

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE

CHEMICKÉ SLOŽENÍ VODNÍCH PLOCH
VELKÉ PODKRUŠNOHORSKÉ VÝSYPKY

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

Diplomant: Jaroslav Zdráhala

2015

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra aplikované ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Jaroslav Zdráhala

Regionální environmentální správa

Název práce

Chemické složení vodních ploch Velké podkrušnohorské výsypky.

Název anglicky

The chemical composition of water bodies of Velká podkrušnohorská dump.

Cíle práce

Provést kategorizaci inventovaných vodních ploch v roce 2012 na Velké podkrušnohorské výsypce. Dle kategorizace zvolit cca dvacet vodních ploch pro odběr vzorků. Z vybraných vodních ploch odebírat vzorky vody a laboratorním měřením zjišťovat množství jednotlivých chemických prvků ve vodě obsažených. U vybraných vodních ploch popsat místní situaci a vegetační poměry. Z naměřených hodnot chemických prvků z jednotlivých vzorků vody zpracovat databázi.

Metodika

1. Kategorizovat inventované vodní plochy z roku 2012 na Velké podkrušnohorské výsypce. Na základě této kategorizace vybrat cca dvacet vodních ploch, z nichž budou odebírány vzorky vody pro měření.
2. Z vybraných vodních ploch odebírat vzorky vody po cca šesti týdnech a v laboratoři změřit množství chemických prvků v těchto vzorcích, hodnotu pH a vodivost.
3. Popsat místní situaci a vegetační poměry u vybraných vodních ploch a doložit fotodokumentací.
4. Naměřené hodnoty obsažených chemických prvků ve vodě zanést do databáze o vybraných vodních plochách.
5. Vyhodnocení naměřených hodnot.

Doporučený rozsah práce

40 stran + fotodokumentace

Klíčová slova

výsypkové vody, rekultivace území po těžbě, klasifikace malých vodních ploch

Doporučené zdroje informací

- PITTER, P. – VYSOKÁ ŠKOLA CHEMICKO-TECHNOLOGICKÁ V PRAZE. *Hydrochemie*. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2009. ISBN 978-80-7080-701-9.
- CHYTRÝ, M. *Vegetace České republiky. 3, Vodní a mokřadní vegetace = Vegetation of the Czech republic. 3, Aquatic and wetland vegetation*. Praha: Academia, 2011. ISBN 978-80-200-1918-9.
- Hezina, T. (2001): Vliv rekultivačních prací na koncentraci železa a manganu ve výsypkových vodách a oživení malých vodních nádrží na Velké podkrušnohorské výsypce (DSP). ZF JU.
- Pecharova, E., Stalmachova, B., Krasa, P., & Frankova, H. (2013). WETLAND VEGETATION OF COAL MINING AREAS WITHIN SOKOLOV AND KARVINA REGION. 13th SGEM GeoConference on Ecology, Economics, Education And Legislation, 1 (International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM2013), 1227-1234.

Předběžný termín obhajoby

2015/06 (červen)

Vedoucí práce

doc. RNDr. Emilie Pecharová, CSc.

Elektronicky schváleno dne 8. 4. 2015

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 9. 4. 2015

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 21. 04. 2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně, pod vedením doc. RNDr. Emilie Pecharové, CSc. Uvedl jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal.

V Praze 21. 4. 2015

.....

Poděkování

Děkuji doc. RNDr. Emilii Pecharové, CSc. za odborné vedení, všestrannou pomoc, poskytnuté konzultace, rady a připomínky, kterými mi byla nápomocna při zpracování této diplomové práce.

V Praze 21. 4. 2015

.....

Abstrakt

Práce se věnuje území Velké podkrušnohorské výsypky na Sokolovsku, na níž probíhá postupná sanace po těžbě hnědého uhlí. Cílem práce je analyzovat kvalitu povrchové vody na výsypce. Byly vymezeny kategorie vodních ploch, vyskytujících se na výsypce. Z těchto kategorií byly vybráni reprezentativní zástupci vodních ploch, z nichž byla odebírána voda pro chemický rozbor. Z naměřených hodnot chemického složení byla vyhotovena databáze. U zvolených vodních ploch byla pořízena fotodokumentace prostředí a popis vegetace. Rekultivace území není prozatím ukončena, takže oblast ještě neslouží veřejnosti. Chemické složení vody prokázalo, že kvalita vody zatím neodpovídá běžným povrchovým vodám, proto bude vhodné se monitoringem kvality výsypkové vody zabývat průběžně a dlouhodobě.

Klíčová slova: výsypkové vody, rekultivace po těžbě, klasifikace malých vodních ploch

Abstract

This master thesis is concerned with the Velká podkrušnohorská spoil heap region nearby the Sokolov town in which is going on the advancing remediation following after brown coal mining. The goal of this thesis is to analyze the quality of the surface water of spoil heap. There were defined the categories of water bodies that can be found in the spoil heap. Among these categories the water bodies representatives were chosen from which the water samples were taken for the chemical analysis. A database was established from the values and figures that were measured during the chemical analysis. By selected water bodies the vegetation is described and photos of the surroundings were taken. Reclamation of the area is not completed yet so the area is still not used by the public. Chemical composition of the water proved that the water quality does not reach the common surface waters yet, therefore it will be appropriate to continue with the monitoring of the spoil heap waters quality continuously and in the long term period.

Keywords: waters of spoil heaps, reclamation after mining, classification of small water bodies

Obsah

1. Úvod.....	9
2. Cíle práce	9
3. Literární rešerše.....	9
3.1 Kvalita krajiny, jakost vody	9
3.2 Důlní vody.....	11
3.3 Povrchové vody.....	11
3.4 Vlastnosti vody	12
3.5 Organické látky ve vodě.....	13
3.6 Anorganické látky ve vodě.....	13
3.6.1 Kovy.....	13
3.6.2. Nekovy	17
3.7 Chemický rozbor	19
3.8 Holistický přístup	20
3.9 Mokřady	21
3.9.1 Bioremediace v mokřadech.....	22
3.9.2 Vegetace	23
3.10 Obnova	24
3.10.1 Sukcese.....	27
3.10.2 Bilogicky hodnontý ekosystém	28
4. Charakteristika studijního území.....	28
4.1 Geologické umístění.....	30
4.2 Velká podkrušnohorská výsypka	31
5. Metodika	32
5.1 Stanovení kategorií pro výběr zástupců vodních ploch	33
5.2 Odběr vzorků vody a měření chemického složení vody	34
6. Výsledky místního a laboratorního šetření	35
6. 1 Popis místní situace a vegetačních poměrů.....	35
6. 2 Výsledky laboratorních rozborů.....	39
7. Diskuse.....	47
8. Závěr	50
9. Přehled literatury a použitých zdrojů	51

Seznam zkratek

Al	Hliník
Al ₂ O ₃	Oxid hlinitý
AMD	Acid mine drenage
C	Uhlík
Ca	Vápník
CaHCO ³	Hydrogenuhlíčan vápenatý
CaO	Oxid vápenatý
CaSO ⁴	Síran vápenatý
Cl ⁻	Chloridový ion
CO ₂	Oxid uhličitý
ČR	Česká republika
ČSN	Česká technická norma
ČZU	Česká zemědělská univerzita v Praze
EN	Evropská norma
ETR	Energy-transport-reaction
Fe	Železo
Fe ₂ O ₃	Oxid železitý
FeS ₂	Pyrit
GPS	Globální triangulační systém
HCl	Kyselina chlorovodíková
HCO ₃ ⁻	Anion hydrogenuhlíčanový
ISO	Mezinárodní organizace pro standardizaci
K	Draslík
K ₂ O	Oxid draselný
KNK 4,5	Alkalita
Mg	Hořčík
MgO	Oxid hořečnatý
Mn	Mangan
N	Dusík
Na	Sodík
NaHCO ₃	Hydrogenuhlíčan sodný
NH ₄ -N	Amoniakální dusík
NO ₂ -N	Dusitanový dusík

NO_3^-	Anion dusičnanový
$\text{NO}_3\text{-N}$	Dusičnanový dusík
O_2	Kyslík
P	Fosfor
P_2O_5	Oxid fosforečný
PO_4^{3-}	Anion fosforečnanový - fosfát
$\text{PO}_4\text{-P}$	Fosforečnanový dusík
SiO_2	Oxid křemičitý
SO_4^{2-}	Síranový ion – sulfid
TN	Celkový dusík
TP	Celkový fosfor
UV	Ultrafialové záření
VPV	Velká podkrušnohorská výsypka
VÚHU	Výzkumný ústav pro hnědé uhlí
Zn	Zinek

1. Úvod

Zahlazování následků povrchové těžby hnědého uhlí má snahu zajistit návrat přírody a člověka do krajiny. Negativní externality, jež s sebou dobývání nerostného bohatství nese, jsou obecně známy. Za pozitivní externalitu lze považovat to, že na výsypkách může být prováděn výzkum. Na výsypkách totiž vzniká nový prostor pro život, takže mohou vědcům sloužit jako území ke studiu zvyšující se biodiverzity, jež by nebylo možné v jiných podmínkách najít ani simulovat. A jedním z limitních životních faktorů je právě voda.

Povrchové vody z Velké podkrušnohorské výsypky jsou vody ovlivněné důlní činností v kraji. Výsypku opouštějí do recipientu, aniž by byly chemicky upravovány. Zvláště disponibilita kvalitní vody je určující podmínka udržitelného ekologického, ekonomického a sociálního vývoje. Chemické složení důlních vod překračuje koncentrace rozpuštěných a nerozpuštěných látek oproti běžným povrchovým vodám, kdy některé látky ve vodě obsažené mohou být pro život nežádoucí.

Velká podkrušnohorská výsypka zahrnuje oblasti rekultivované i oblasti ponechané samovolné sukcesí, oblasti s ukončenou rekultivací před desítkami let i oblasti s ještě probíhající rekultivací. Na území Velké podkrušnohorské výsypky bylo v letech 1993 – 2003 vytvořeno a upraveno více než sto mokřadních biotopů, na nichž probíhá výzkum jejich ekologických funkcí včetně možnosti jejich využití pro zlepšení kvality odtékající vody z výsypky (Pecharová 2004). Průběžnému monitoringu těchto vodních ploch, který zahrnuje i rozboru chemického složení odebraných vzorků vody, se vědci a pracovníci Sokolovské uhelné a. s. věnují od roku 1994 (Hezina 2001, Pecharová 2004, Broumová 2007).

2. Cíle

Cílem práce je zjistit chemické složení vodních ploch na Velké podkrušnohorské výsypce. Pro chemický rozbor bude vybrán vzorek vodních ploch, aby zastupoval jednotlivé kategorie vodních ploch, které se na Velké podkrušnohorské výsypce vyskytují. Nejprve bude provedena kategorizace vodních ploch podle inventarizace, provedené na Velké podkrušnohorské výsypce v roce 2012. Následně bude zvoleno cca dvacet vodních ploch, ze kterých budou odebrány vzorky vody. Laboratorním měřením bude ve vzorcích vody zjišťováno množství přítomných chemických prvků, hodnota pH a konduktivita. U zvolených vodních ploch bude popsána místní situace a vegetační poměry. Bude pořízena fotodokumentace k jednotlivým vybraným vodním plochám. Z naměřených hodnot chemického složení bude vytvořena databáze a bude provedeno vyhodnocení naměřených hodnot.

3. Literární rešerše

3.1 Kvalita krajiny, jakost vody

Povrchová těžba hnědého uhlí se negativně projevuje na krajině, proto těžební společnosti musí postupovat podle zákona č. 44/1988 Sb., zákon o ochraně a využití nerostného bohatství, ve znění pozdějších předpisů, aby vyhověli požadavku zahlazování následků hornické činnosti. V případě Sokolovské pánve se mluví o území o rozloze 115 km² (Pešek 2010). Hydrosféra je výrazně deformována

v systémech podzemní i povrchové vody, infiltračních a odtokových poměrů, výparu a srážek (Štýs et al. 2014). Biota je narušena jak v dobývacím prostoru tak i v okolním území, takže dochází k degradaci až destrukci ekosystémů okolního územního celku (Štýs et al. 2014).

Zákon těžařům ukládá provést sanaci resp. rekultivaci dotčeného území, kdy za sanaci považuje odstranění škod na krajině komplexní úpravou území a územních struktur. Neznamená to automaticky uvedení krajiny do původního stavu, ale je zde snaha obnovit krajinu tak, aby vyhovovala potřebám jak ekologickým, tak sociálním, estetickým, kulturním, historickým a ekonomickým. Při snaze o obnovu krajiny do původního stavu, by se musela posoudit udržitelnost, jelikož v nové obnovené krajině nastaly pozměněné podmínky. Ovšem každá obnova krajiny je běh na dlouhou trať, vždyť i hnědé uhlí se v oblasti dolovalo desetiletí a někde ještě dolovat bude. Spolupráce financujících organizací probíhá jak s vědci, tak státní správou, veřejností a nevládními organizacemi, aby krajina mohla sloužit obyvatelům regionů a vyhovovala legislativním požadavkům.

Voda je zdroj života, a proto je nutné zajistit, aby voda nemizela a aby byla kvalitní. Vodnímu režimu na výsypkách je třeba věnovat zásadní pozornost, takže se rekultivace provádějí tak, aby krajina byla vodou dobře zásobena a voda byla kvalitní, neboť jen tak se může obnovit ekosystém prostředí. Voda z výsypky odtéká přímo do recipientu, aniž by byla chemicky čištěna, a proto je nutné kvalitu výsypkových vod sledovat. Norma ČSN 75 7220, jakost vod, vyjmenovává minimální rozsah ukazatelů pro kontrolu jakosti tekoucích povrchových vod. Norma ČSN 75 7221, jakost vod, pak uvádí mezní hodnoty těchto jednotlivých ukazatelů, jakých hodnot mohou dosahovat v jak znečištěné tekoucí povrchové vodě.

Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., v platném znění, ve své příloze č. 2 vyjmenovává ukazatele vyjadřující dobrý stav vody ve vodním toku:

- neporušená samočistící schopnost,
- stav bez přítomnosti organismů s potenciálně patogenními a toxickými vlastnostmi,
- stav, při němž nedochází ke vzniku kalových lavic nebo pokrytí vodní hladiny pěnou, tuky, oleji nebo jinými látkami,
- koncentrace nebezpečných a zvláště nebezpečných látek ve vodním prostředí, sedimentech, plaveninách a živých organismech se nesmí znatelně zvyšovat v čase,
- stav, při němž nedochází k porušování hygienických požadavků na ochranu zdraví před ionizujícím zářením,
- stav, při němž nedochází v důsledku škodlivého působení látek ke změně produktivity vodního ekosystému, ani k závažnému omezení druhové rozmanitosti vodních organismů nebo překročení pro ně nejvýše přípustných hodnot dávky nebo objemové aktivity radionuklidů.

Jako nejrizikovější kontaminanty z ekologického hlediska lze označit železo (Fe), mangan (Mn) a sírany (SO_4^{2-}) vzniklé oxidací sulfidů (Černík 2008).

3.2 Důlní vody

Důlní vody jsou veškeré podzemní, povrchové a srážkové vody, jež vnikly do důlních prostorů ať hlubinných nebo povrchových. Chemické složení podzemních vod je výsledkem vzájemného působení srážkových a povrchových vod, podzemní atmosféry a horninového prostředí, přičemž chemické složení je závislé zvláště na složení půd a hornin, jimiž voda pod povrchem protéká (Pitter 2009). Důlní vody z těžby hnědého uhlí jsou obohaceny sírany, neboť hnědé uhlí je doprovázeno přítomností pyritu, jehož chemickou a biochemickou oxidací se právě voda obohatí o sírany, což má za následek snížení pH se zvýšenou koncentrací síranů a železa (Pitter 2009). Důlní vody z povrchových dolů hnědého uhlí jsou poměrně značně znečištěny, neboť jsou ve styku se vzduchem a s uhelnou slují (Pitter 2009). Díky malému množství rozpuštěného kyslíku je prostředí důlních vod významně redukční, kdy se železo a mangan vyskytují ve dvojmocné formě, tj. v rozpustných solích (Adámek 2010). Stav redukční se mění na stav oxidační po překročení dosycování kyslíkem v recipientu, kdy dojde k oxidaci z Fe^{II} na Fe^{III} , takže vzniknou jemné rezavé železité sraženiny v podobě jemného houbovitého kalu o mocnosti až několika desítek cm podle velikosti zdroje (Adámek 2010). Oxidace manganu Mn^{II} na Mn^{IV} je pomalejší, takže k významnému výskytu tmavohnědých nerozpustných sraženin dochází až po několika stech metrech, kdy dochází k inkrustaci dna, tedy k vytvoření pevné, prakticky nepropustné vrstvy (Adámek 2010).

Kyselé důlní vody (AMD acid mine drainage) jsou vody prosakující nejčastěji sulfidovými minerály např. pyritem (FeS_2), kdy za vznikem kyselých důlních vod stojí chemická a mikrobiální oxidace minerálního pyritu, což sníží pH pod hodnotu 4 (Adámek 2010). Do kyselých důlních vod se postupně vyluhovaly kontaminanty z narušeného horninového prostředí, došlo k nárůstu vodivosti, mineralizace, síranů a koncentrace kovů v tomto sledu (Černík 2008):

- v době těžby došlo vlivem kyslíku k masivní oxidaci pyritů (sulfidů železa),
- sulfidy železa se převedly do vody, dvojmocné železo ze sulfidů bylo oxidováno na trojmocné a sulfidy byly oxidovány na sírany za vzniku kyselých iontů H^+ ,
- nárůst koncentrací H^+ iontů vedlo k poklesu pH.

