších hnědouhelných výsypek. Před těžbou se zde nacházelo 184 vodních ploch o celkové rozloze 175,31ha, což odpovídá zhruba 1% velikosti souhrnné plochy výsypek. Kvůli těžbě pak byla většina vodních ploch zrušena. Současné vodní plochy vznikly cíleně nebo spontánně a oproti předtěžební

Posouzení hydrochemických rizik vodních útvarů povrchových vod vzniklých v důsledku báňské činnosti a návrh jejich eliminace

krajině zaujímají více jak dvojnásobnou rozlohu a jsou také početnější. Na druhou stranu jsou vzájemně více izolované a mají menší relativní délku břehové linie

Cílem této odborné studie bylo posouzení hydrochemických rizik vybraných vodních nádrží, posouzení výsledků z monitoringu kvality vod v příkopovém systému tří jezer (Barbora, Chabařovice a Most) a navržení vhodného biologického způsobu čištění vod krajině po ukončení povrchové těžby uhlí. Byla zpracována literární rešerše dostupných způsobů čištění důlních vod s využitím mokřadů a byly navrženy optimální způsoby ekonomicky nenáročného a dlouhodobě udržitelného způsobu čištění.

Metodika

Způsoby čištění důlních vod a průsaků z důlních výsypek

Základní způsoby čištění drenážních důlních vod a průsaků z hald vytěženého materiálu lze rozdělit na abiotické a biotické (Johnson a Hallberg, 2005):

Abiotické:

“aktivní systémy”: aerace, přídavek neutralizačních činidel

“pasivní systémy”: anoxické vápencové drenáže (ALD – anoxic limestone drainage)

Biotické:

“aktivní systémy”: sulfidogenní bioreaktory

“pasivní systémy”: aerobní mokřady

(anaerobní) mokřady s přídavkem kompostu

propustné reaktivní bariéry (PRB – permeable reactive barriers)

kompaktní bioreaktory pro oxidaci železa

systémy produkující alkalitu (RAPS- reducing and alkalinity producing systems nebo SAPS - successive alkalinity producing systems)

Abiotické způsoby čištění důlních vod a průsaků z výsypek

Aktivní technologie

Běžný způsob úpravy kyselých důlních vod je přídavek neutralizačního činidla. Přídavek alkalického činidla způsobí nárůst hodnoty pH, zvýší rychlost chemické oxidace železnatých iontů a způsobí, že většina kovů, která je v roztoku, se vysráží v podobě hydroxidů a uhličitanů (Coulton et al., 2003). Výsledkem procesu je vznik kalů s vysokým obsahem železa, případně dalších kovů. Jako neutralizační činidlo se používá CaO, CaCO₃, Na₂CO₃, NaOH MgO a Mg(OH)₂. Neutralizační

Posouzení hydrochemických rizik vodních útvarů povrchových vod vzniklých v důsledku báňské činnosti a návrh jejich eliminace

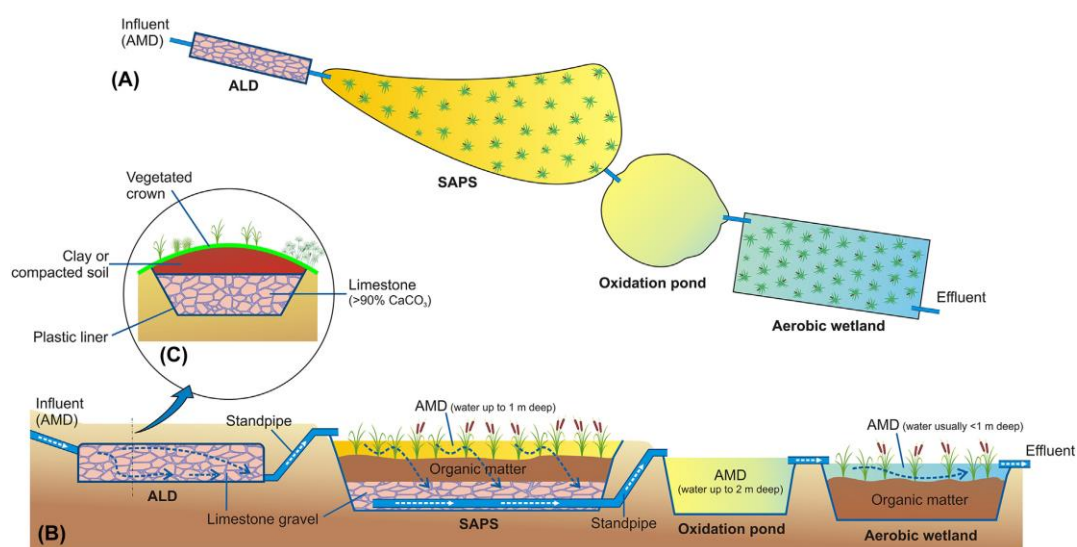
metody poskytují velmi efektivní čištění. Nevýhodou těchto metod jsou velké provozní náklady a vznik velkého množství kalu. (Johnson a Hallberg, 2005).