Nízké pH zpomaluje samočištění vody, takže až směrem po proudu dochází k naředování a vzrůstu pH (Adámek 2010). V takových vodách byla často naměřena vysoká koncentrace železa, manganu, vysoký podíl huminových kyselin, vysoký obsah dusičnanů, a v podloží nízký obsah vápníku, draslíku a fosforu (Ambrožová 2003).

3.3 Povrchové vody

Chemické složení stojatých povrchových vod ovlivňují klimatické podmínky více než tekoucí povrchové vody, např. projevuje se více odpar nebo vliv kyselých depozic. Skladba povrchových vod je ovlivněna (Pitter 2009):

- a) geologickým složením podloží a složením dnových sedimentů,
- b) hydrologicko-klimatickými poměry (srážkovými a teplotními poměry, ročním obdobím, dálkovým transportem závadných látek),

- c) půdně-botanickými poměry (zalesněním, druhem půd),
- d) antropogenní činností (průmyslem, zemědělstvím, komunálními odpady),
- e) přírodním podzemních vod.

Jakost stojatých vod je třeba monitorovat dlouhodobě, neboť složení stojatých vod se mění s ročním obdobím, hydraulickými a klimatickými podmínkami, kdy dochází k vertikální stratifikaci (Pitter 2009). Vertikální stratifikace mění chemické složení stojatých vod v závislosti na průtoku vody v nádrži, mění se během ročních období i během dne, kdy jsou takové změny vyvolávány změnou teploty, změnou koncentrace rozpuštěného kyslíku a oxidu uhličitého, chemickými a biochemickými procesy (oxidací a redukcí sloučenin síry), srážecími a rozpouštěcími procesy, adsorcí a desorcí. Takové změny jsou zvláště závislé na hodnotě pH a hodnotě oxidačně-redukčního potenciálu (Pitter 2009). Stupeň acidiface (okyselení) stojaté vody určuje dominující anion ve vodě, u neacidifikovaných vod převládají hydrogenuhličitan, u acidifikovaných síraný a dusičnaný (Majer 2012). Silně acidifikované vody nemají předpoklady pro biochemické přeměny některých složek (sloučeniny dusíku, síry a rozklad organických látek), neboť nejsou biologicky oživeny tolik jako ostatní povrchové vody (Pitter 2009). Vliv na kyselost stojatých vod mají sulfidické rudy, obsažené v geologickém podloží, jež mohou biochemicky a chemicky oxidovat až na kyselinu sírovou (Skousen et al. 2000).

Eutrofizace ve stojatých vodách je chápána jako růst obsahu minerálních živin, zejména sloučenin fosforu a dusíku, čímž dochází ke zvýšenému rozvoji fotosyntetizujících organismů, zvláště ciynobakterií (sinic) a řas, což má za následek zhoršení kvality vody (Ambrožová 2003). Přirozená eutrofizace vede ke stárnutí nádrží a jezer (Pitter 2009).

Nerozpuštěné látky ve vodě jsou vodou unášeny a část jich sedimentuje, takže dnový sediment je tvořen anorganickými látkami, organickými látkami a organismy. V dnových sedimentech probíhají biochemické, chemické a fyzikálně chemické procesy (srážení, rozpouštění, oxidace, redukce, komplexace, adsorpce, desorpce, difúze), čímž se podílejí na samočištění povrchových vod, ale současně mohou zapříčinit zpětnou kontaminaci povrchové vody (Pitter 2009).

3.4 Vlastnosti vody

Hodnoty pH

Hodnotu pH určují vodíkové ionty, čím je jejich koncentrace vyšší, tím nižší je hodnota pH, jež se pohybuje v rozmezí 0 – 14 (Malý, Malá 2006). V případě povrchové vody se jedná o rovnováhu ustavenou po interakci srážkové vody s půdou a horninou resp. závisí na kyselosti srážek, geochemické reaktivitě horniny, tedy její schopnosti neutralizovat kyselou vodu a délce kontaktu vody s horninou (Majer 2012). Přirozeným zdrojem kyselosti povrchové vody jsou ještě organické kyseliny, zvláště huminové kyseliny a fulvokyseliny, jež jsou produktem rozkladu organické hmoty v půdách (Majer 2012). Hodnoty pH v kyselých vodách s velkým obsahem huminových kyselin bývá cca 3 a ve vodách s vysokým obsahem uhličitanů a bohatými porosty vegetace bývá hodnota pH cca 10, neboť zvýšení hodnoty pH způsobuje intenzivní fotosyntéza rostlinstva, spojená s odčerpáváním oxidu uhličitého (CO₂) z vody (Lellák, Kubíček 1992).

Měrná vodivost

Měrná vodivost je mírou celkové mineralizace a je dána množstvím a druhem rozpuštěných látek disociovaných v ionty (Lellák, Kubíček 1992). Vztah mezi vodivostí a koncentrací iontů ve vodě nemůže být lineární, vzhledem k rozdílnému příspěvku těchto iontů v závislosti na jejich náboji a pohyblivosti (Majer 2012). Proto vodivost povrchové vody určuje zvláště množství přítomných bazických kationtů vápníku, hořčíku, sodíku, draslíku (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) a aniontů silných kyselin resp. síranů, dusičnanů, chloridů a uhličitanů (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , HCO_3^-). Vliv vysoce pohyblivých kationtů vodíku (H^+) je příznačný pro silně kyselé vody (Majer 2012). Většina těchto složek se dostává do povrchové vody při podpovrchovém oběhu, a jejich množství je dáno jak reaktivitou podložních hornin, tak dobou takového oběhu. Vodivost je závislá na teplotě vody, proto se obvykle měří a přepočítává na teplotu 25 °C (Horáková 2003).

3.5 Organické látky ve vodě

Humínové látky

Humus se tvoří rozkladnými a syntetickými pochody z odumřelé rostlinné hmoty v půdě, kdy se humifikuje zhruba polovina primární organické hmoty a zbytek se mineralizuje (Pitter 2009). Humus do povrchových vod přechází z půdy, rašelinišť a dnových sedimentů. Při humifikaci vznikají nejprve ve vodě částečně rozpustné humínové látky, tj. humínové a fulvínové kyseliny, a poté nerozpustné huminy (Wildeman et al. 1993).

3.6 Anorganické látky ve vodě

Anorganické látky, vyskytující se ve vodě, lze rozdělit na kovy, polokovy a nekovy, jednotlivé prvky mohou být přítomny ve vodě současně jako kationty, anionty i neelektrolyty. Předpokládá se, že v přírodních vodách se vyskytují jako kationty vápník, hořčík, draslík a amoniakální dusík, a jako anionty hydrogenuhličitan, sírany, chloridy, dusičnany, dusitany, fluoridy a fosforečnany (Pitter 2009). Celkovou mineralizací vody se chápe součet hmotnostních koncentrací anorganických látek bez rozpuštěných plynů. Přírodní vody se dělí podle stupně mineralizace na vody velmi málo mineralizované až velmi mineralizované (Malý, Malá 2006).

Tabulka č. 1: Rozdělení přírodních vod podle stupně mineralizace

Typ vody	mineralizace [mg/l^{-1}]
velmi málo mineralizovaná	< 100
málo mineralizovaná	100 - 200
středně mineralizovaná	200 - 500
se zvýšenou mineralizací	500 - 1 000
velmi mineralizovaná	> 1 000

Zdroj: Malý, Malá 2006

3.6.1 Kovy

Při posouzení znečištění se mluví o těžkých kovech a toxických kovech. Ve vodách jsou obsaženy téměř všechny kovy alespoň ve stopovém množství, a to v závislosti

na geologických podmínkách, kdy k obohacení vody dochází stykem s horninami a půdou, což se týká zejména vápníku, hořčíku, sodíku a draslíku (Pitter 2009). V kyselých vodách lze nalézt vyšší koncentrace kovů (Skousen et al. 2000). Kovy se ve vodě mohou vyskytovat ve formě jednoduchých kationtů nebo aniontů, komplexních aniontů nebo neutrálních molekul (komplexy s huminovými látkami, aminokyselinami a iontové asociáty, s ionty uhličitany, hydrogenuhličitany, síranovými a fosforečnanovými) (Horáková 2003). Z chemického hlediska bývají těžké kovy definovány objemovou hmotností větší než $5\,000\text{ kg/m}^3$, nebo tím, že jejich soli se srážejí sulfidem sodným za vzniku málo rozpustných sulfidů (Pitter 2009). Mezi těžké kovy se řadí např. železo a mangan a mezi toxické zinek. Toxicita je hlavně závislá na formách výskytu příslušného kovu, takže vyšší toxicita přísluší iontové formě kovu než formě komplexní (Horáková 2003).

Železo (Fe)

Železo je kov přechodný, důležitý pro různé pochody v živých systémech, neboť z biologického hlediska slouží k přenosu a zásobě kyslíku (Greenwood, Earnshaw 1993). Železo je obvyklou složkou povrchové vody. Výskyt železa rozpuštěného a nerozpuštěného ve vodě je závislé na hodnotě pH, oxidačně-redukčním potenciálu (množství rozpuštěného kyslíku) a komplexotvorných látkách ve vodě přítomných. Rozpustné je železo ve formě iontů železnatých (Fe^{2+}) a ve vodách, obsahující rozpuštěný kyslík, se oxiduje na ionty železité (Fe^{3+}), přecházejících do formy sraženin hydroxidů a oxidů železitých (Majer 2012). V kyselých důlních vodách je koncentrace železa mimořádně vysoká, neboť obsahuje kyselinu sírovou, jež vznikla oxidací sulfidické rudy pyritu (Pitter 2009). Rychlost oxidace železa závisí od hodnoty pH, kdy pod hodnotu pH 5 se oxidace zpomaluje až na konstantní úroveň při hodnotě pH 3 (Pitter 2009). Oxidaci zpomalují sírany a chloridy a zrychlují hydrogenuhličitany (Pitter 2009). Rychlost oxidace železa rozpuštěným kyslíkem ve vodě dále ovlivňují organické látky, především huminové látky a třísloviny (Pitter 2009), jež oxidaci zpomalují. S tím souvisí i světlo, kdy zejména v kyselém prostředí se během intenzivního slunečního svitu rozpouští oxid železitý (Pitter 2009). Koncentrace železa v důlních vodách, vyplňující prostory po těžbě hnědého uhlí s vyššími obsahy pyritu, je do 300 mg l^{-1} , v povrchových vodách do $0,5\text{ mg l}^{-1}$ a v atmosférických vodách $0,02\text{ mg l}^{-1}$ v roce 2000 (Pitter 2009). Norma koncentrace železa environmentální kvality povrchové vody je stanovena na hodnotu 1 mg/l dle Nařízení vlády ČR č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů.

Železo se hromadí ve spodních vrstvách vody u dna v období letní a zimní stagnace, kdy koncentrace železa ve svrchních vrstvách jsou nižší (Pitter 2009). K cirkulaci železa dochází v jarním a podzimním období, kdy se železo u povrchu dostává do styku s rozpuštěným kyslíkem a oxiduje (Pitter 2009). Jednoduché rozpustné anorganické soli, např. chloridy, sírany, dusičnany, disociují za uvolnění iontů železnatých (Fe^{2+}) resp. železitých (Fe^{3+}), kdy tyto ionty hydrolyzují v závislosti na hodnotách pH, aby se vytvořily hydroxidy ve vodě málo rozpustné (Conner 1990). Rozpustnost železnatých solí je ovlivněna přítomností některé z forem oxidu uhličitého, např. hydrogenuhličitany, s nimiž Fe^{2+} reaguje ve vodě s pH hodnotou do 11 (Malý, Malá 2006). Železo ve formě hydroxidů nelze vysrážet z přírodní vody, ve které tvoří komplexní sloučeniny s Fe(III) a s Fe(II) huminové kyseliny (Malý, Malá 2006). S vyšší hodnotou pH je snadnější oxidace Fe(II) na Fe(III).

Mangan (Mn)

Mangan patří rovněž mezi kovy přechodné a používá se jako součást ocele, neboť zvyšuje tvrdost ocele (Greenwood, Earnshaw 1993). Mangan vodu rozkládá a uvolňuje z ní kyslík (Greenwood, Earnshaw 1993). Mangan v povrchových vodách doprovází železo, a stejně tak je jeho výskyt závislý na hodnotě pH, oxidačně-redukčním potenciálu a komplexotvorných látkách přítomných ve vodě. Mangan rozpuštěný je ve vodě ve formě iontů manganatých (Mn^{2+}), jež oxidací přechází na sloučeniny nerozpustné vyšších oxidačních stupňů (Majer 2012). Ve vodě, obsahující rozpuštěný kyslík, je mangan Mn^{2+} nestabilní, tak v prostředí alkalickém rychle oxiduje, hydrolyzuje a vylučuje se v málo rozpustném III a IV oxidačním stupni (Pitter 2009). Pro stejnou rychlost oxidace manganu jako železa je potřeba vyšších hodnot pH, takže mangan je oproti železu odolnější vůči oxidaci ale náchylnější k redukcí (Pitter 2009). Medián koncentrace manganu v povrchových vodách v období 2007 – 2010 je 29 $\mu\text{g/l}$ (Majer 2012) a v atmosférických vodách 0,7 mg l^{-1} v roce 1994 (Pitter 2009). Norma koncentrace manganu environmentální kvality povrchové vody je stanovena na hodnotu 300 $\mu\text{g/l}$ dle Nařízení vlády ČR č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů.

Mangan, obsažený v sedimentech, se v letním a zimním období stagnace může uvolňovat zpět do vody z důvodu poklesu oxidačně-redukčního potenciálu v anoxických až anaerobních podmínkách (Pitter 2009). Koncentrace manganu vzrůstají v období jarní a podzimní cirkulace, kdy se mangan rozptýluje do celého objemu vodní nádrže (Pitter 2009).

Sodík (Na)

Sodík je alkalický kov, tj. měkký a nízkotající, zastoupený v zemské kůře přibližně v rozsahu 2,5 % (Pitter). Obsah sodíku v povrchové vodě je závislý na složení horninového podloží, jeho geochemické reaktivitě a na době podpovrchového oběhu vody (Majer 2012). Sodík se ve vodě vyskytuje převážně jako jednoduchý kationt, s výjimkou důlních vod s vysokou koncentrací síranů nebo alkalických vod s vyšší koncentrací uhličitanů (Pitter 2009). Ve srážkových vodách v neznečištěných oblastech se koncentrace sodíku obvykle pohybuje v desetinách až setinách mg l^{-1} (Pitter 2009), medián koncentrace sodíku v povrchových vodách v období 2007 – 2010 byl 8,65 mg./l (Majer 2012). Pro sodík není stanovena norma environmentální kvality povrchové vody v nařízení vlády ČR č. 61/2003 Sb, ve znění pozdějších předpisů.

Draslík (K)

Draslík je alkalický kov tj. měkký a nízkotající, v zemské kůře zastoupený přibližně stejně jako sodík ale přitom jeho koncentrace v povrchových vodách je nižší (Majer 2012). Rovněž obsah draslíku v povrchové vodě je odvislý od složení horninového podloží, jeho geochemické reaktivitě a na době oběhu vody pod povrchem (Majer 2012). Draslík se stejně tak ve vodě vyskytuje převážně jako jednoduchý kationt, s výjimkou důlních vod s vysokou koncentrací síranů nebo alkalických vod s vyšší koncentrací uhličitanů (Pitter 2009). Draslík, vyskytující se v přírodě, obsahuje cca 0,011 % radioaktivního izotopu ^{40}K , takže vody s obsahem draslíku jsou slabě radioaktivní (Pitter 2009). Koncentrace draslíku v atmosférických vodách v neznečištěných oblastech se pohybují zpravidla v desetinách až setinách mg l^{-1}

(Pitter 2009) a medián koncentrace draslíku v povrchových vodách v období 2007 – 2010 činil 2,4 mg/l (Majer 2012). Ani v případě draslíku není stanovena norma environmentální kvality povrchové vody v nařízení vlády ČR č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů.

Vápník (Ca)

Vápník je kovem alkalických zemin, zastoupeným v zemské kůře asi z 0,035 % (Pitter 2009) a nejdůležitějším bazickým kationtem (Majer 2012). Koncentrace vápníku značně koreluje s hodnotami měrné vodivosti a obsah vápníku je zvláště určován složením horninového podloží, jeho geochemickou reaktivitou a dobou podpovrchového oběhu vody (Majer 2012). Vápník jako jednoduchý iont Ca^{2+} se vyskytuje v málo a středně mineralizovaných vodách, zatímco ve více mineralizovaných vodách s vyšší koncentrací hydrogenuhličitanů a síranů, např. důlních vodách a vodách po srážení hydroxidem vápenatým a uhličitanem sodným, se tvoří různé iontové asociáty (Pitter 2009). Koncentrace vápníku v roce 1994 ve srážkových vodách byla 1,77 mg l^{-1} (Pitter 2009) a medián koncentrace vápníku v období 2007 – 2010 v povrchových vodách byl 24 mg/l (Majer 2009). Nařízení vlády ČR č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů, stanovuje pro normu environmentální kvality povrchové vody hodnotu koncentrace vápníku na 190 mg/l.

Vápník podléhá ve stojatých vodách vertikální stratifikaci, kdy v letních měsících dochází k rozvoji zelených organismů a k intenzivní fotosyntéze a tak se vyčerpá z vody rozpuštěný oxid uhličitý a vzroste hodnota pH do alkalické oblasti, takže koncentrace vápníku klesá, a v zimním období se prostředí okyseluje, což vede k opětovnému zvýšení koncentrace vápníku (Pitter 2009).

Hořčík (Mg)

Hořčík je kovem alkalických zemin, jehož zastoupení v zemské kůře je asi z 0,020% (Pitter 2009), a po vápníku je druhým nejdůležitějším bazickým kationtem (Majer 2012). Hořčík je využíván v rostlinách při fotosyntéze, takže jeho produktem jsou i fosilní paliva (Toužín 2001). Stejně jako u vápníku je obsah hořčíku určován zvláště složením horninového podloží, jeho geochemickou reaktivitou a délkou oběhu vody pod povrchem (Majer 2012). V málo a středně mineralizované vodě se stejně tak hořčík vyskytuje jako jednoduchý iont Mg^{2+} a ve více mineralizovaných vodách s vyšší koncentrací hydrogenuhličitanů a síranů se mohou ve větší míře tvořit různé iontové asociáty, kdy se jedná např. o důlní vody a vody po srážení hydroxidem vápenatým a uhličitanem sodným (Pitter 2009). Koncentrace hořčíku v atmosférických vodách v roce 1994 byla 0,70 mg l^{-1} (Pitter 2009) a medián koncentrace hořčíku v povrchových vodách v období 2007 – 2010 byl 6 mg/l (Majer 2009). Hodnota koncentrace hořčíku 120 mg/l je stanovena pro normu environmentální kvality povrchové vody nařízením vlády ČR č. 61/2003 Sb, ve znění pozdějších předpisů.

Hliník (Al)

Hliník se řadí mezi ostatní kovy a v zemské kůře je jeho zastoupení 8,3 %, což ho řadí na třetí místo po kyslíku a křemíku (Greenwood, Earnshaw 1993). Hliník se rozpouští podle pH okolního prostředí, je toxický jak pro kořenový systém rostlin,

tak pro vodní organismy (Majer 2012). Hliník se z půdních minerálů výrazněji uvolňuje, jestliže pH okolního prostředí klesne pod hodnotu pH 5,5, a pak jeho koncentrace rychle rostou se snižujícím se pH (Majer 2012). Schopnost huminových látek vázat hliník je maximální při hodnotě pH kolem 6, při vyšším klesá, a pod hodnotu 3,5 pH je již zanedbatelná (Pitter 2009). Hliník v rozpuštěné formě převažuje pouze v kyselých vodách (Costello 2003). Vyšší koncentrace hliníku se nachází v acidifikovaných vodách, medián koncentrace v povrchových vodách je 15 $\mu\text{g/l}$ (Majer 2012). Nařízení vlády ČR č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů, stanovuje pro normu environmentální kvality povrchových vod hodnotu hliníku na 1 000 $\mu\text{g/l}$.

Zinek (Zn)

Zinek patří k přechodným kovům a je zřejmě nezbytným kovem pro jakékoliv formy života (Toužín 2001). Jeho přirozeným zdrojem v přírodních vodách je zvětrávání rud obsahujících zinek a antropogenním zdrojem atmosférický spad, kdy se zinek uvolňuje při spalování fosilních paliv a při těžbě a zpracování zinkových a jiných rud (Majer 2009). Z přírodních vod se zinek vylučuje zejména jako uhličitán nebo hydroxid-uhličitán (Pitter 2009). Koncentrace zinku v atmosférických vodách v roce 1994 činila 0,056 mg l^{-1} (Pitter 2009) a medián koncentrace hliníku v období 2007 – 2010 v povrchových vodách byl nižší než 10 $\mu\text{g/l}$ (Majer 2012). Hodnota koncentrace zinku na 92 $\mu\text{g/l}$ je stanovena pro normu environmentální kvality povrchových vod nařízením vlády ČR č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů.

3.6.2 Nekovy

Základní anionty, vyskytující se v přírodních vodách, jsou sírany, dusičnany, chloridy a hydrogenuhličitany.

Kyslík (O_2)

Aktuální obsah rozpuštěného kyslíku v povrchové vodě pochází ze vzduchu (difuze probíhá převážně u hladiny) a z fotosyntetické asimilace vodních rostlin (Hartman et al. 2005). Množství rozpuštěného kyslíku narůstá v prosvětlené vrstvě s bohatou vegetací a fotosyntetickou aktivitou, klesá v noci během dýchání rostlin a živočichů a s hloubkou. Dostatek rozpuštěného kyslíku ve vodě, stejně tak jako sedimentace, teplota vody nebo odnos pevných látek, slouží k samočištění povrchové vody. Při veškeré spotřebě rozpuštěného kyslíku pokračuje rozklad organických látek anaerobní cestou, kdy vzniká oxid uhličitý, metan a sirné organické sloučeniny, jež vytváří s kovovými ionty sloučeniny v podobě černých sraženin (siričky železa a manganu), koncentrovaných v sedimentech stojatých vod (Lellák, Kubíček 1992). Proto je kyslík nezbytný při samočištění povrchových vod, kdy je spotřebováván při aerobním biologickém rozkladu organických látek, disimilaci zelených organismů (vodních rostlin a fytoplanktonu), a při oxidaci železa, manganu a sulfidů (Skousen et al. 2000). Na kyslík jsou chudé podzemní vody, neboť kyslík je při průchodu půdou a horninami spotřebováván chemickými a biochemickými pochody, takže k nasycení kyslíkem dochází až po vývěru vody na povrch (Pitter 2009).

Fosfor (P)

Fosfor (P) se vyskytuje v největší míře v apatitech, netvoří žádné těkavé sloučeniny, takže necirkuluje atmosférou, rychle ho spotřebovávají rostoucí rostliny. Přírodním zdrojem fosforu ve vodě je tak rozpouštění a vyluhování půd, minerálů a zvětralých hornin. Celkový fosfor se ve vodě vyskytuje rozpuštěný a nerozpuštěný. S periodickými změnami během roku dochází k vertikální stratifikaci fosforu ve stojatých vodách v důsledku chemických, biochemických a sorpčních procesů, kdy je inkorporován do nově se tvořící biomasy, aby následně byl z ní opět uvolňován do vody při jejím rozkladu (Pitter 2009). Fosfor (s dusíkem - N) splňuje klíčovou úlohu pro přirozenou eutrofizaci povrchových vod, neboť pocházejí z půdy, dnových sedimentů a z rozkladu odumřelých vodních organismů (Pitter 2009).

Sířany (SO_4^{2-})

Zdrojem síranů v povrchových vodách je vyluhování z půd a podložních hornin, takže síranové anionty jsou většinou dominujícím aniontem silných kyselin v ČR (Majer 2012). Vysoká koncentrace síranů v důlních vodách je zapříčiněna oxidací sulfidických rud, především pyritu (FeS_2) (Costello 2003). Jednoduchý síranový anion (SO_4^{2-}) je v rozpuštěné formě, iontové asociáty se tvoří v důlních vodách v okolí těžby pyritu (Pitter 2009). Takové iontové asociáty mohou ovlivnit rychlost oxidace železa a manganu kyslíkem rozpuštěným ve vodě (Pitter 2009). Sířany jsou dominujícím aniontem důlních vod v okolí nalezišť sulfidických rud a hnědého uhlí, kde např. v oblasti Komořan je průměrná koncentrace síranů $2\,500\text{ mg l}^{-1}$ (Pitter 2009). Koncentrace síranů v důlních vodách, vyplňující prostory po těžbě hnědého uhlí s vyššími obsahy pyritu, je do $2\,000\text{ mg l}^{-1}$. Nařízením vlády ČR č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů, je pro normu environmentální kvality povrchové vody stanovena hodnota koncentrace síranů na 200 mg/l .

K redukci síranů ve vodě dochází biochemickým procesem, kdy efektivní biologická desulfatace probíhá v relativně teplých vodách ($15\text{ až }25\text{ }^\circ\text{C}$), což v zimě nelze u důlních vod splnit (Pitter 2009).

Dusičnany (NO_3^-)

Dusičnany se vyskytují zřídka v minerálech, takže vznikají především sekundárně např. spalováním paliv se dostávají do atmosférických vod (Pitter 2009). Dusičnany se v povrchových vodách ČR vyskytují cca z 12 % (Majer 2012). Sloučeniny dusíku jsou ve vodě málo stabilní a biochemickým přeměnám podléhají v závislosti na oxidačně-redukčním potenciálu a hodnotě pH, proto dusičnany jsou stabilní při relativně vysokých hodnotách oxidačně-redukčního potenciálu (Pitter 2009). Dusičnany jsou v letním vegetačním období odčerpávány z vody vegetací, naproti tomu v zimním mimovegetačním období se vyluhují z půdy, když jsou jen slabě zadržovány v půdním sorpčním komplexu (Pitter 2009). Nařízení vlády ČR č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů, stanoví pro normu environmentální kvality povrchové vody hodnotu koncentrace dusičnanů na $5,4\text{ mg/l}$.

K redukci dusičnanů může docházet působením UV-zářením, kdy účinnost závisí na hodnotě pH a vlnové délce UV-zářením (Pitter 2009).

Chloridy (Cl⁻)

Chloridy přírodního původu přecházejí do vody zvětráváním a vyluhováním hornin a půd anebo ze srážek zasažených exhalacemi ze spalování paliv, a jsou nejrozšířenější formou výskytu chloru ve vodě především jako jednoduchý ion Cl⁻ (Pitter 2009). Chloridy jsou zastoupeny v povrchových vodách ČR kolem 22 % (Majer 2012). Pro normu environmentální kvality povrchové vody stanoví nařízení vlády ČR č. 61/2003 Sb., ve znění pozdějších předpisů, hodnotu koncentrace chloridů na 150 mg/l.

Fosforečnany (PO₄³⁻)

Fosfáty ve vodách se vyskytují díky rozpouštění a vyluhování některých půd, minerálů a zvětralých hornin (Pitter 2009). Fosforečnany se uplatňují při růstu zelených organismů ve vodě (řas a sinic) resp. v přírodním koloběhu látek, takže jejich koncentrace je nejnižší v letním období, neboť do prostředí se z organismů uvolní zase až po jejich uhynutí a rozkladu (Pitter 2009).

Fosforečnany podléhají vertikální stratifikaci fosforu s periodickými změnami během roku, k nimž dochází v důsledku chemických, biochemických a sorpčních procesech ve stojatých vodách (Pitter 2009).

Anion hydrogenuhličitanový (HCO₃)

Hydrogenuhličitaný vznikají při chemickém zvětrávání hlinitokřemičitanů, nebo reakcí mezi uhličitanovými minerály a oxidem uhličitým, nebo při chemickém odkyselování vody (Pitter 2009). K postupnému rozkladu hydrogenuhličitanů dochází při zahřívání vody, kdy z vody uniká oxid uhličitý (CO₂) a vznikající uhličitaný reagují s kovy (Pitter 2009).

3.7 Chemický rozbor

Chemický rozbor zobrazuje složení vody v daném okamžiku. Původní složení vody mohou měnit procesy, které ve vodě probíhají různou rychlostí, a to fyzikální, chemické, fotochemické a biologické. Uchovávání vzorků musí zohlednit skutečnost, k jaké analýze byly vzorky odebrány (Popl, Fähnrich 1999). Vzorky vody je možné konzervovat, aby následná analýza odpovídala podmínkám při odběru vzorku.

Pravidla pro odběr vzorků vody (Ambrožová 2003): materiálem vzorkovnic je plast, polyethylen či skleněná láhev se zábrusem; objem vzorkovnice se volí podle potřebného množství vzorku pro laboratorní zpracování; vzorkovnice se neplní vzorkem až po okraj; vzorky je nutné po odběru uchovávat v chladu a co nejdříve zpracovat, jinak konzervovat.

Záznam chemické analýzy vody obsahuje (Kalavská, Holoubek 1989): 1) určení druhu vody, její původ a lokalita odběru; 2) datum odběru, jméno pracovníka, který provedl odběr; 3) způsob odběru, druh vzorku a způsob jeho konzervace; 4) teplotu vody a vzduchu v místě odběru, datum a vydatnost posledních srážek; 5) charakteristika vody získaná přímo na místě odběru (barva, zápach, zákal pH, vodivost, chuť, pěnivost apod.); 6) charakteristika vody z bodu 5 mimo místo odběru (chuť dalšího degustátora); 7) skupinové stanovení (acidita, alkalita, rozpuštěný

kyslík, celkový uhlík, tvrdost vody, celkový obsah rozpustných a nerozpustných látek); 8) stanovení složek, které požaduje odběratel; 9) přesný popis postupu, použitého ke stanovení jednotlivých ukazatelů a složek; 10) výsledky analýz s příslušným statistickým zhodnocením, jména pracovníka, který chemický rozbor provedl.

Norma ČSN EN ISO 5667-1, jakost vod – odběr vzorků, se věnuje stanovení místu odběru vzorků s ohledem, zda se jedná o periodický odběr vzorků vody. Dále doporučuje norma odebírat oddělené vzorky pro chemické, mikrobiologické a biologické rozbor, jelikož se liší manipulace s nimi. Norma popisuje vzorkovače a vzorkovnice, aby nebyl vzorek vody kontaminován. Uchovávání vzorku v chladničce stanoví do 24 hodin, na delší dobu se vzorky uchovávají v mrazničce.

Norma ČSN EN ISO 5667-3, kvalita vod – odběr vzorků, popisuje identifikaci vzorků, co mají štítky na vzorkovnicích obsahovat a co mají splňovat, aby nedošlo k jejich znehodnocení resp. nečitelnosti. Norma dále stanoví teplotu chlazení na (3 ± 2) °C a teplotu mražení pod -18 °C pro uchovávání vzorků v laboratoři. Norma uvádí obecně vhodné způsoby konzervace vzorků pro fyzikálně-chemický a chemický rozbor, kdy pro jednotlivý ukazatel je vypsána konkrétní norma, druh vzorkovnice, konzervace a podmínky uchovávání a maximální možný počet dnů uchovávání před zpracováním.

Norma ČSN ISO 5667-7, jakost vod – odběr vzorků, se věnuje odběrům vzorků stojatých vod, kdy doporučuje skladování vzorků pro krátkou dobu chlazením na 4 °C a na dlouhou dobu zmrazením na -20 °C. K normě je připojen normativní protokol o odběru vzorků vody z vodní nádrže, který slouží k zaznamenání terénních zjištění v okamžiku odběru vzorku.

Norma ČSN ISO 5667-14, jakost vod – odběr vzorků, obsahuje popis zdrojů chyb při odběru vzorků, jak může dojít k znečištění, nestabilitě, nesprávné konzervaci, nesprávnému odběru vzorků a nesprávné přepravě vzorků.

Norma ČSN EN ISO 5667-23, jakost vod – odběr vzorků, obsahuje návod pro pasivní odběr vzorků z povrchových vod.

3.8 Holistický přístup

Model ETR (energy-transport-reaciton) popisuje vztahy mezi energií, vodním transportem a fyzikálními, chemickými a biologickými procesy. Voda se podle tohoto modelu podílí na disipaci sluneční energie na úrovních (Chmelová et al. 2011): fyzikálních procesů (evapotranspirace a kondenzace), chemických procesů (rozpuštění a srážení) a biologických procesů (fotosyntéza a dýchání). Odnos látek vodou je nevratný a jeho výše určuje stabilitu ekosystému, když ekologická účinnost dané krajiny je dána poměrem množství kolujících látek k jejich ztrátám při daném množství dodané energie (Chmelová et al. 2011). S touto účinností konkrétního ekosystému souvisí krátký koloběh vody v lokalitě.

Energie podle modelu ETR by měla být disipována prostřednictvím vody a vegetace tak, aby vytvořila dynamickou rovnováhu teploty, srážek, odtoku a chemických procesů (Chmelová et al. 2011).

3.9 Mokřady

Mokřady jsou stálé nebo sezónní mělké vody s rozmanitými mikrobioty. Základními rysy mokřadů jsou (Kender 2000): a) v území je voda přítomná buď až k povrchu půdy nebo alespoň do kořenové zóny, b) půda mokřadů má zvláštní vlastnosti, jež ji odlišují od ostatních půd (např. obsahem živin nebo nízkou hladinou kyslíku), c) v mokřadech se vyvíjí vegetace adaptovaná k zaplavení (rostliny, jež zaplavení nesnesou, nejsou přítomny). Mokřady účinně disipují energii v prostoru a čase, pomáhají zvlhčovat podnebí, zkracovat a uzavírat koloběh vody, udržovat vysokou hladinu podzemní vody, udržovat vysoký obsah živin a minerálních látek v půdě, čímž minimalizují jejich ztráty (Wildeman et al. 1993).

Základní dělení mokřadů (Machar 2014) je:

- Rašeliniště, kde ve vlhkém podnebí vzniká a hromadí se organická hmota rašelina, označována jako vrchoviště, kdy se do rašelinišť voda a živiny dostávají výlučně srážkami.
- Slatiniště, což jsou zaplavovaná území s vnořenou bylinnou vegetací, živena buď podzemní nebo říční vodou.
- Bažiny s vysokou vegetací, většinou stromovou, jsou zalesněné mokřady na zavodněné nebo zaplavované půdě.