Při aeraci důlních vod dochází k efektivnímu srážení železa, ale aerace nemá příliš velký vliv na aciditu vody.

Pasivní technologie

Alternativní způsob zvýšení alkality kyselých důlních vod je použití anoxických vápencových drenáží (Kleinmann et al., 1998). Tyto systémy se nazývají v angličtině „anoxic limestone drains“ a v literatuře jsou nazývány zkráceně ALD. Úkolem těchto systémů je dodat alkalitu do kyselých drenážních vod a přitom udržet železo v rozpuštěné formě (Fe^{2+}) a zabránit vysrážení Fe^{3+} na povrchu vápence, což omezuje funkci alkalizace vody. V drenáži se zvyšuje parciální tlak CO_2 , což podporuje rozpouštění vápence, čímž se zvyšuje alkalita prostředí. Šířka ALD se pohybuje od úzkých (0,6 – 1,0 m) do širokých (10 – 20 m), jsou typicky 1,5 m hluboké a dlouhé cca 30 metrů (Johnson a Hallberg, 2005). ALD se však nehodí jako jediný způsob čištění kyselých drenážních vod, protože sráženiny železa mohou postupně zacpávat filtr. Dalším problémem mohou být aerované vody, které mají potenciál srážet železo. ALD jsou většinou využívány jako jedna část čištění kyselých důlních vod ve spojení s aerobními nebo anaerobními (s přidavkem kompostu) mokřady (Kleinmann et al., 1998). Příklad této technologie znázorňuje obrázek 1.

Výhodou ALD je nízká pořizovací cena, malé nároky na půdu, nízké náklady na údržbu a výborná krátkodobá účinnost. Mezi nevýhody patří skutečnost, že není jednoduché udržovat anoxické podmínky, systém se snadno ucpává, odstraňuje sírany v nízkých koncentracích, může odstraňovat pouze kovy v oxidované formě (Santomartino a Webb, 2007; Gilbert et al., 2011; Quakibi et al., 2014).



Obrázek 1. Schematické znázornění možného systému pro pasivní čištění důlních vod a průsaků z výsypků využívajících ALD, SAPS, oxidační rybník a aerobní mokřad (Favas et al., 2016). A. Horní pohled, B. boční pohled, C. detail ALD.Sche

Posouzení hydrochemických rizik vodních útvarů povrchových vod vzniklých v důsledku báňské činnosti a návrh jejich eliminace

Biotické způsoby čištění důlních vod a průsaků z výsypek

Biotické aktivní systémy

Sulfidogenní bioreaktory představují zcela odlišný přístup k čištění kyselých důlních vod (Johnson, 2000; Boonstra et al., 1999). Tyto technické systémy mají několik výhod proti pasivním biotickým způsobům: a) jejich účinnost je lépe předvídatelná a kontrolovatelná, b) umožňuje selektivní znovuvyužití zachycených kovů, jako je zinek nebo měď, c) koncentrace síranů v čištěných vodách může být výrazně snížena.

Sulfidogenní bioreaktory využívají biologickou produkci sulfanu na produkci alkality a vysrážení nerozpustných sulfidů, což jsou procesy, které se také vyskytují v kompostových bioreaktorech nebo propustných reaktivních bariérách, ale sulfidogenní bioreaktory jsou navrhovány a provozovány tak, aby produkce sulfanu byla optimální. Navíc sulfát-redukující bakterie používané v těchto reaktorech, jsou velmi citlivé na jakoukoliv aciditu, a proto je snaha zabránit styku mikroorganismů s kyselými důlními vodami (Johnson a Hallbeg, 2005).