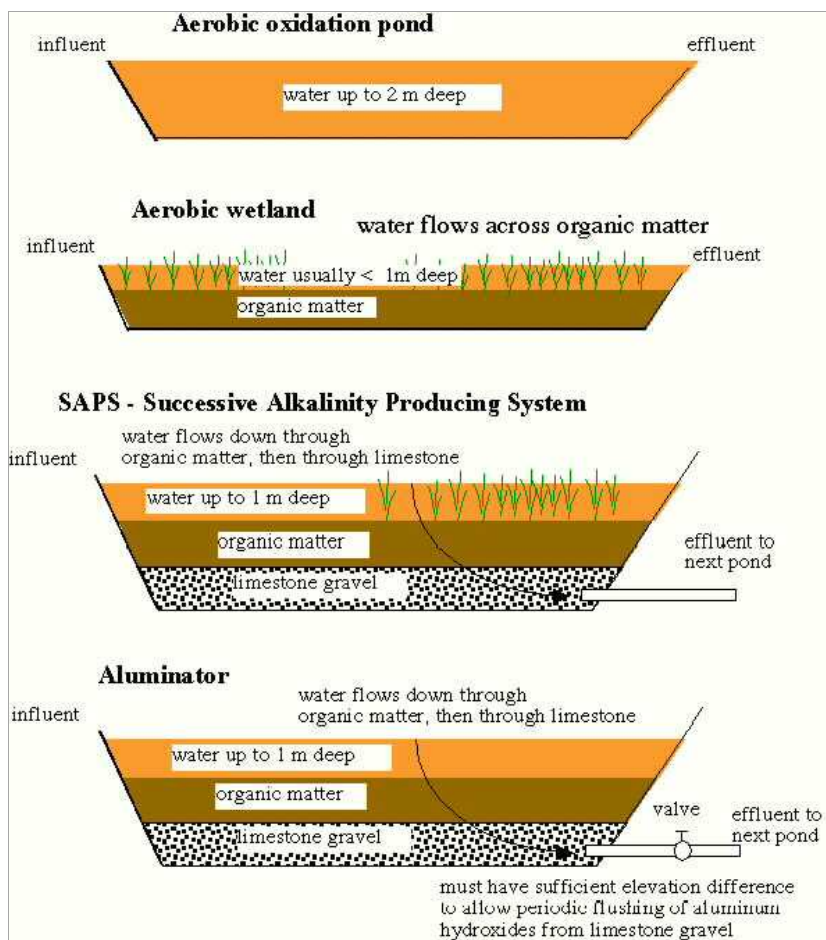
Funkce mokřadů jsou (Kender 2000): zadržování vody, ochrana před účinky přívalových srážek, stabilizace břehů a ochrana proti erozi, doplňování zásob podzemní vody a její opětné uvolňování, čištění vody, zachycování živin, sedimentů a případných znečišťujících látek (jejich využití nebo odbourání), stabilizace mikroklimatu (rozdělování toků energie), hodnota estetická (vnímány jako součást kulturního dědictví daného území).

Mokřady jsou potřeba na horních tocích, aby působily jako pufry, pomáhaly kompenzovat nevyrovnaný průtok (nerovnoměrnou distribuci v čase a prostoru) a snižovat živelnost (nahodilost) procesů (Eiseltová 1996).

Hydrologie mokřadu ovládá biochemické vlastnosti mokřadů, které zahrnují fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půd, produktivitu bioty a kvalitu vody (Zeman et al. 2011). Hydrologii mokřadů určují (Zeman et al. 2011):

- hydroperioda: hloubka, trvání a četnost zaplavování,
- hydrodynamika: směr a rychlost pohybu vody,
- zdroj vody: podzemní nebo povrchová.

Obrázek č. 1: Čtyři metody snižování koncentrací nežádoucích látek ve vodě



Zdroj: White - Wetland Use in Acid Mine Drainage Remediation

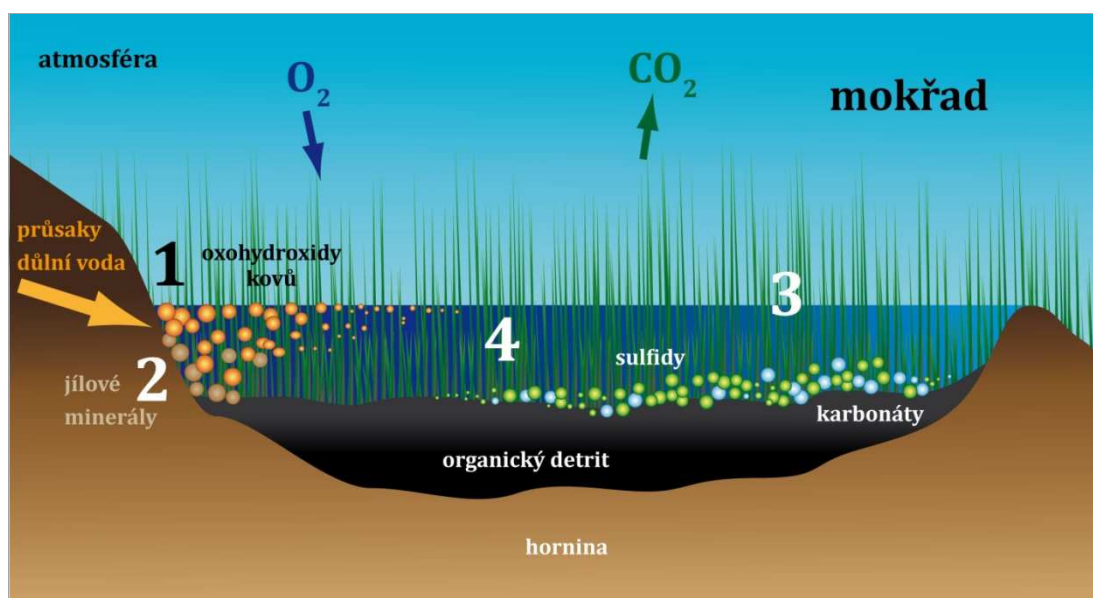
3.9.1 Bioremediace v mokřadech

Mokřady fungují jako sanační technologie, když slouží k čištění kyselých důlních vod, odstraňování těžkých kovů a nadlimitních rozpuštěných solí. Mokřadní přírodní procesy jsou založeny na chemických oxidačně-redukčních dějích, propojených s biochemickými procesy. V mokřadech probíhá pasivní způsob čištění důlních vod tzv. bioremediace (biočištění), jež se uskutečňuje v přirozeném prostředí a který je založený na principu biogeochemického čištění (Černík et al. 2013). V mokřadech se rozpuštěné látky ve vodě odstraňují jejich vzájemným působením s přítomnou biotou (Norton 1992). Plocha aerobního mokřadu zajišťuje podpovrchový horizontální tok čištěné vody, kdy v oxidačních procesech dochází k precipitaci kovů za vzniku jejich oxidů a hydroxidů (Šupíková et al. 2012). V aerobním mokřadu je 3 – 10 cm mocná vrstva stojaté vody, kryta zelenými rostlinami, pod ní se nachází vodonosná vrstva, v níž dochází k reduktivním procesům, a bázi mokřadu tvoří nepropustná vrstva např. jílu o mocnosti 30 – 100 cm (Černík et al. 2008). Nevýhoda aerobních mokřadů spočívá v akumulaci sraženin, což může omezit sanační schopnost (White). Jestliže nedochází k odstraňování sraženin, může dojít k zániku mokřadu, jako se to stalo v případě Velké podkrušnohorské výsypky na jejím Krustovém mokřadu, když vysrážený pěnovec ucpal drenážní příkop, takže mokřad vyschl a zarostl vysokou vegetací.

V mokřadním ekosystému probíhají procesy jak fyzikální, tak chemické a biologické, proto se chovají jako živoucí filtry (Groudev et al. 1999). Mokřad s obsahem kyselé důlní vody postupně zajišťuje oxidaci rozpuštěných iontů kovů a následné srážení jejich oxohydroxidů, bakteriální redukci síranů a srážení sulfidů, koprecipitaci kovů s hydroxidy železa, adsorpci kovů na vysrážené hydroxidy, adsorpci kovů organikou nebo jílovými substráty a nakonec významnou sorpci kovů růstem makroskopických rostlin (Zeman et al. 2011).

Bioremediace je chemická přeměna nebezpečných chemických látek na méně nebezpečné, vyvolaná působením mikroorganismů, kdy konečným produktem je oxid uhličitý, voda a buněčná biomasa (Zeman et al. 2011). Podíl na bioremediaci mají běžné druhy bakterií, rostlin a příležitostně některé druhy hub. K redukci kontaminantů z kyselých důlních vod (AMD) v mokřadních systémech slouží: a) rostliny, bakterie a organický substrát (biosorpce), b) organický materiál v mokřadech, c) okolní horninové prostředí (Mine environment neutral drainage program 1996).

Obrázek č. 2: Model přírodního mokřadu



Zdroj: Černík et al. 2008

Voda se při vstupu do mokřadního systému dostává do kontaktu s atmosférou a zároveň s odumřelými zbytky rostlin (organickým detritem), takže vznikají rozdílné podmínky v různých částech mokřadu. Rozpuštěný kyslík ve vodě působí oxidačně na přítomné rozpuštěné látky (fáze 1). Organický detrit vede k vytvoření silně redukčního prostředí, takže dochází ke srážení sulfidů a uhličitánů (fáze 4). Ve fázi 2 dochází k interakci s jílovými minerály a fáze 3 je konečná fáze, kdy voda vykazuje nižší koncentrace sledovaných látek.

3.9.2 Vegetace

Z rostlin se pro umělé mokřady používá orobinec (*Typha*) v kombinaci s rákosem obecným (*Phragmites australis*), chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*), zblochanem vodním (*Glyceria maxima*), puškvorcem obecným (*Acorus calamus*),

skřípincem jezerním (*Schoenoplectus lacustris*) a sítinami (*Juncus*) (Hartman et al. 2005). Stvolý mokřadních rostlin slouží kromě podpory sedimentačních procesů také k usměrňování povrchového toku, takže vytvářejí větší třecí odpor protékající vodě, což má za následek signifikantní změnu hloubkového profilu rychlosti proudění, a díky tomu mohou být odstraňovány kovy v relativně pomalých kinetických mechanizmech (Černík 2008). Sezónní odumírání mokřadních rostlin (např. orobinec) přispívá k navýšení obsahu organické hmoty v mokřadním systému, který je dalším významným zdrojem alkalinity v rámci mikrobiálních degradačních procesů (Sencidiver et al. 1988).

Při výsadbě se zohledňují ekologické nároky trávobylinného patra, proto je vhodné preferovat rostliny, které (Kender 2000):

- mají schopnost vyprodukovat v co nejkratší době po výsevu dostatečné množství nadzemní hmoty (přibližně 180 g/m², přičemž trvalá produkce by v dalším vývoji neměla výrazně tuto hodnotu překročit),
- mají schopnost odolávat nepříznivým povětrnostním a klimatickým vlivům,
- snáší déle trvající zaplavení,
- mají schopnost vytvářet dostatečně bohatý a hustý kořenový systém, nejlépe plošně koncentrovaný v podpovrchových částech půdního profilu, což zajistí odolnost vůči náporům tekoucí vody, vč. srážkové,
- by měly vydržet souvislou dobu zaplavení cca 14 – 28 dní ve vegetačním období.

Skladba a množství vegetace má vliv nejen na množství a charakter odplavovaných látek, ale i na to, zda koloběh vody bude uzavřený nebo otevřený (Kender 2000). Mozaiková vegetace zamezuje zvýšené cirkulaci prachu v atmosféře tím, že jej váže, neboť orosená vegetační pokrývka díky zvýšené kondenzaci v krátkém koloběhu vody váže suché spady (Eiseltová 1996). Selektivní biologickou membránu mají kořeny a oddenky, takže jsou patrně jediným nízkoenergetickým nástrojem detoxikace půdy pomocí ředění s živou biomasou (Eiseltová 1996).

Vývoj ekologické sukcese a zazemňovacího procesu zahrnuje etapy, kdy rody orobince (*Typha*), skřípince (*Schoenoplectus*) a rákosu (*Phragmites*) jsou nahrazovány rodem ostřic (*Carex*) a tvorba rašeliny nad sedimentem připravuje podmínky pro osídlení rody vrb (*Salix*) a bříz (*Betula*) (Eiseltová 1996).

Vodní rostliny žijí ve vodě nebo plavou na hladině, proto se dělí na: ponořené rostliny (rostliny vázané na život ve vodním sloupci a kořenicí na dně) nebo se volně vznášející ve sloupci, vzplývavé rostliny (kořenicí na dně s listy vzplývajícími na hladině vody), plovoucí rostliny žijící v povrchové vrstvě vody (s kořeny volně se vznášejícími ve vodě či bez kořenů, plujícími s listy i kořeny na hladině či nad ní vyčnívající) (Ambrožová 2003).

3.10 Obnova

Ekologická obnova nemůže spočívat pouze v obnově biodiverzity, ale jejím cílem musí být obnova ekosystémových funkcí, aby byla následně zajištěna udržitelnost obnoveného ekosystému.

Obnovu člověkem přeměněného prostředí nelze chápat jako obnovu dílčího území, ale jako obnovu funkce krajiny, proto je nutný komplexní přístup, aby se propojily vazby s okolními ekosystémy. Na výsypkách se pro zlepšení hydrologického režimu obnovené krajiny využívají vzniklá zamokřená území u pat výsypek a u pat etází výsypek (Pecharová et al. 2011). Po dosypání výsypkového tělesa by se obnova měla týkat v první řadě navrácení vegetačního krytu a cílené obnovy mokřadů a drobných vodních ploch (Pecharová et al. 2011).

Plochy, jež byly zbaveny vody a funkční vegetace v důsledku lidské činnosti, mění sluneční energii převážně v teplo, proto nastávají velké teplotní změny během 24 hodin, kdežto při přítomnosti rostlin dostatečně zásobených vodou se váže sluneční energie do vodní páry a uvolňuje se při kondenzaci na vodu (Vráblíková, Vráblík 2002). Oblast, která byla připravena o vodu a vegetaci, je poznamenána vysokou amplitudou denních teplot, což vede se změnami vlhkosti k mineralizaci organických sloučenin v půdě a k následnému uvolňování rozpuštěných látek do povrchových vod (Pecharová et al. 2011). Chybějící funkční vegetace nemůže vázat látky v půdě a krajině, takže z postižené oblasti je úbytek rozpuštěných látek vysoký.

Narušený koloběh vody a jeho propojení s tokem energie a transportem látek je třeba obnovit, aby se snížily ztráty vody a látek z krajiny, čemuž napomáhá obnova vegetace a vodou nasycených půd. Obnova koloběhu vody si klade za cíl (Eiseltová 1996): zvýšit plochu vegetačního pokryvu, snížit znečištění vzduchu (CO₂ emise prachových částic), zlepšit skladbu půdy zachycováním živin a minerálů, obnovit mikroklima a malý vodní cyklus v krajině, detoxikaci půdy pomocí vegetace, chránit podzemní vodu a zlepšit kvalitu veškerých vod.

Základním prvkem by měla být obnova ekologických funkcí přirozené mokřadní oblasti, což vychází z holistického (celostního) přístupu ke krajině (Pecharová et al. 2011). Koloběh vody má fázi ochlazovací, kdy porosty rozdělují energii mezi vodní evapotranspiraci (evaporace - výpar vody z půdy, transpirace – odpařování vody přes průduchy listů), chemický rozklad a biologickou produkci, a fázi oteplovací, což je kondenzace, srážky a dýchání (Eiseltová 1996). Prostředkem k udržení vody v krajině, zpomalení jejího odtoku a účelného využití vody k obnově vegetace jsou vhodné zvláště malé nádrže, poldry, mokřadní plochy a revitalizace toků, což zpomalí nebo zabráni odtoku vody a odnosu látek a energie (Pecharová et al. 2011). Na výsypce se tak buduje nová hydrologická síť, jež má zabezpečit bezpečné odvedení srážkové vody (při respektování erozní ohroženosti rekultivované výsypky), odvedení vody s optimálním zpožděním (pro zajištění maximální vodnosti v recipientech) a zajištění samočištění, když do recipientů je odváděna voda z podloží a jednotlivých etází tělesa výsypky (Leitgeb 2010).

Vodní režim ve vegetačních profilech výsypkových půdotvorných substrátů je závislý na vlastnostech těchto půdotvorných substrátů, resp. na vývoji jejich fyzikálních vlastností jako je zrnitost, stav agregace a zastoupení jílových minerálů (Štýs et al. 2014). Infiltrační schopnost takové půdy je přikládána funkci struktury a stáří výsypky ve větší míře než zrnitosti složení (Dimitrovský 2001). Jíly dokáží zadržet nejvíce vody a obecně platí, že čím více se okamžitá užitečná vodní kapacita blíží dešťové kapacitě, tím lepší jsou podmínky pro zásobování rostlin vodou (Štýs et al. 2014). Voda na výsypce je ovlivněna vznikající půdou z nadložních zemin ukládaných na výsypkách. Chemické vlastnosti půdních substrátů z výluhu 20 % kyseliny chlorovodíkové (HCl) jsou uvedeny v tabulce č. 2.