Nejvíce jsou používány dvě technologie – Biosulfide a Thiopaq. Biosulfide systém se skládá ze dvou technologií – biologické a chemické, které operují samostatně (Rowley et al., 1997). Surové kyselé důlní vody vstupují do chemického okruhu, kde se dostávají do styku se sulfanem, který se vytváří v biologickém okruhu. Thiopaq systém se liší od Biosulfide procesu tím, že využívá dvě určité mikrobiální populace a procesy: a) konverzi síranů na sulfan mikrobiální činností a srážení kovových sulfidů a b) konverzi přebytečného sulfanu na elementární síru s využitím bakterií oxidujících sulfidy.

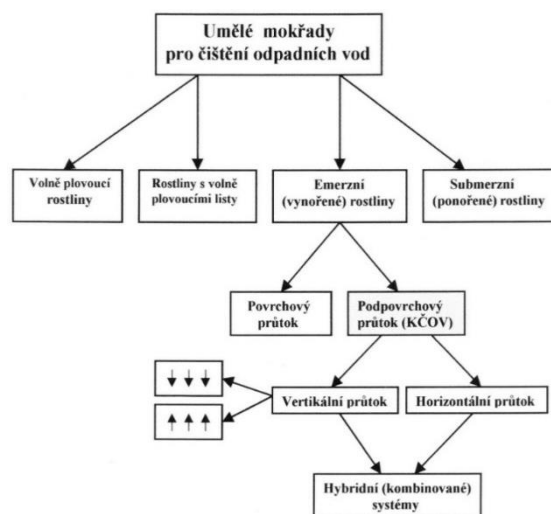
Biotické pasivní systémy

Mezi nejčastěji používané pasivní metody čištění důlních drenážních vod a průsaků z výsypek patří především: aerobní mokřady, anaerobní mokřady s přísadou kompostu, systémy produkující alkalitu, kompaktní bioreaktory pro oxidaci železa, případně propustné reaktivní bariéry (Favas et al., 2016; Fernando et al., 2018).

Aerobní mokřady

Umělé mokřady (UM) pro čištění vod se v průběhu posledních čtyřiceti let vyvinuly v technologii čištění, kterou lze aplikovat na prakticky všechny druhy odpadních vod. V současné době lze rozlišit celou řadu typů umělých mokřadů, které jsou využívány pro čištění vod (obrázek 2). Základní dělení umělých mokřadů se většinou provádí podle druhu mokřadní vegetace (volně plovoucí, s plovoucími listy, submerzní a emerzní). Další dělení lze provést podle přítomnosti nebo absence volné vodní hladiny (mokřady s povrchovým a podpovrchovým průtokem). Mokřady s podpovrchovým průtokem lze dále rozdělit podle směru průtoku na horizontální a vertikální systémy. Kombinace jednotlivých typů umělých mokřadů se běžně nazývá hybridní umělý mokřad (Vymazal, 2001).

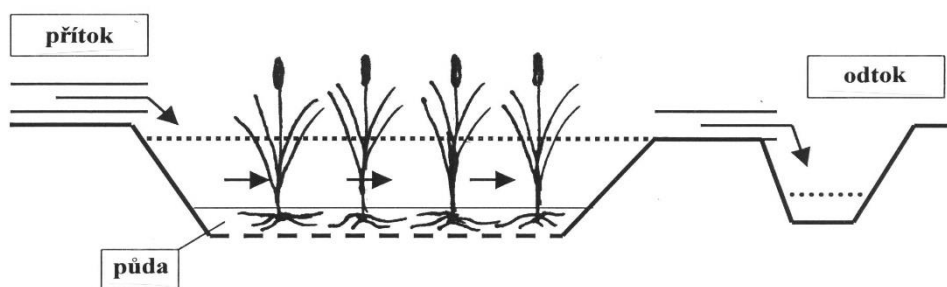
Posouzení hydrochemických rizik vodních útvarů povrchových vod vzniklých v důsledku báňské činnosti a návrh jejich eliminace



Obrázek 2. Rozdělení umělých mokřadů (Vymazal, 2001)

Mezi aerobní mokřady patří především mokřady s volnou vodní hladinou a umělé mokřady s vertikálním přerušovaným průtokem. Pro čištění důlních vod a drenážních vod z výsypek se nepoužívají vertikální umělé mokřady, protože hrozí nebezpečí ucpání vegetačních filtrů sraženinami, které vznikají v aerobních podmínkách, a to především oxidy, hydroxidy a oxihydroxidy železa a manganu.

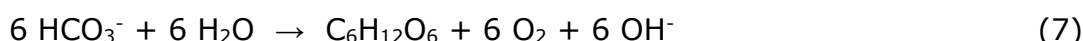
Nejčastěji jsou používány umělé mokřady s volnou vodní hladinou a emerzní (vynořenou) vegetací (obrázek 3). Umělé mokřady s emerzní (vynořenou) vegetací a volnou vodní hladinou jsou většinou tvořeny mělkými nádržemi, kde nejsou kladeny specifické požadavky na kvalitu půdního substrátu na dně nádrží. Hlavní funkcí této vrstvy je především vytvářet substrát pro růst rostlin. Vlastní proces čištění odpadních vod probíhá především ve vodním sloupci (obvykle 5 – 40 cm), který je hustě prorůstán emerzní vegetací. Ponořené části živých rostlin a zetlelé části rostlin na dně nádrží slouží jako mechanický filtr pro suspendované látky a jako podklad pro bakterie, které se významnou měrou podílejí na odstraňování znečištění. Nejčastěji používané rostliny v umělých mokřadech určených pro čištění důlních vod a průsaků z výsypek, jsou různé orobince (*Typha spp.*), zvláště potom orobinec širokolistý (*Typha latifolia*), který toleruje velmi nízké hodnoty pH (Vymazal a Kröpfelová, 2008).



Obrázek 3. Schematické znázornění umělého mokřadu s emerzní vegetací a volnou vodní hladinou (Vymazal, 2001).

Posouzení hydrochemických rizik vodních útvarů povrchových vod vzniklých v důsledku báňské činnosti a návrh jejich eliminace

Aerobní mokřady se používají především pro čištění vod s neutrálním nebo mírně alkalickým pH. V aerobních umělých mokřadech dochází především k účinnému srážení železa ve formě hydroxidu železitého - $\text{Fe}(\text{OH})_3$ a oxihydroxidů železa - FeOOH (rovnice 2 a 3) a ke snižování acidity. Jelikož je kyslík volně dostupný, dochází ve vodním sloupci k intenzivnímu srážení železa a manganu. Ke srážení železa dochází nejen v aerobní vrstvě vody na povrchu mokřadu, ale i v okolí kořenů mokřadních rostlin (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**), kam difunduje kyslík, který nebyl spotřebován pro respiraci. Srážení železitého povlaku na povrchu kořenů, tzv. plaku (angl. plaque) je katalyzováno i bakteriální činností (Otte et al., 1989; St.Cyr and Crowder, 1990; Crowder and St-Cyr, 1991; Ye et al., 1997, 1998). Současně dochází ke zvyšování pH působením řas a sinic při fotosyntéze:



Mokřadní vegetace především podporuje mikrobiální aktivitu v kořenové zóně (difúze kyslíku) (Collins et al., 2004; Gagnon et al., 2007). Oxygenace kořenové zóny stimuluje odstraňování znečištění, především oxidaci rozpuštěného Fe^{2+} na nerozpuštěné formy Fe^{3+} (Stottmeister et al., 2003; Johnson a Hallberg, 2005; Johnson a Younger, 2006). Kromě toho vegetace reguluje průtok drenážních vod, filtruje a stabilizuje železité sraženiny, které se zde kumulují. Navíc poskytují stonky ve vodě podklad pro srážení železitých sloučenin (Johnson a Hallberg, 2005).



Obrázek 4. Umělý mokřad pro čištění alkalických důlních vod. Monastery Run, Pensylvánie.



Posouzení hydrochemických rizik vodních útvarů povrchových vod vzniklých v důsledku báňské činnosti a návrh jejich eliminace

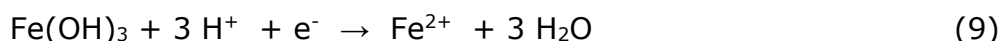
Obrázek 5. Vyrovňovací nádrž na čistírně Hope Pit, která je navržena pro čištění důlních vod.

Velmi důležitým procesem, který probíhá v aerobních mokřadech, je odstraňování arsenu. Oxidativním rozpouštěním arsenopyritu (FeAsS) se dostává arsen do vody. Rozpuštěný arsen, který je v důlních vodách většinou přítomen jako anion As^{5+} (AsO_4^{3-}), může být odstraněn především adsorpcí na pozitivně nabitě Fe^{3+} koloidy a teoreticky také vznikem skoroditu (FeAsO_4).