Tabulka č. 2: Chemické vlastnosti půdních substrátů výluh ve 20 % HCl (údaje v %)

Jíly cyprisové a vulkanodetritické série	
CaO	0,89 (0,86 - 0,92)
K ₂ O	0,73 (0,55 - 0,91)
MgO	1,30 (1,05 - 1,56)
P ₂ O ₅	0,15 (0,08 - 0,22)
SiO ₂	0,31 (0,19 - 0,43)
Al ₂ O ₃	7,41 (5,95 - 8,86)
Fe ₂ O ₃	7,31 (6,48 - 9,15)

Zdroj: Dimitrovský 2001

Na Velké podkrušnohorské výsypce se používají jako půdotvorný substrát z nadloží sloje Antonín terciérní jíly cyprisového souvrství, které se vyznačují lístkovou odlučností.

Foto č. 1: Lístková odlučnost substrátu VPV



Zdroj: Zdráhala 2015

Kvalita tohoto substrátu kolísá, když se pohybuje v rozmezí hodnot pH 2,7 – 8,5 (Frouz et al 2007). Nejprve se začíná s velkými hroudami jílu, kdy dešťová voda volně stéká do hloubky výsypky, a až po zvětrání se hroudy slijí do málopropustné vrstvy, která umožní vznik povrchového režimu vody, růst rostlin a vznik vodních nádržek a povrchových toků (Frouz et al. 2007).

Průsaková voda je silně obohacena rozpuštěnými látkami, jedná se o velké koncentrace železa, hydrogenuhličitanů, manganu, místy amoniaku a v největší míře síranů. Vývoj kvality vody na výsypce ovlivňuje odvodňovací síť, proto jsou nevhodné úzké kanály s hladkým dnem, kterými voda odteče rychle a zachová si špatné vlastnosti na vzdálenost mnoha kilometrů.

Foto č. 2: Čerpení vody na VPV v korytech a pomocí hrázek



Zdroj: Zdráhala 2015

Z tohoto důvodu je třeba povrchový odtok zpomalit a prodloužit širokým rozlitím do tenké vrstvy. Tzv. „železité mokřady“ jsou potřebné přímo pod průsaky vody, aby se v nich zadržely sraženiny železa v porostech rostlin, takže koncentrace železa klesnou natolik, že další sraženiny se již netvoří (Frouz et al. 2007).

Foto č. 3: Sraženiny železa v porostech rostlin na VPV



Zdroj: Zdráhala 2015

V dalším kroku se sráží uhličitaný, k jejichž zadržení je třeba velkých ploch, pro srážení hydrogenuhličitanů se osvědčily pěnovcové mokřady s vodním sloupcem jen několik milimetrů, které řeší i koncentrace amoniaku a manganu (Frouz et al. 2007). Ke srážení uhličitanů se používají dřevěné hrázky v odvodňovacích kanálech (Frouz et al. 2007).

3.10.1 Sukcese

K odstranění půdního krytu i s celým ekosystémem dochází sice v místě těžby a s tím souvisí budování výsypek, kde jsou nejprve holé plochy bez vegetace, ale kde zároveň začíná nenucená sukcese z okolí, jež je přerušena dalšími technickými zásahy v podobě naplánovaných rekultivací. Přeložky vodních toků, vysušení nebo zamokření ploch poškozuje lokální ekosystémy i v širším okolí. K obnově ekologických funkcí krajiny výrazně přispívají právě sukcesní plochy, neboť kompenzují ztrátu biotopů původní krajiny a úbytek řady druhů (Doležalová et al. 2012).

V případě hnědouhelných výsypek se používá termín primární sukcese, neboť se odehrává na deponovaných nadložních zeminách bez kolonizace organismů a bez obsahu semen (Kabrna 2011). Doba sukcesního vývoje je cca 30 let od zahájení do vzniku pozdního sukcesního stádia, jež má už polopřirozený charakter a dlouhodobější stabilitu (Kabrna 2011).

Nejjednodušší a nejlevnější způsob obnovy se předpokládá, že bude spontánní sukcese, ovšem každá výsypka resp. lokalita na výsypce nemusí mít potenciál pro obnovu spontánní sukcesí. Při zakládání výsypky se nemuselo dbát resp. plánovat cílené vytváření členitějšího povrchu výsypky pro tvorbu zvodnělých depresí. I tak spontánní sukcese bývá usměrňována, blokována nebo vracena zpět, když se jedná o dosadbu nebo výsev žádoucích druhů, o omezování invazních druhů, nebo o kácení

náletových porostů (Řehounek et al. 2010). Takový zásah udržuje biotopovou pestrost, když vedle sebe existují různě stará sukcesní stadia.

Spontánní sukcese bude úspěšnější spíše na menších a méně narušených místech, když se v okolí bude vyskytovat dostatečné množství cílových druhů, jež mohou kolonizovat narušenou lokalitu (Kabra 2011). Rozdíl mezi sukcesními plochami a rekultivovanými plochami se s jejich stářím snižuje a sotva patrný je u ploch starých 60 let (Frouz 2011). V případě, že primárním kritériem nebude rychlost rekultivace, bude hrát roli při rozhodování o spontánní sukcesi i budoucí využití lokality, zda plocha bude sloužit produkčním účelům či pro oddych a poznání návštěvníků.

Charakter nově vznikajících sukcesních ploch ve výše položených partiích výsypek je stepní až polopouštní (Vojar et al. 2012). Nově vzniklé plochy mívají extrémní vlastnosti, např. zasolení, kyselost (vč. zvýšené koncentrace kovů) nebo vysychavost (Pecharová et al. 2011). Vodní plochy vznikají při patě výsypky, kdy je spodní voda vytlačována na povrch tlakem nasyceného tělesa, a tyto zavodněné lemy výsypek mají zásadní význam při osidlování, když slouží jako tzv. nášlapné kameny (Doležalová et al. 2012).

3.10.2 Biologicky hodnotný ekosystém

Znehodnocený vodní ekosystém je třeba napravit a vrátit do restaurovaných biotopů floru a faunu k obnovení původní biodiverzity. Zvýšit retenční schopnost krajiny lze zadržením vody v nádržích a mokřadech nebo zvýšením pokryvu půdy porostem.

Z hlediska biodiverzity na výsypkách je příznivý způsob sypání zakladači v pásech, takže vzniká systém drobnějších elevací v pásech, kdy mezi pásy zůstávají hlubší, mnohdy zvodnělé deprese (Řehounek et al. 2010). Vybudované retenční nádrže na výsypkách mají některé nevhodné vlastnosti, což snižuje jejich biologický význam, např. pravidelné tvary a strmé břehy, bránící rozvoji litorálu (Doležalová et al. 2012).

V nádržích se často objevuje pouze jeden dominantní druh rostlin a několik málo dalších, ovšem mokřady bývají mozaikovitě a proměnlivě řádově i v cm, metrech nebo desítkách metrů, takže jejich výsledná diverzita může být značná, a obecně jsou nejproduktivnějšími ekosystémy (Machar 2014). Tyto ekosystémy je třeba zachovat a zabránit jejich ničení a ubývání tak, aby byly podpořeny přirozené procesy, vedoucí k jejich samovolné obnově (Machar 2014).

4. Charakteristika studijního území

Hnědé uhlí v regionu těží a následnou rekultivaci provádí Sokolovská uhelná, právní nástupce, a. s., jež vznikla v roce 2004 privatizací společnosti Sokolovská uhelná, a. s. V roce 1994 byla Sokolovská uhelná, a. s. založena vkladem státních podniků Palivový kombinát Vřesová, Hnědouhelné doly Březová, Rekultivace Sokolov a Dolové služby Sokolov (Frouz et al. 2007). Velká podkrušnohorská výsypka se rozkládá 2,5 km severně a severovýchodně od Sokolova mezi obcemi Vintřov, Lomnice, Boučí, Dolní Nivy a Vřesová. Výsypka je ohraničena silnicemi: z východní a jižní strany silnicí č. 1812, ze západní strany silnicí č. 210 a ze severní strany silnicí 222.

V bioregionu chebsko-sokolovský převažuje vegetačně dubo-jehličnatá varianta 4. vegetačního stupně, takže potenciální vegetaci tvoří zejména doubravy (acidofilního

typu), olšiny a slatiny. Zájmová oblast patří do mezofytika, jež je charakteristický opadavým listnatým lesem střeoevropského typu. Odlesnění krajiny proběhlo v již historické době, když v oblasti je intenzivní zemědělská činnost (výrobní typ bramborářský, řepařský). Bramborářský výrobní typ pro území znamená, že připadá v úvahu pro zemědělskou rekultivaci mimo pšenice i plodiny jako brambory, žito, oves popř. len (Hezina 2001, Pecharová 2004).

Pecharová (2011) zmiňuje studii dlouhodobého vývoje vegetace v Podkrušnohoří, kde převažovala vegetace dobře zásobená vodou, když notnou část území zaujímaly různé rozsáhlé otevřené vodní plochy, jako například Komořanské jezero, jež mělo před 700 lety plochu větší než 70 km². Dále odhaduje, že 80 % celkové rozlohy tvořily vodní plochy a trvalá vegetace bez vodního deficitu (vegetace dobře zásobená vodou zaujímala více než dvě třetiny tehdejšího území), takže se v těch podmínkách dobře rozvíjela vegetace v podobě klimaxových lesů s dostatečnou vodní zásobou.

Sokolovská pánev byla v roce 1842 vyváženější nežli průměrná česká krajina, neboť zde byl nižší podíl orné půdy, byly zachovány nivy, louky a vodní plochy a byla zde vyšší diverzita krajinných prvků s trvalou vegetací. Před 150 lety se nacházelo v oblasti 20 – 30 % mokřadů, rybníků, pramenů a malých rašelinišť (Cudlín et al. 2008). Sokolovská pánev v nynější době je jiným typem heterogenity území, neboť se zde nacházejí velké lány polí a rozsáhlá území lomů a výsypek (Pecharová et al. 2011).

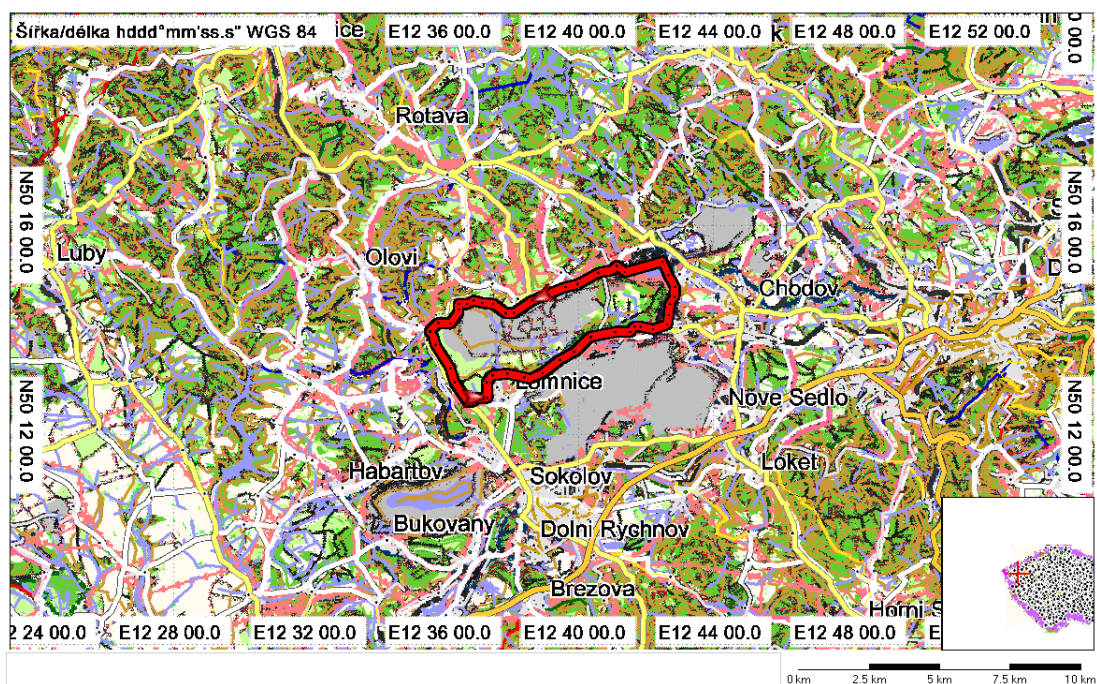
Studovaná oblast se nachází ve střeoevropském mírném pásmu s výraznějším vlivem atlantického proudění, takže ji lze klimaticky zahrnout do oblasti mírně teplé, podoblasti mírně vlhké až suché s převážně mírnou zimou. Směry větru jsou místně velmi proměnlivé, což souvisí s členěním terénu. Sokolovská pánev se srážkově řadí mezi průměrné, i když podnebí je mírně teplé a vlivem mírného srážkového stínu až poměrně suché.

Oblast Velké podkrušnohorské výsypky spadá do povodí řeky Ohře, voda z oblasti je odváděna potoky Vintřovským, Lipnickým, Lomnickým, Boučským a Hlubokým, jejichž toky byly v průběhu sypaní přeloženy (Routa 2009).

Nadmořská výška paty výsypky se pohybuje od 450 do 470 m.n.m. a dva vrcholy výsypky dosahují 600 m.n.m. Většina zakládané skrývky do výsypek v lokalitě Sokolovské pánve je tvořena jíly a jílovci cyprisového souvrství s obsahem alifatických organických sloučenin a karbonátů s vlastnostmi přírodních sorbentů a s příznivou půdní reakcí v rozmezí hodnot pH 5 - 8.

Velká podkrušnohorská výsypka zasahuje území o rozloze 1 957,06 ha a rozkládá se ve východní části Sokolovského uhelného revíru. Velká podkrušnohorská výsypka vznikla spojením Vintřovské výsypky na východě, výsypky Týn na západě a výsypky Pastviny mezi těmito dvěma, kdy nejstarší část je Vintřovská výsypka, na níž se datují nejstarší rekultivace. Zakládání bylo ukončeno v roce 2003 a k ukládání odtěžené skrývky dále sloužily lomy Lipnice a Erika, jež se nacházejí na VPV. Za dobu ukládání bylo na výsypku v letech 1952 – 2003 uloženo 886 000 mil. m³ hmot (Jiskra 2010). Umístění a tvar Velké podkrušnohorské výsypky na mapě znázorňuje obrázek č. 3.

Obrázek č. 3: Lokalizace zájmového území

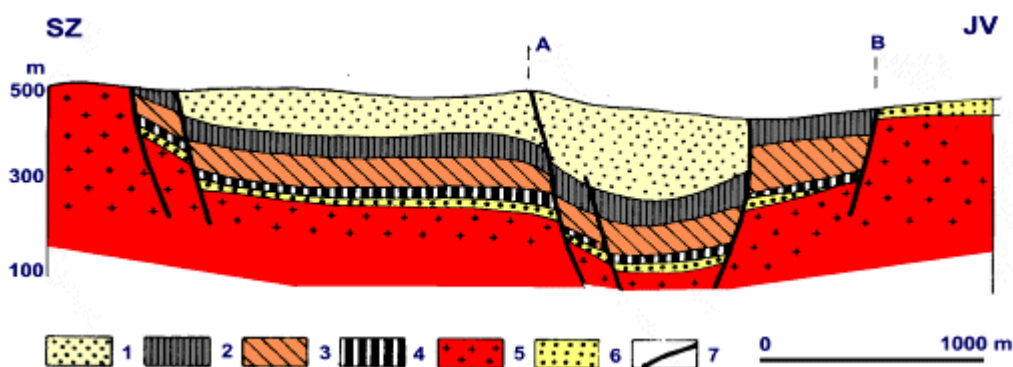


Zdroj: podkladová data TOPO Czech PRO 2012

4.1 Geologické umístění

Sokolovská pánev je terestrická terciérní pánev s vrásově zlomovou stavbou, jejíž rozloha je 312 km² (Pešek 2010). Nejstarší je starosedelské souvrství (eocén) o mocnosti až 50 m, tvořené pestrobarevnými kaolinickými písky a jíly a druhotně prokřemenělými pískovci až křemenci, po němž následuje novosedelské souvrství (Chlupáč 2011). Uhelňá sloj Josef (oligomiocén) je vyvinuta ve spodní části novosedelského souvrství, dosahuje mocnosti až 15 m, znehodnocená ve své horní části vulkanickým materiálem z Doupovských hor o mocnosti až 120 m (Chlupáč 2011). Z období uhlotvorné vegetace následuje tenčí sloj Anežka (miocén) o mocnosti 5 – 12 m a stálejší sloj Antonín (nejmladší část novosedelského souvrství) o mocnosti až 30 m (Chlupáč 2011). Nadloží slojového pásma je tvořeno jezerními uloženinami cyprisového souvrství, nazvané podle ostrakodů *Cypris angusta Reuss* (Řehoř, Chytka 2011) dosahuje mocnosti až 180 m (Pešek 2010). Spodní část cyprisového souvrství je tvořena kaolinitickými jíly a svrchní část laminovanými jílovci s proměnlivým podílem jílových minerálů (Řehoř, Chytka 2011). Zbarvení je dáno pravděpodobně obsahem dvojmocného železa a jílovce, jež mají typickou horizontální odlučnost, tedy vrstevnatost, podle kterého dochází při větrání k tabulkovému až lístkovému rozpadu podle vrstevních ploch (Pešek 2010).

Obrázek č. 4: Řez sokolovskou pánví



Zdroj: Pecharová 2004

Řez sokolovskou pánví (obrázek č. 4): 1 - cyprisové souvrství, 2 - slojové souvrství, 3 - vulkanogenní souvrství, 4 - souvrství sloje Josef, 5 - biotitická žula, 6 - starosedelské souvrství, 7 - zlomy (A - novosedelský zlom, B - sokolovský zlom)

Důlní činnost změnila původní přírodní hydrogeologické poměry, kdy vliv na proudění podzemní vody měla již hlubinná těžba koncem 19. století. Variabilní složení mají mělké podzemní vody, v nichž jsou zastoupeny síran vápenatý (CaSO_4), hydrogenuhličitan vápenatý (CaHCO_3), popř. hydrogenuhličitan sodný (NaHCO_3), a ve větších hloubkách převládá hydrogenuhličitan sodný (Pešek 2010). Voda z okolí dolů, vzhledem k oxidaci sulfidů v uhlí a alkalických zemin, obsahuje sírany a železo.

4.2 Velká podkrušnohorská výsypka (VPV)

Těleso VPV je formováno směsí cyprisových jíílů a jíilovců, uhelných jíílů, uhlí a podsypových materiálů, v jižní části výsypky se vyskytují tufitické jíilovce, přesypané cyprisovými jíily a jíilovci, jejichž ukládání v subtropickém klimatu probíhalo mimořádně pomalu, takže sediment je dokonale rozložený a jemnozrný, alkalická reakce jíilovců je pH 7,4 – 8,6 (Fond národního majetku 2003). Na výsypce byly ukládány i substráty z uhelného výklizu (často s pyritem) a kaolinických zemin, které vykazují nižší pH, a proto voda jimi procházející je kyselá (Pešek 2010).

S vysokou infiltrační schopností jíílů a zcela odlišnou strukturou těchto substrátů s velkými makropóry a dutinami souvisí komplikovaný problém retence a infiltrace vody, která je nezbytná k udržení funkčního vegetačního krytu výsypky (Kubát 2008). Růst rostlin brzdí desagregace struktury jíilových zemin, slévání povrchu a snížení vzdušné kapacity, což je zapříčiněno těžkými až velmi těžkými substráty, vytvořenými zakládáním kvartérní hlíny a terciérních jíílů (Pešek 2010).

Vodnímu režimu na výsypkách Sokolovska byl věnován výzkum v systému hornina – voda – vegetace – klima s následujícími závěry (Dimitrovský et al. 2014). Stabilita infiltrace vody je nejvíce závislá na: textuře (především obsahu jíilu a jeho mineralogickém složení), na obsahu a kvalitě půdní organické hmoty (funguje jako spojovací článek minerálních částic), na vegetaci (prostřednictvím hub a kořenů rostlin), na půdních mikroorganismech (působení sekretů na fyzikálně chemické pochody). Intenzita infiltrace je přímo úměrná závislosti na stupni mikro a makroagregace jíílů při různém zrnitostním složení. Nejdolnější proti rozplavení jsou lístkovité agregáty, vznikající zvětráváním cyprisových jíílů, neboť jsou

zpevněny cementačními látkami, jež zamezují bobtnání jílových minerálů. Matematické výpočty pohybu vody v jílovitých substrátech prokázaly, že koeficient infiltrace je závislý na pórovitosti (množství, velikosti a tvarech pórů). Zvětrávání listkovitých agregátů jílu je přímo úměrná intenzitě rekultivace.

V jihozápadní části Velké podkrušnohorské výsypky bylo ponecháno menší území pro přirozenou sukcesi v místech, kde byla v roce 1995 vybudována tzv. Ježkova naučná stezka (Lipovská, Mrtká 2011). Na výsypce byly provedeny hydromeliorační úpravy, které pomohou zpomalit odtok a následně snížit koncentraci železa a manganu: vytvořením dílčích nádrží, soustavy drobných hrázek a rozlitím toku na co největší plochu (Ticháčková 2011). Pod Ježkovým vodopádem se nachází pěnovcový mokřad, kde během 15 let vznikla vrstva pěnovce silná až 1,5 m (Příkryl 2011). Cyprisové jíly, uložené v nadloží, mají vysokou koncentraci vápence, takže po vysrážení železa následuje úsek toku se srážením vápence, což je ukládání pěnovců na dně toku (Příkryl 2011).

Foto č. 4: Vysrážený vápenec na VPV



Zdroj: Zdráhala 2015

Cílem rekultivací je, aby zánik ekosystémů byl provázen co nejmenší ztrátou biodiversity, proto byl zpracován detailní biologický průzkum, podmínky na výsypce byly upraveny tak, aby vedly k co největší podpoře biodiversity a umožňovaly přežít vzácným a ohroženým druhům, a byly provedeny záchranné transfery vybraných druhů rostlin a živočichů z předpolí lomů Jiří a Družba (Frouz et al. 2007).

5. Metodika

Vodní plochy studijního prostředí Velké podkrušnohorské výsypky (VPV) byly inventovány v roce 2012 (Zdráhala 2013), kdy byla zpracována databáze o jednotlivých vodních plochách se základními údaji o zamokření plochy, velikosti, hloubce, zbarvení a zápachu vody, GPS umístění, průtočnosti, hodnotách pH a

vodivosti. Dvacet vodních ploch, vybraných pro monitoring chemismu, bylo vybráno na základě této inventarizace, jež zaznamenala 156 vodních ploch. Označení vodní plochy (v práci) číslicí se shoduje s provedenou inventarizací vodních ploch Velké podkrušnohorské výsypky v roce 2012. Mapa v příloze č. 1 obsahuje umístění na výsypce a číselné označení vodní plochy, z níž byly odebírány vzorky pro chemické složení. Mapa byla vytvořena v softwaru Base Camp, jako podkladová data byla využita TOPO Czech PRO 2012.

5.1 Stanovení kategorií pro výběr zástupců vodních ploch

Inventarizace v roce 2012 zaznamenala 43 vodních ploch, ve kterých bylo maximálně 10 cm vody anebo byly úplně vyschlé, takže pro zkoumání chemického složení vody nevyhovují základnímu kritériu, aby obsahovaly vodu. Zbylých 113 vodních ploch bylo rozděleno do těchto skupin: vodní plochy průtočné a neprůtočné, vodní plochy v patě výsypky nebo v centrální části, vodní plochy podle rozlohy a výšky vodního sloupce a jejich vzájemného vztahu, vodní plochy s vegetací nebo bez vegetace, vodní plochy podle období založení a zájmového území, podle hodnot pH a vodivosti.

Kategorie průtočné a neprůtočné vodní plochy: průtočných ploch bylo 81 a neprůtočných 32, pro měření bylo vybráno 13 průtočných a 7 neprůtočných vodních ploch.

Kategorie v patě výsypky nebo v centrální části výsypky: v patě výsypky bylo 57 vodních ploch a 56 bylo v ostatních částech výsypky, pro měření bylo zvoleno 11 vodních ploch z paty výsypky a 9 z ostatních částí.

Kategorie podle výšky vodního sloupce a rozlohy a jejich vzájemného vztahu: mělkých vod do hloubky 0,5 m bylo 27 a z nich se pro měření zvolilo 5, hlubokých vod s výškou vodního sloupce nad 0,5 m bylo 86 a z nich se vybralo pro měření 15 vodních ploch. Velikost nebyla posuzována dle vyhlášky č. 49/2011 Sb., o vymezení útvarů povrchových vod, v aktuálním znění, jelikož v příloze 1 je charakteristika pro jezera určena rozlohou od 0,5 km², což nesplňovala žádná vodní plocha na Velké podkrušnohorské výsypce. Pro rozlohu byla zvolena velikost do 1 000 m², což byly malé a velmi malé vodní plochy, a nad 1 000 m², což byly střední a velké vodní plochy. Malých vodních ploch bylo 65, z nichž do výběru je zahrnuto 6, a velkých vodních ploch bylo 48, z nichž do výběru je zahrnuto 14 ploch.

Kategorie vodní plochy s vegetací nebo bez vegetace: vodních ploch naprosto bez vegetace bylo 15 a z nich 3 jsou zahrnuty do výběru. Vodních ploch s vegetací do 50 % prostoru bylo 50 a z nich 11 bylo zahrnuto do výběru. Vodních ploch s vegetací na více jak 50 % bylo 27 a z nich do výběru jsou zahrnuty 4. Vodních ploch s vegetací na 100 % prostoru bylo 21 a z nich jsou ve výběru 2.

Kategorie podle období založení: 18 vodních ploch se nachází na části výsypky nazývané původně Vintířovská výsypka, s jejíž rekultivací se započalo před třiceti roky (Pecharová 2004), takže je to nejstarší část zrekultivované Velké podkrušnohorské výsypky. Z této lokality byly vybrány dvě vodní plochy.

Kategorie zájmová oblast Ježkův vodopád: v oblasti naučné stezky bylo identifikováno 14 vodních ploch, z nichž byly dvě vybrány pro měření chemismu, když jedna vznikla uměle a druhá samovolně.

Kategorie vodivost: podle inventarizace se vodivost pohybovala od 331 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ do 14 140 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$. Norma ČSN 75 7221 stanovuje pro velmi znečištěnou povrchovou tekoucí vodu hodnotu elektrolytické konduktivity větší než 1 600 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$, čemuž odpovídalo 95 vodních ploch, a 18 jich mělo elektrickou vodivost nižší. Do vzorku pro monitoring chemismu bylo vybráno 18 vodních ploch s vodivostí vyšší než 1 600 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ a 2 plochy s vodivostí nižší než 1 600 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$. Plánovitě byly do výběru zahrnuty vodní plochy č. 45 a 46, neboť vykazují výrazně rozdílné hodnoty navzdory vzájemné blízkosti.

Kategorie pH: podle inventarizace se hodnota pH pohybovala v rozmezí 2,24 až 10,74. Vodních ploch s hodnotou pH nižší než 7,5 bylo 18 a z nich jsou ve výběru 3 vodní plochy. Vodních ploch s hodnotou pH vyšší než 7,5 bylo 95 a z nich je ve výběru 17. Výběr záměrně obsahuje plochy č. 101 a 103, které jsou ve vzájemné blízkosti, ale jejich pH bylo v roce 2012 významně odlišné.

Tabulka č. 3: Shrnutí výběru vodních ploch podle kategorií

vodní plocha	1	7	35	40	45	46	54	60	66	67	68	78	82	95	98	101	103	109	134	146
průtočná	•			•	•				•	•	•	•		•	•		•	•	•	•
neprůtočná		•	•			•	•	•						•		•				
v patě	•	•	•	•	•	•			•	•					•			•		•
v ostatní části							•	•			•	•	•	•		•	•		•	•
mělká			•		•	•			•										•	
hluboká	•	•		•			•	•		•	•	•	•	•	•	•	•		•	•
malá rozloha									•	•			•		•	•	•			
velká rozloha	•	•	•	•	•	•	•	•			•	•	•	•				•	•	•
0% vegetace		•									•		•							
> 50% vegetace				•	•		•	•		•		•		•	•		•		•	•
< 50% vegetace	•		•													•		•		
100% vegetace						•			•											
Vintířovská výs.																			•	•
naučná stezka									•	•										
vodivost < 1600							•			•										
vodivost > 1600	•	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
pH < 7,5			•													•	•			
pH > 7,5	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•			•	•	•

Zdroj: vlastní konstrukce

5.2 Odběr vzorků vody a měření chemického složení vody

Odběr vzorků probíhal od 21. 6. 2014 do 31. 10. 2014, kdy byly odebrány postupně čtyři vzorky z každé vodní plochy, takže celkově bylo získáno pro chemický rozbor osmdesát vzorků vody. Vzorky vody byly odebírány do plastových lahví, jež splňují podmínky laboratorního měření, v místě odtoku vody z vodní plochy. GPS souřadnice místa, kde byl vzorek vody odebrán, jsou uvedeny na kartě každé vodní plochy v příloze č. 3. Na místě bylo změřeno pH a konduktivita přístrojem YSI 556 MPS v prvních dvou odběrových dnech. V dalších dnech odběru nebyl přístroj YSI 556 MPS k dispozici, proto byly vzorky do následujícího dne uchovány v ledničce. Konduktivita byla následující den změřena v laboratoři stolním přístrojem InoLab Cond Level 2 a pH stolním přístrojem PHM210 standard pH Meter Lab. Poté byly vzorky vody zmrazeny a uchovávány v mrazničce, aby mohl být změřen jejich chemický obsah standardními laboratorními metodami URL1 a URL 2. Kationty byly změřeny pracovníky hydrochemické laboratoře katedry aplikované ekologie na fakultě životního prostředí ČZU. Anionty byly změřeny pracovníky akreditované laboratoře společnosti ENKI, o. p. s., Třeboň.

Na místě odběru byla pořízena fotodokumentace prostředí, jež je uložena na CD, přiloženém k práci. Vegetace přítomná u vodních ploch je vypsána na jednotlivých kartách, které byly vyhotoveny pro každou vodní plochu a jsou v příloze č. 3 (Chytrý 2011, Pecharová 2013, Pechar 1996, Krása 2012).

Naměřené hodnoty chemického složení jednotlivých vzorků vody jsou zaznamenány v databázi, jež je v příloze č. 2.

6. Výsledky místního a laboratorního šetření

6. 1 Popis místní situace a vegetačních poměrů

Vodní plocha č. 001 je malá nádrž s vysokým průtočným množstvím vody, která ukončuje v patě výsypky kaskádu osmi mokřadů v nejzápadnější části výsypky. Nádrž je mělká o rozloze 1 740 m² s hojným vegetačním zastoupením, stálý odtok zajišťuje stavidlo. Voda z této vodní plochy odtéká do recipientu.

Vodní plocha č. 007 je v dnešní době již neprůtočná nádrž, která uzavírala kaskádu čtyř předcházejících vodních nádrží, z nichž dvě jsou dnes naprosto vyschlé. Nádrž je vybavena stavidlem, které stejně jako bezpečnostní přepad už svou funkci neplní. Nádrž je zcela porostlá růžkatcem ostnitým (*Ceratophyllum demersum*), litorál je mírně porostlý vysokou vegetací, je mělká a její rozloha je 3 791 m². Jedná se o téměř nejjižněji umístěnou vodní plochu na výsypce.

Vodní plocha č. 035 má rozlohu 14 575 m² a je v západní části výsypky. Tento rozsáhlý mokřad je přímo zásobován vodou z melioračních drenáží, a také je zde znatelný přítok srážkových vod. Na mokřadu je dobře patrný spontánní vznik díky velkému množství uhynulých dřevin v oblasti jím zaplavené, vegetace se zde vyskytuje hojně množstvím jak ponořené tak litorální. Plocha hladiny je částečně zastíněná. Voda z mokřadu samovolně odtéká do odvodňovacího příkopu podél silnice.

Vodní plocha č. 040 je značně hluboká a téměř bez vegetace. Nádrž má vysoké průtočné množství, odtok zajišťuje bezpečnostní přepad. Nádrž se nachází v patě výsypky a zásobuje následující vodní plochu č. 45, jež je rovněž vybrána do monitoringu chemismu. Rozloha nádrže je 7 250 m².

Vodní plocha č. 045 má délku 400 m, byla vybrána proto, aby se ověřila hypotéza, že při odtoku z ní poklesnou hodnoty chemického složení oproti vzorku z č. 040. Mokřad má rozlohu 3 120 m², přímo navazuje na hrázové těleso nádrže č. 40, je mělký a pravděpodobně vznikl rozlitím strouhy, odvádějící vodu. Mokřad je celý porostlý rozmanitou vegetací, notně zastíněný a je ukončen silničním propustkem.

Vodní plocha č. 046 je rozsáhlý mokřad v bezprostřední blízkosti mokřadu č. 045, avšak má jiný přítok a je bez odtoku. V roce 2012 byla změřena výrazně nižší hodnota vodivosti oproti vodní ploše č. 045, a proto byla vybrána pro monitoring v roce 2014. Po bližším zkoumání v roce 2014 bylo zjištěno, že jeden z přítoků tohoto mokřadu je z oblasti mimo VPV. Velikost částečně zastíněného mokřadu je 10 576 m² a jeho vznik byl spontánní v patě výsypky, vzhledem k velkému množství uhynulých dřevin na jeho ploše. Vysoká vegetace jako rákos a orobinec se zde téměř nevyskytuje, vodní plocha vykazuje jako jedna z mála vodních ploch na VPV známky silné eutrofizace. Trojice vodních ploch č. 040, č. 045 a tato č. 046 se nachází v severní patě výsypky.

Vodní plocha č. 054 je neprůtočná o rozloze 1 521 m², nachází se na koruně výsypky v sedle, které chrání vodní plochu před vysokým odparem. Plocha je plněna výhradně atmosférickými srážkami jako další dvě plochy poblíž, které ale sezónně vysychají. Vodní plocha je téměř bez vegetace. Na březích je patrný široký pás vysráženého železa podle sezónní výšky hladiny.

Foto č. 5: Vodní plocha č. 054 s patrnými stopami železa na březích



Zdroj: Zdráhala 2012

Vodní plocha č. 060 má rozlohu 3 137 m² a nalézá se na terénní lavici pod korunou výsypky spolu s dalšími pěti plochami, z nichž už pouze jedna vykazuje přítomnost vody. Vodní nádrž je téměř bez vegetace, je opatřena stavidlem a bezpečnostním přepadem. Průtok nádrží se zdá, že probíhá pouze při vysokých srážkových úhrnech.