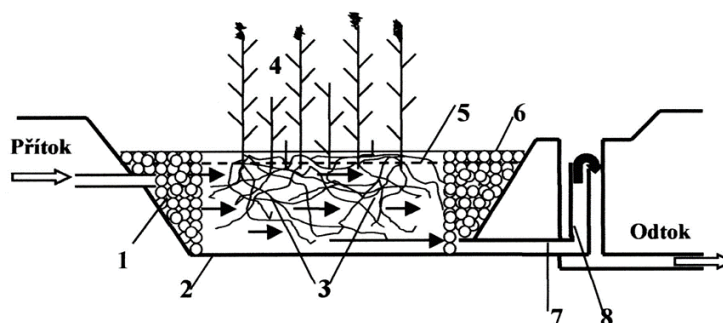
Anaerobní umělé mokřady

Technologie čištění odpadních vod v umělých mokřadech s horizontálním podpovrchovým průtokem byla vyvinuta již v 60. letech 20. století v Německu Käthe Seidelovou (Seidel, 1961, 1964, 1965 a,b, 1966) a později upravena Reinholdem Kickuthem v 70. letech (e.g., Kickuth, 1977, 1978, 1980, 1981) a v 80. letech poté na základě výzkumů v Dánsku a velké Británii. (Brix a Schierup, 1989a,b) Základním principem tohoto systému je horizontální průtok odpadní vody propustným substrátem, který je osázen mokřadními rostlinami. Při průtoku odpadní vody filtračním materiálem dochází k odstraňování znečištění kombinací fyzikálních, chemických a biologických procesů. Název „kořenová čistírna“ (KČOV) vznikl z anglického „Root Zone Method“, což bylo pojmenování umělých mokřadů s podpovrchovým horizontálním průtokem, které se používalo v 70. a 80. letech 20. století (Končalová a Květ, 1987). V anglické literatuře jsou tyto systémy označovány jako HF (z angl. horizontal flow) systémy.

Anaerobní umělé mokřady se používají pro čištění kyselých důlních vod, protože potřebná alkalita se vytváří při redukci síranů a železitých sloučenin (rovnice 8 a 9, Egger, 1994):



Jako substrát do těchto umělých mokřadů se nejčastěji využívají levné nebo odpadní materiály, které jsou zdrojem organického uhlíku, který je nutný pro redukci síranů (rovnice 8). Mezi tyto substráty patří především koňský a kravský hnůj, rašelina, balíky slámy, piliny, štěrka nebo použitý kompost pro pěstování žampionů (Vile a Wieder, 1993; Gazea et al., 1996). Schéma anaerobního umělého mokřadu znázorňuje obrázek 6.



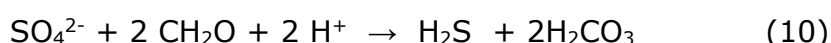
Posouzení hydrochemických rizik vodních útvarů povrchových vod vzniklých v důsledku báňské činnosti a návrh jejich eliminace

Obrázek 6. Schematické znázornění anaerobního mokřadu (Vymazal, 2001). 1-rozvodná zóna, 2-plastová fólie, 3-filtrační materiál, 4- mokřadní vegetace, 5-hladina vod, 6-sběrná zóna, 7-odtok vyčištěné vody, 8-regulace výšky vodní hladiny ve filtračním poli.

Anaerobní mokřady s přidavkem kompostu

Klíčové reakce, které probíhají při čištění kyselých důlních vod v anaerobních mokřadech s přidavkem kompostu, jsou anaerobního charakteru. Johnson a Hallberg (2005) však zpochybňují výraz „mokřad“, protože tyto systémy nepoužívají rostliny, které by mohly uvolňovat do bioreaktoru kyslík, což je v tomto případě nežádoucí.

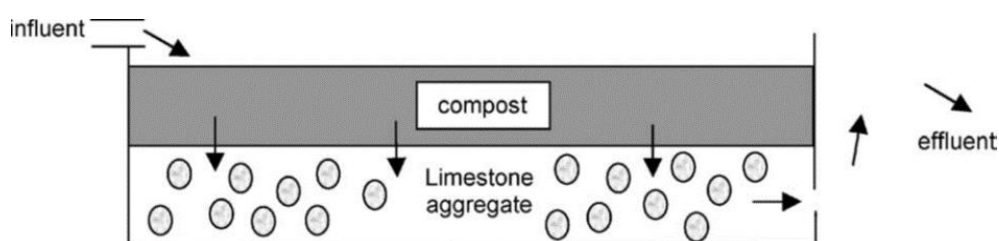
Mikrobiálně katalyzovaná reakce, která probíhá v kompostových bioreaktorech, produkuje alkalitu a biogenní sulfan (rovnice 10):