Vodní plocha č. 066 je drobný mokřad, jež vznikl spontánně, o rozloze 225 m². Voda v něm protéká velmi pomalu. Nachází se v oblasti naučné stezky po Velké podkrušnohorské výsypce. Zdržuje se zde voda, jež přitéká volně z lesní komunikace, a odtéká samovolně do blízké strouhy. Zastíněná plocha je zcela porostlá vegetací.

Vodní plocha č. 067 s rozlohou 887 m², nazývaná Pavel (Hezina 2001), vznikla v roce 1995 odstřelem pomocí trhaviny a doupravou pomocí mechanizace. Lze ji považovat za jednu z hlubších nádrží na VPV, i když se její hloubka snížila díky nánosům sedimentu. Nachází se na kaskádě mokřadů, zbudovaných za účelem snížení koncentrací minerálů. Průtočné množství je poměrně vysoké, neboť nádrž je živena dvěma přítoky. Nádrž se nachází v lokalitě naučné stezky a je slabě porostlá vegetací. Transfer vegetace proběhl v roce 1997 (Hezina 2001).

Vodní plocha č. 068 je velká hluboká nádrž bez vegetace na jedné z terénních lavic, břehy jsou zpevněny lomovým kamenem. Nádrž má funkční stavidlo a bezpečnostní přepad. Přítok zajišťují dvě strouhy, velikost nádrže je 15 454 m².

Vodní plocha č. 078 o rozloze 2 378 m² má nízké průtočné množství. Nádrž je mělká, téměř bez vegetace, odtok je zajištěn stavidlem, přítok strouhou a drenáží. Nachází se na pomezí paty a samotné výsypky. Pro monitoring chemismu byla vybrána pro svou vysokou hodnotu vodivosti.

Vodní plocha č. 082 je malá nádrž bez průtoku, umístěná na terénní lavici pod korunou výsypky. Plocha je bez vysoké vegetace a není zastíněná, takže bude mít vysoký odpar. Navzdory tomu není postižena markantním sezónním úbytkem vody, odpar tedy bude pravděpodobně dostatečně kompenzován kromě srážkové vody i přírůnem vody podzemní. Rozloha nádrže je 662 m² a vykazuje známky mírné eutrofizace.

Vodní plocha č. 095 je nehluboká rozlehlá nádrž se zpevněnými břehy lomovým kamenem, opatřená stavidlem. Přítok je zajištěn přímo z melioračních drenáží a strouhou, průtok je stálý. Vysoká vegetace se vyskytuje řídce, plocha nese známky mírné eutrofizace. Nádrž je umístěna pod poslední terénní lavicí a její velikost je 4 502 m².

Vodní plocha č. 098 je poslední nádrž na Lomnickém potoce na území výsypky, nad níž se nachází další dvě vodní plochy podobné této. Přítok je zajištěn strouhou z předešlých nádrží a odtok zajišťuje stavidlo a bezpečnostní přepad. Rozloha je 449m², v litorálu je nepatrný výskyt rákosu, břehy jsou strmé nezpevněné. Nádrž má vysoké stálé průtočné množství.

Foto č. 6: Lomnický potok 500 m po proudu od vodní plochy č. 098



Zdroj: Zdráhala 2015

Vodní plocha č. 101 je první ze tří nádrží, určených k vysrážení železa ihned po vývěru vody na povrch. Jsou umístěny těsně za sebou na terénní lavici v centrální části výsypky. Nádrž je napájena z melioračních drenáží, odtok je sezónně zajištěn přirozeným přepadem. Na strmých nezpevněných březích je patrné velké množství vysráženého železa. Litorál je porostlý vysokou vegetací, nehluboká nádrž má rozlohu 577 m². Vodní plocha č. 101 je v blízkosti nádrže č. 103, ale vykazuje významně nižší hodnotu pH, i když voda je do obou nádrží přiváděna drenážemi ze stejného svahu.

Foto č. 7: Vyústění meliorační drenáže do nádrže č. 101



Zdroj: Zdráhala 2015

Vodní plocha č. 103 je poslední ze tří nádrží, umístěných těsně za sebou. Přítok zajišťují meliorační drenáže a sezónně přepad z vedlejší nádrže č. 102. Odtok je řešen přepadem. Nádrž má rozlohu 809 m², litorál je mírně porostlý vegetací.

Vodní plocha č. 109 je uměle zbudovaný mělký mokřad, umístěný v sedle. Vodní hladina je zastíněná, porostlá jak plovoucí tak litorální vegetací a vykazuje známky eutrofizace. Odtok má zajištěn přirozeným přepadem. Nádrž je nad naučnou stezkou a její rozloha je 1 190 m².

Vodní plocha č. 134 byla vybrána, protože se nachází na nejstarší části VPV. Je hluboká o rozloze 6 810 m². Nádrž vykazuje stálé průtočné množství, mírné břehy jsou zpevněny hrubým štěrkem. Odtok zajišťuje betonový přepad. Vodní hladina je zcela bez vegetace, pouze v litorálu dominuje rákos obecný (*Phragmites australis*).

Vodní plocha č. 146 se rovněž nachází na nejstarší části výsypky. Nese oficiální název Dolní Vintířovský rybník, i když bývá nazývána Panským rybníkem (Hezina 2001). Nachází se v jihovýchodní patě výsypky. Nádrž byla obnovena v roce 1999 na místě rybníka vybudovaného již v 18. století (Hezina 2001). Vykazuje stálé vysoké průtočné množství a v prostoru přítoku plynule přechází v mokřad zcela pokrytý rákosem (*Phragmites australis*) stejně jako zbytek litorálu. Nádrž má sypané hrázové těleso, a její rozloha je 25 580 m². Voda z této nádrže opouští výsypku.

6.2 Výsledky laboratorních rozborů

Hodnoty pH

Třináct měření na VPV ve 2014 mělo hodnoty pH nižší než 7, z toho čtyři hodnoty pH klesly pod hodnotu 4,5. Zvolený vzorek vodních ploch odpovídá inventarizovaným vodním plochám z roku 2012 v hodnotě pH, když medián všech původních 156-ti ploch byl 8,22.

Tabulka č. 4: Hodnoty pH na VPV a norma environmentální kvality

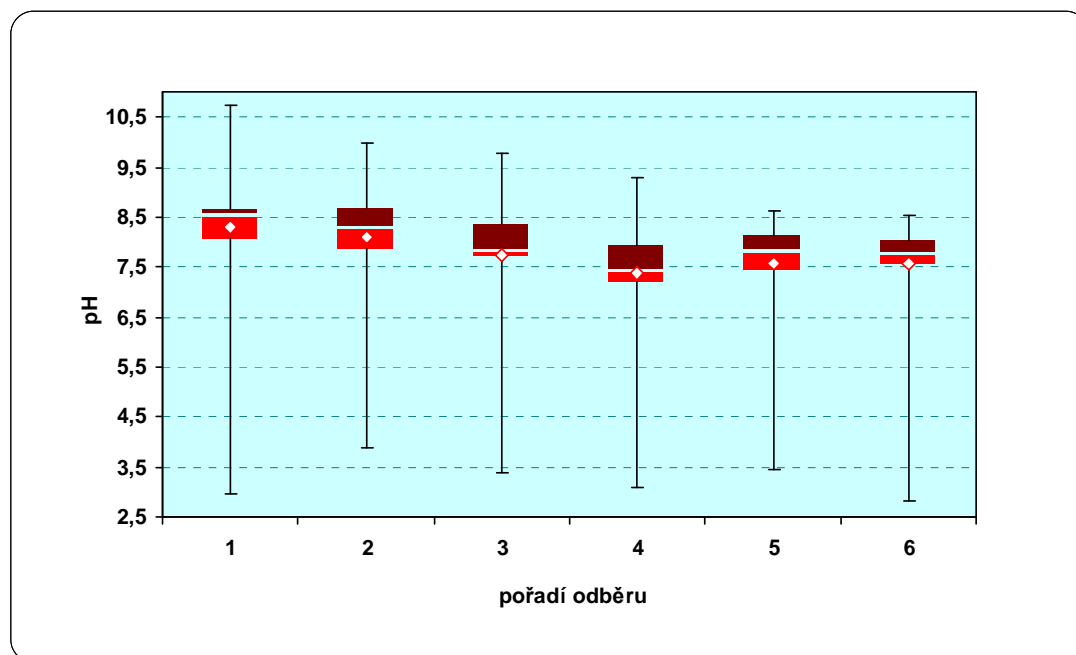
	mg/l
minimum	3,09
maximum	9,97
medián	7,84

norma environmentální kvality
není stanovena

Zdroj: vlastní konstrukce

Vizualizace rozložení hodnot pH za rok 2014 je doplněno prvním odběrem, uskutečněným při inventarizaci v roce 2012, a posledním odběrem, uskutečněným 12. 4. 2015.

Obrázek č. 5: Rozložení hodnot pH od 15. 9. 2012 do 12. 4. 2015



Zdroj: vlastní konstrukce

Hodnoty vodivosti

Zvolený vzorek vodních ploch odpovídá inventarizovaným vodním plochám z roku 2012 v hodnotě vodivosti, když medián všech původních 156-ti ploch byl 5 225,0. Norma environmentální kvality pro povrchové vody je stanovena na 1 600 uS/cm, a tu překročilo 83,75 % odběrů ve 2014.

Tabulka č. 5: Hodnoty vodivosti na VPV a norma environmentální kvality

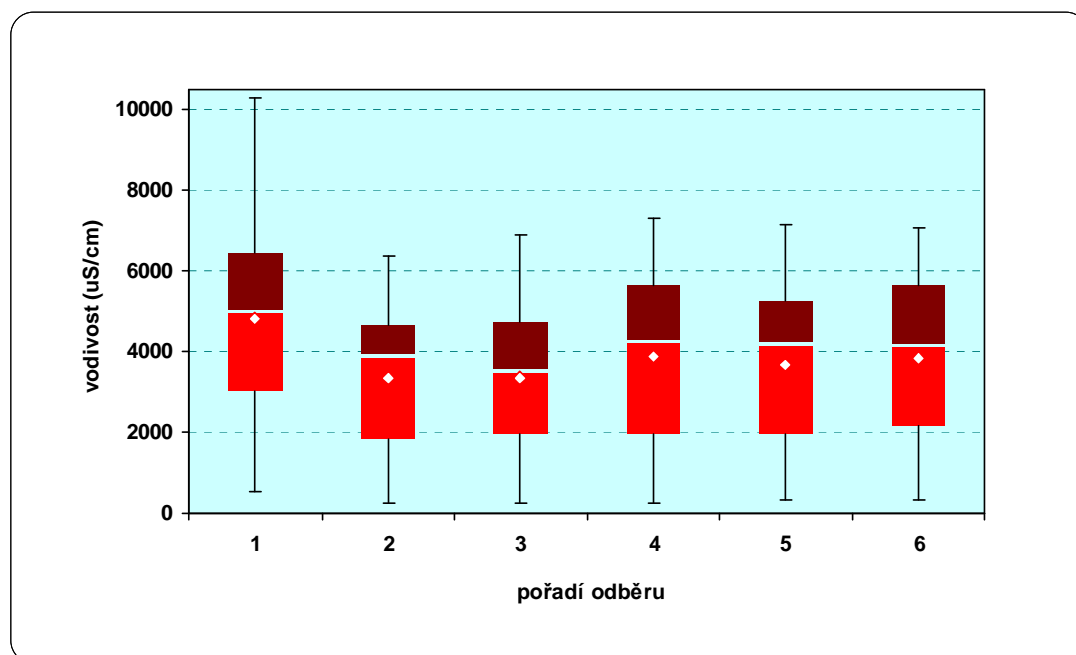
	μS/cm
minimum	226,7
maximum	7 330,0
medián	4 038,0
environmentální kvalita	1 600,0

počet vzorků
nevyhovujících normě
environmentální kvality
67

Zdroj: vlastní konstrukce

Vizualizace rozložení hodnot vodivosti za rok 2014 je doplněno prvním odběrem, uskutečněným při inventarizaci v roce 2012, a posledním odběrem, uskutečněným 12. 4. 2015.

Obrázek č. 6: Rozložení hodnot vodivosti od 15. 9. 2012 do 12. 4. 2015



Zdroj: vlastní konstrukce

Koncentrace železa

Hodnoty vyšší než 1 mg/l byly naměřeny na vodních plochách č. 035, č. 101 a č. 103. Do těchto nádrží jsou přímo vyvedeny drenáže, takže je to místo, kde dojde k prvnímu oxysličení přivedené vody a tedy prvnímu vysrážení železa. Koncentrace železa se budou snižovat až se vzdáleností, jakou voda urazí od pramene.

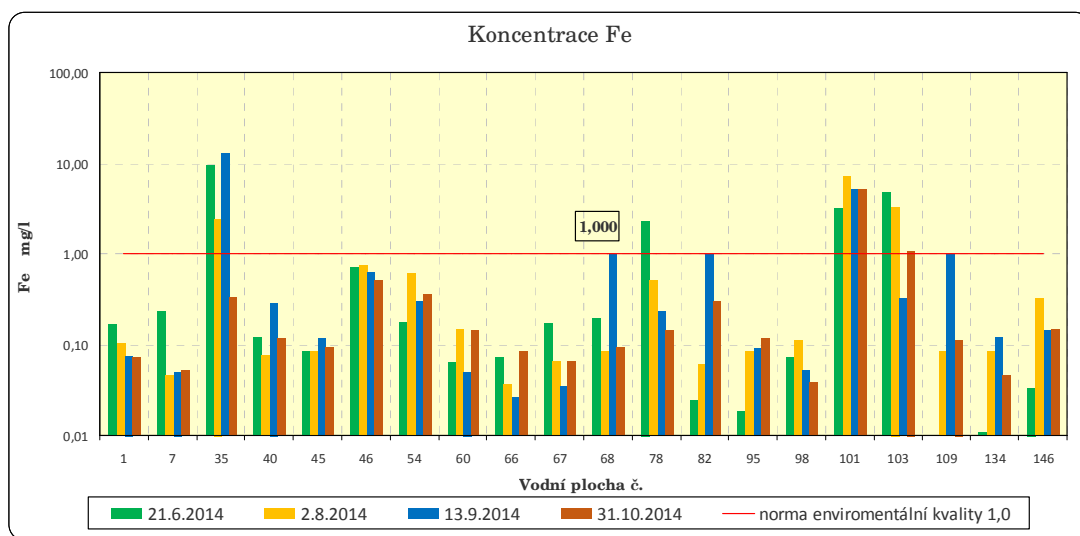
Tabulka č. 6: Hodnoty železa na VPV a norma environmentální kvality

	mg/l
minimum	0,000
maximum	12,951
medián	0,117
environmentální kvalita	1,000

počet vzorků
nevyhovujících normě
environmentální kvality
11

Zdroj: vlastní konstrukce

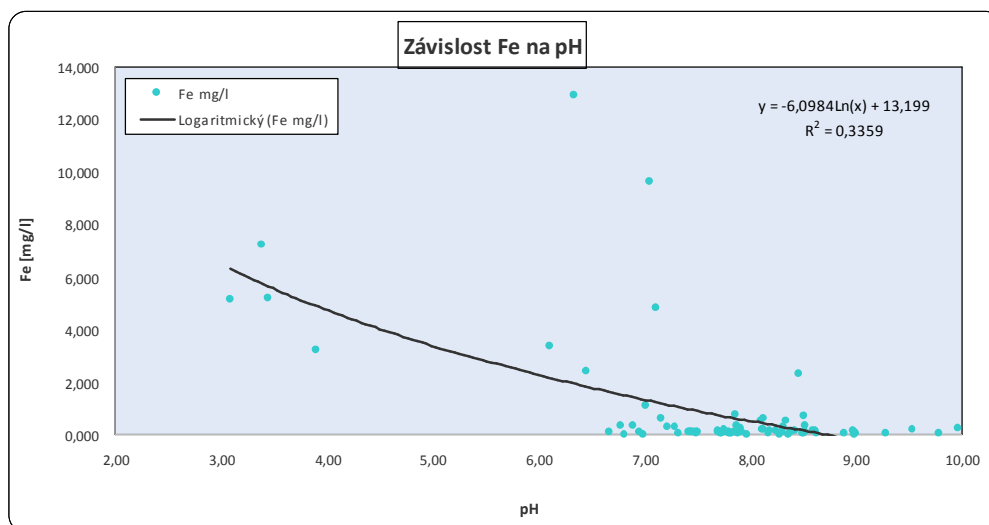
Obrázek č. 7: Koncentrace železa s vyznačenou normou environmentální kvality



Zdroj: vlastní konstrukce

Z naměřených hodnot obsahu železa ve vodách VPV lze odvodit vývoj trendu, jak zvyšující se pH ovlivňuje pokles koncentrace železa.

Obrázek č. 8: Hodnoty železa ve vztahu k pH ve vodách VPV



Zdroj: vlastní konstrukce

Koncentrace manganu

Koncentrace manganu činila průměrně 0,793 mg/l, což překračuje hodnotu pro environmentální kvalitu. Z osmnácti měření vyšších než 0,3 mg/l bylo deset měření na vodních plochách, do nichž přímo ústí meliorační drenáž, takže voda neměla dostatečně dlouhý tok po výsypce, aby se mohla zbavit koncentrací manganu.