Z tohoto důvodu mohou být tyto systémy použity pro důlní vody, které jsou acidické a obsahují těžké kovy. Na rozdíl od aerobních mokřadů jsou reduktivní reakce, které probíhají v kompostu, podpořeny donory elektronů, které se generují z organické hmoty kompostu (Johnson and Hallberg, 2005). Jako náplň do těchto bioreaktorů se většinou používá směs dobře rozložitelné organické hmoty (kravský nebo koňský hnůj, použitý kompost z pěstování žampionů) a relativně hůře rozložitelných materiálů (piliny, sláma, rašelina). Kromě biologických procesů, jsou kyselá důlní vody také čištěny filtrací nerozpuštěných a koloidních látek a adsorpcí kovů na organickou matici (Favas et al., 2016).

Systémy produkující alkalitu

Jednou z variant použití kompostových bioreaktorů je jejich kombinace se systémy, které produkují alkalitu (Younger et al., 2003). Tyto systémy jsou nazývány RAPS (z angl.. reducing and alkalinity producing systems) nebo SAPS (z angl.. successive alkalinity producing systems) (Kepler a McCleary, 1994). V těchto systémech (obrázek 7) protéká drenážní voda vertikálně přes vrstvu kompostu, přičemž se z vody odstraní kyslík a redukuje se železo a sírany a poté protéká vrstvou vápencového štěrku, který zde plní funkci anoxické drenáže.



Obrázek 7. Schematické znázornění RAPS systému (Younger et al., 2003).

Propustné reaktivní bariéry

Tento způsob čištění se používá především pro čištění znečištěných podzemních vod a pracuje na stejné bázi jako anaerobní kompostové bioreaktory (mokřady) (Benner et al., 1997). Propustné reaktivní bariéry se vytváří tak, že se reaktivní materiál zakope do země do místa proudění. Materiál je většinou směs organického

Posouzení hydrochemických rizik vodních útvarů povrchových vod vzniklých v důsledku báňské činnosti a návrh jejich eliminace

substrátu (např. koňský hnůj, sláma) a vápencového štěrku, který je dostatečně propustný, aby proudění vody nebylo ovlivněno. Reduktivní mikrobiologické procesy v těchto bariérách produkují alkalitu (která vzniká také při rozpouštění vápence nebo dalších bazických minerálů) a odstraňují kovy ve formě siřičků, hydroxidů a uhličitánů (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Sasaki et al. (2008) popisuje jako náplň do propustné reaktivní bariéry, využití granulované škváry z vysokých pecí, která neobsahuje železo.

Mezi výhody tohoto způsobu patří malé nároky na plochu, nízké provozní náklady a skutečnost, že nevzniká žádný odpad, který je nutné likvidovat. Nevýhodou je nutnost několika substrátů, vyšší pořizovací cena u velkých systémů, použití je specifické pro každou lokalitu a je omezeno na průtok drenáže <20 cm pod povrchem terénu a není známa dlouhodobá účinnost (Blowes et al., 2000; Gavaskar et al., 2000; Moraci a Calabro, 2010).

Lokalita	Složení náplně	Koncentrace síranů na přítoku (mg/l)	Účinnost (%)
Sudbury, Kanada	Městský kompost (20%) Mulč z listí (20%) Štěpka (9%) Štěrk (50%) Vápenec (1%)	2500-5200	25-78
Vancouver, Kanada	Mulč z listí (15%) Štěrk (84%) Vápenec (1%)		
Charleston, USA	Mulč z listí (30%) Fe ⁰ (20%) Štěrk (45%) Vápenec (5%)	1800-49500	83-99
Shilbottle, V. Británie	Kompost z koňského hnoje a slámy (25%) Zelený kompost (25%) Vápenec (50%)		

Obrázek 8. Složení maticí pro propustné reaktivní bariéry (Gilbert et al., 2011).

Kompaktní bioreaktory pro oxidaci železa

Oxidace Fe^{2+} na Fe^{3+} v kyselých ($\text{pH} < 4$) důlních vodách je velmi zrychlená působením Fe-oxidujících prokaryot (baktérie a archea), z nichž mnohé jsou autotrofní. Nejčastěji studovanou baktérií je *Acidithiobacillus ferrooxidans*, striktní acidofilní baktérie, která také oxiduje řadu redukovaných sloučenin síry. Limitním faktorem pro použití těchto baktérií je jejich množství, což se většinou řeší imobilizací baktérií na pevný nosič (Long et al., 2003). Jak uvádějí Hallberg a Johnson (2001), většina výzkumu v této oblasti se soustředí především na různé nosiče a pouze baktérii *A. ferrooxidans*, přesto, že existuje celá řada dalších baktérií tohoto typu.

Mokřadní systémy pro odstranění organických látek a dusíku

Organické látky a dusík nebývají většinou přítomny v důlních vodách a průsacích z výsypek ve vyšších koncentracích. Pokud by bylo nutné tyto látky odstraňovat, jako efektivní způsob, který není náročný na investiční a provozní náklady, se jeví umělé mokřady s povrchovým tokem. Principiálně jsou tyto mokřady shodné s mokřady pro odstraňování železa a manganu. Rozdíl je pouze v návrhových parametrech, kde plocha mokřadu se počítá podle vzorce:

$$A = Q (\ln C_{\text{vstup}} - \ln C_{\text{výstup}}) / k, \text{ kde:}$$

A = plocha mokřadu (m^2)

Q = průměrný denní přítok (m^3/d)

C_{vstup} = koncentrace BSK_5 nebo N-NH_4^+ na přítoku (mg/l)

$C_{\text{výstup}}$ = koncentrace BSK_5 nebo N-NH_4^+ na odtoku (mg/l)

k = rychlostní konstanta prvního řádu (0,1 m/d pro BSK_5 , 0,05 m/d pro N-NH_4^+)

účinnost pro BSK_5 :

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

pro amoniakální dusík:

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

q = hydraulické zatížení (cm/d) tj. náпустná výška

Účinnost určena na základě analýzy 440 umělých mokřadů s povrchovým tokem podle Kadlec a Knight (1996).

Jako vegetace je nejvhodnější rákos obecný (*Phragmites australis*), hloubka vody se doporučuje mezi 10 a 40 cm.

Výsledky

Potenciální hydrochemická rizika ohrožující kvalitu vody ve vybraných vodních nádrží jsou spojená převážně s eutrofizací, rybářským využitím, zazemněním mělkých nádrží, se změnou chemismu vod v povodí, výskytem toxických sinic a rekreačním využitím krajiny. Dle dostupných dat nebyl zaznamenán prokazatelný rozdíl v kvalitě vody mezi jednotlivými typy nádrží (A až D). V roce 2017 měly sledované vodní nádrže převážně oligo až mezotrofní charakter.

Množství a kvalita přitékané vody z povodí, geomorfologie terénu, stáří nádrže, velikost a hloubka nádrže, využití okolní krajiny, výskyt vodní flóry a fauny, hospodaření na nádrži, vliv člověka atd. to vše má vliv na výslednou kvalitu vody.

Dalším z podkladů byla data z monitoringu kvality vod v příkopovém systému tří jezer. Byla posuzována rizika ovlivnění kvality vody v jezerech vyhodnocením dostupných parametrů měřených v příkopech a jejich srovnání s limity NV 401/2015 Sb. a ČSN 75 7221.

Jezero Barbora má 2 hlavní přítoky – z Otakaru a přítok severozápad (SZ). Dlouhodobě jsou sledovány od roku 1995 resp. 2006. Kvalita přitékající vody splňovala limity, nadlimitní hodnoty byly měřeny pouze výjimečně a nepředstavují riziko pro nádrž.

V povodí jezera Most bylo hodnoceno 6 příkopů v období 2009-17. U všech příkopů se vyskytovaly nadlimitní hodnoty a to u většiny parametrů. Trvale jsou vysoké hodnoty SO₄²⁻ a RL (rozpuštěných látek) u všech přítoků. Nejrizikovější se jeví příkop JM5, který má trvale nízké pH a řádově nadlimitní hodnoty Al, Mn, Fe, SO₄²⁻ a NH₄-N a příkop JM13 (nadlimitní hodnoty SO₄²⁻, Ca, Mg, NH₄-N, Mn, Fe).

V povodí jezera Chabařovice bylo sledováno 20 přítoků. Nadlimitní hodnoty byly nejčastěji zjišťovány u SO₄²⁻ a RL. Největší riziko představuje PV9 (CH₂O), který je nejvíc vodný. Trvale jsou zde měřeny nadlimitní hodnoty NH₄-N, TN, RL, Fe a většinou i Mn a SO₄²⁻.

Zvýšený výskyt některých znečišťujících látek souvisí, jak s geologickým podložím, tak s důlní činností v dotčeném území. Kyselé důlní vody z těžby uhlí a průsaky z výsypek patří mezi vody, které se velmi špatně čistí v biologických čistírnách, protože většinou mají velmi nízký obsah organických látek a velmi často nízké hodnoty pH. Mezi nejčastěji používané způsoby čištění těchto vod patří umělé mokřady. Aerobní umělé mokřady s povrchovým tokem jsou využívány pro odstraňování železa a manganu, které se v aerobních podmínkách vysráží a usadí na povrchu mokřadu. Anaerobní mokřady jsou využívány pro odstraňování síranů. K redukci síranů dochází ve vrstvě organického materiálu, jako je kompost. Pro zvýšení hodnot pH se používají anoxické vápencové drenáže. V případě nutnosti odstranit z důlních nebo výsypkových vod jak železo a mangan, tak sírany, jsou

Posouzení hydrochemických rizik vodních útvarů povrchových vod vzniklých v důsledku báňské činnosti a návrh jejich eliminace

jednotlivé mokřady řazeny za sebou. Některé sledované přítoky byly vodné jen určitou část roku a pro rozhodnutí o případné výstavbě umělého mokřadu je nutno předem znát reálnou látkovou bilanci (průtoky, koncentrace).

Přestože ve sledovaných přítocích docházelo k výskytu nadlimitních hodnot některých parametrů, kvalita vod ve sledovaných jezerech si zachovává převážně oligotrofní charakter s potenciálem jejich využití jako zdroje pitné vody.

Voda v krajině obecně, bez rozdílu jejího původu, plní významné ekologické funkce spojené s hydrologickým režimem krajiny, hraje významnou roli v distribuci sluneční energie a přispívá tak významně ke stabilizaci lokálního klimatu. V nemalé míře přítomnost vodních ploch podporuje zvýšení biodiverzity dotčeného území.

Na základě vyhodnocení hydrochemických rizik vodních útvarů povrchových vod lze konstatovat, že v hodnocených útvarech drobných stojatých vod na hnědouhelných výsypkách nebyl zjištěn žádný ukazatel, jehož hodnoty by dosahovaly takových hodnot, které by představovaly závažné riziko z pohledu ohrožení životního prostředí či z hlediska stávajících využití těchto malých vodních ploch. V případě hodnocených přítoků do stávajících zbytkových jezer se sice vyskytují zvýšené hodnoty několika ukazatelů, avšak pro hodnocení rizik a následný návrh umělých mokřadů je důležité zvážit, kromě parametrů zatížení, také průtoky a celkový stav lokality. Příkop, který je málo vodný a často vyschlý nepředstavuje riziko, i když byly opakovaně měřeny nadlimitní hodnoty některých parametrů. Podmínkou využití umělých mokřadů je zajištění trvalého přítoku vody do mokřadu, aby bylo umožněno přežívání rostlin, které se na čištění vod podílejí. Z těchto důvodů není možné na dané místní podmínky hnědouhelných výsypek a zbytkových jezer navrhnout žádný konkrétní vzorový příklad.

Impressum

Vydavatel:

Tento dokument byl vytvořen v rámci realizace projektu Vita-Min. Projekt Vita-Min byl podpořen z prostředků evropského Fondu pro regionální rozvoj v rámci Programu spolupráce SN-CZ 2014-2020. Partnery projektu jsou Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie / Saský úřad ŽP, zemědělství a ekologii (Leadpartner), město Oelsnitz/Erzgeb. a Ústecký kraj.

V případě otázek a informací k tomuto dílčímu projektu kontaktujte:

Kontaktní osoba

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Kontaktní osoba: Paní Kathleen Lünich

Telefon: + 49 351 88928 4420

E-mail: Kathleen.Luenich@smul.sachsen.de

Zpracovatel:

Výsledky tohoto dílčího projektu zpracovala v rámci zakázky pro Ústecký kraj firma R – PRINCIP Most s.r.o.

Fotografie na titulní straně:

R – PRINCIP Most s.r.o., (2019): vodní eroze v krajině

Redakční uzávěrka:

28.06.2019

**Další informace najdete na
www.vitamin-projekt.eu**