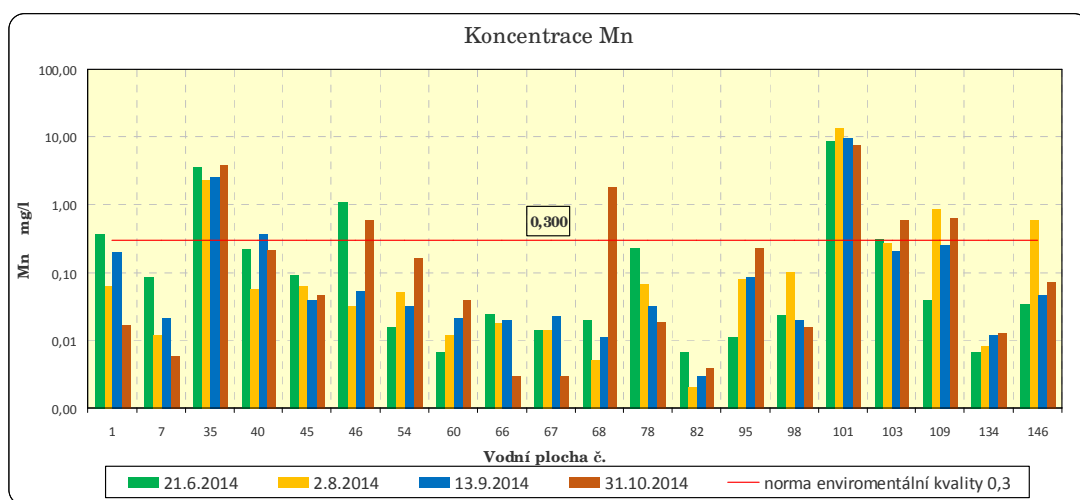
Tabulka č. 7: Hodnoty manganu na VPV a norma environmentální kvality

	mg/l
minimum	0,020
maximum	13,697
medián	0,047
environmentální kvalita	0,300

počet vzorků
nevyhovujících normě
environmentální kvality
18

Zdroj: vlastní konstrukce

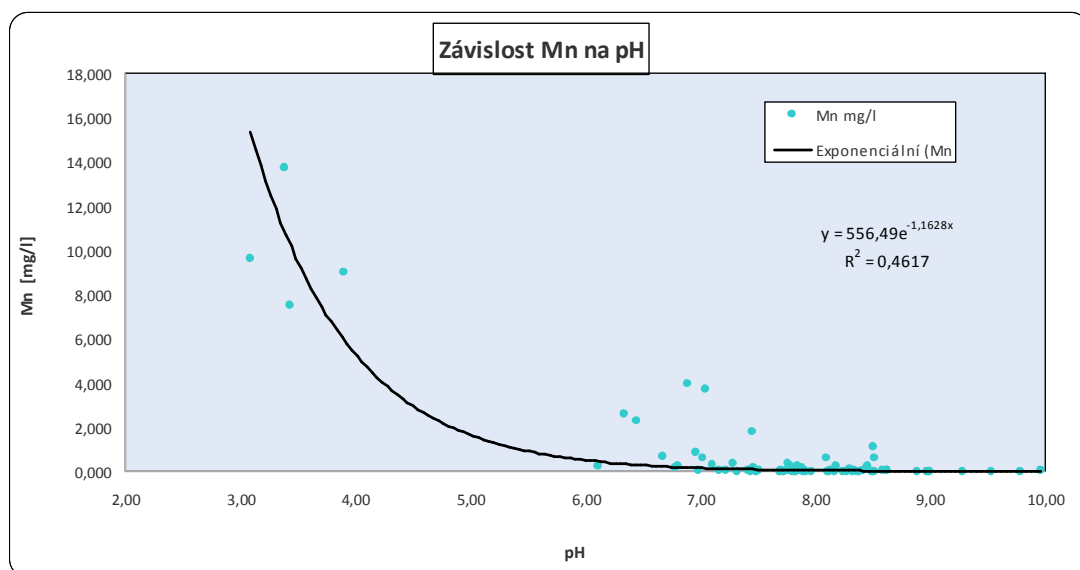
Obrázek č. 9: Koncentrace manganu s vyznačenou normou environmentální kvality



Zdroj: vlastní konstrukce

Hodnoty manganu klesají se zvyšující se hodnotou pH, jak je patrné z obrázku č. 10.

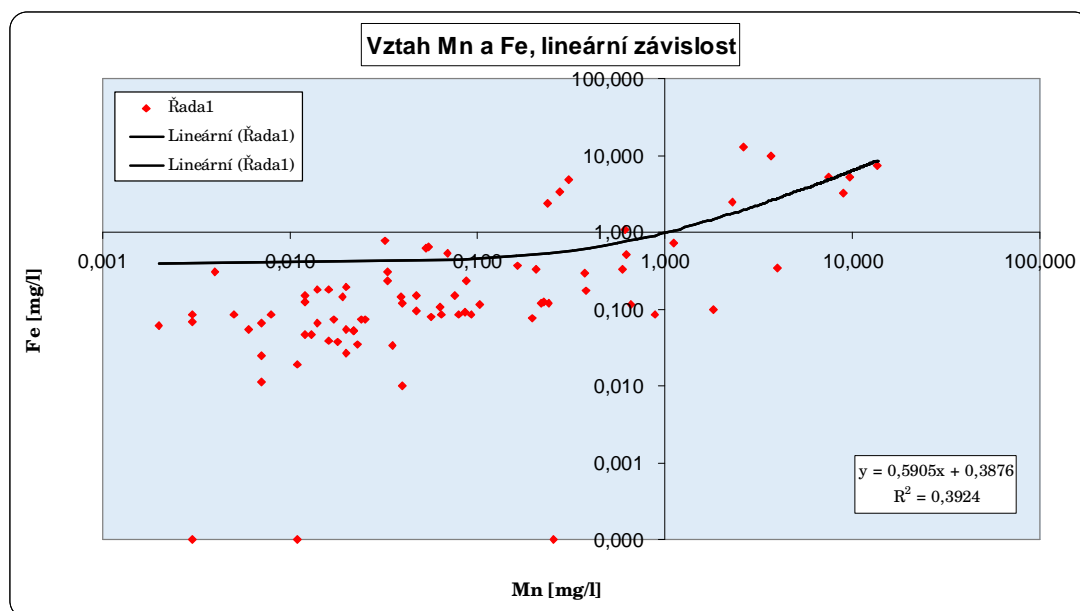
Obrázek č. 10: Hodnoty manganu na VPV ve vztahu k pH



Zdroj: vlastní konstrukce

Mangan doprovází železo, ale k jeho srážení dochází až později při vyšších hodnotách pH. Jejich vzájemná korelace je patrná na obrázku č. 11.

Obrázek č. 11: Vzájemný vztah železa a manganu na VPV



Zdroj: vlastní konstrukce

Koncentrace síranů

Norma environmentální kvality, stanovená pro sírany na hodnotě 200 mg/l, byla překročena u 84 % vzorků vody z VPV.

Tabulka č. 8: Hodnoty síranů na VPV a norma environmentální kvality

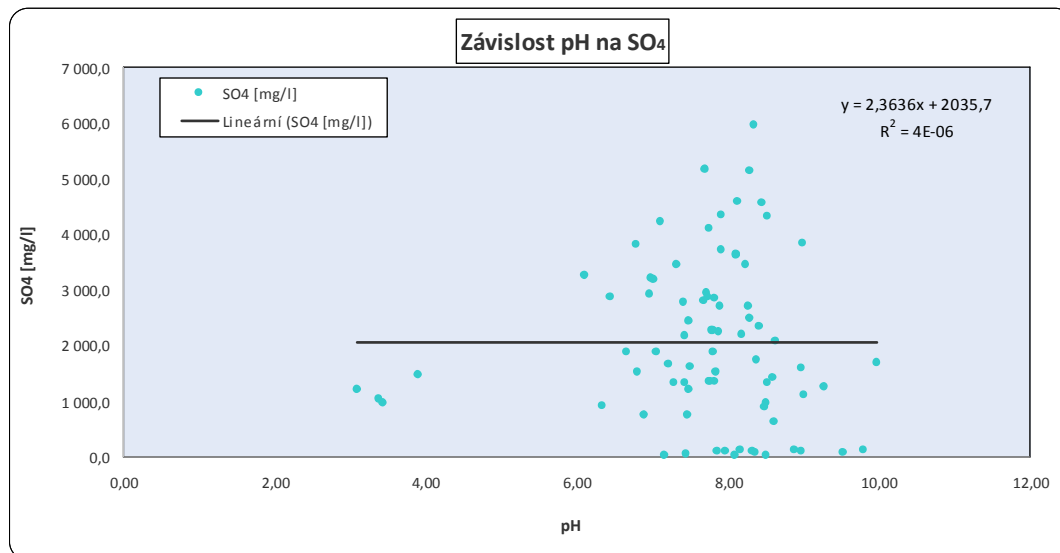
	mg/l
minimum	14,138
maximum	5 958,400
medián	1 813,725
environmentální kvalita	200,000

počet vzorků
nevyhovujících normě
environmentální kvality
67

Zdroj: vlastní konstrukce

Závislost naměřených hodnot síranů na VPV na pH je patrná z obrázku č. 12, kdy hodnota pH nekoreluje s vyššími koncentracemi síranů. Koncentrace síranů okyselují vodu, ale na VPV působí na hodnoty pH anionty vyluhovaných vápenců z podloží, takže hodnoty pH nezůstávají nízké jako u AMD.

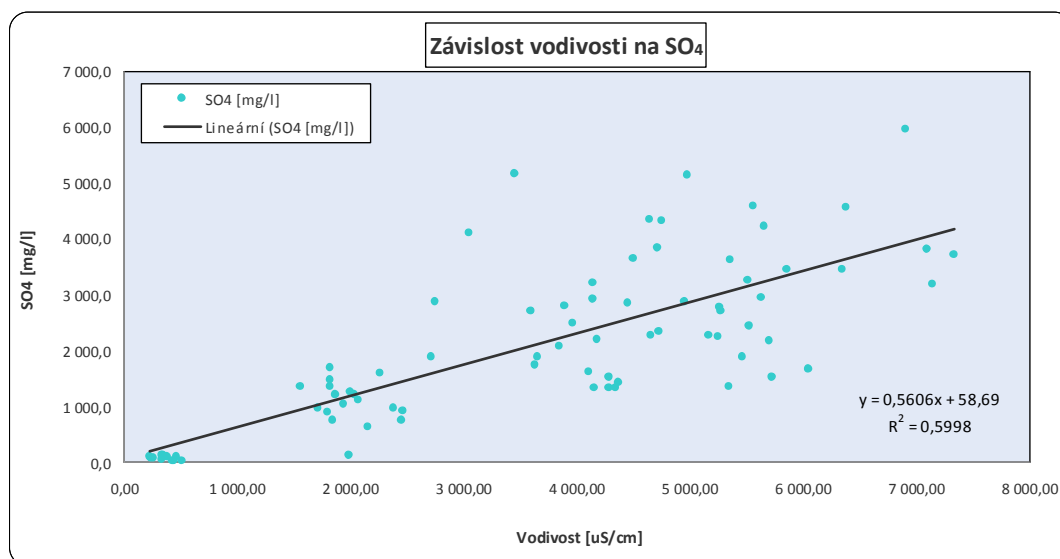
Obrázek č. 12: Vztah hodnot pH k síranům



Zdroj: vlastní konstrukce

Závislost vodivosti na naměřených hodnotách síranů ve výsypkových vodách je vidět na obrázku č. 13, kdy s vyššími koncentracemi síranů stoupá vodivost. Vodivost na 6 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ byla změřena v sedmi případech. Jeden odběr z vodní plochy č. 054 má tuto vysokou hodnotu vodivosti, ale obsah síranů je pouze 1 665,9 mg/l. Tyto vzájemné hodnoty, kdy s vysokou vodivostí nekoreluje vysoký obsah síranů, má v případě této vodní plochy odůvodnění, neboť jsou v ní zadržovány pouze atmosférické srážky a je bez odtoku. Dalších šest hodnot vodivosti přes 6 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bylo naměřeno u vodních ploch č. 078 a č. 103, kdy v obou případech jsou náležitě vysoké obsahy síranů.

Obrázek č. 13: Sířany vztahované k vodivosti



Zdroj: vlastní konstrukce

Koncentrace hydrogenuhličitanů

Pro hydrogenuhličitaný nestanoví nařízení vlády č. 61/2003 Sb., v platném znění, žádnou normu pro environmentální kvalitu povrchové vody.

Tabulka č. 9: Hodnoty hydrogenuhličitanů na VPV a norma environmentální kvality

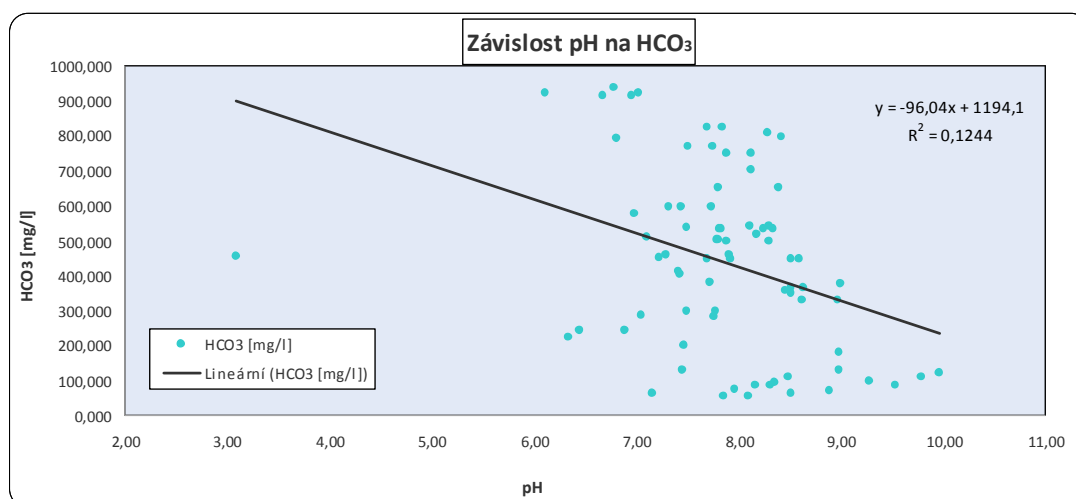
	mg/l
minimum	54,717
maximum	935,862
medián	448,710

norma environmentální kvality
není stanovena

Zdroj: vlastní konstrukce

Vyšší koncentrace HCO_3 mají indikovat vyšší hodnoty pH, což lineární vývoj trendu na obrázku č. 14 nedokazuje pro zkoumané zástupce vodních ploch z VPV.

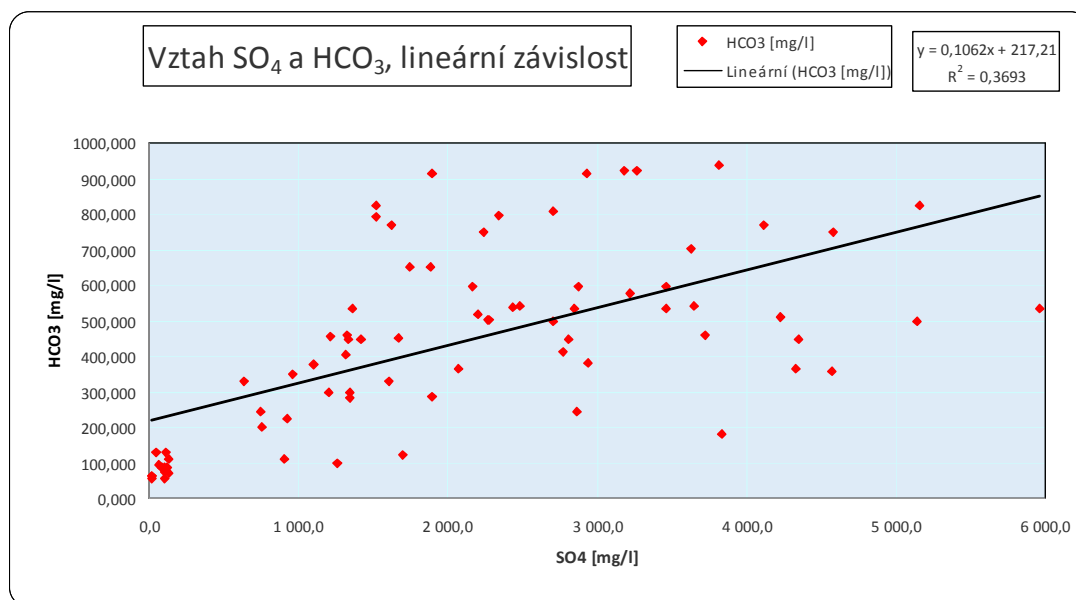
Obrázek č. 14: Vztah hodnot pH a hydrogenuhličitanů na VPV



Zdroj: vlastní konstrukce

Vzhledem k výsledkům vztahů HCO_3 k pH a SO_4 k pH, se naplňuje předpoklad, že současným výskytem těchto dvou sloučenin je indikována neutralizace pH ve zkoumaných vzorcích vody na VPV. Toto je patrné z lineárního vývoje trendu jejich výskytu.

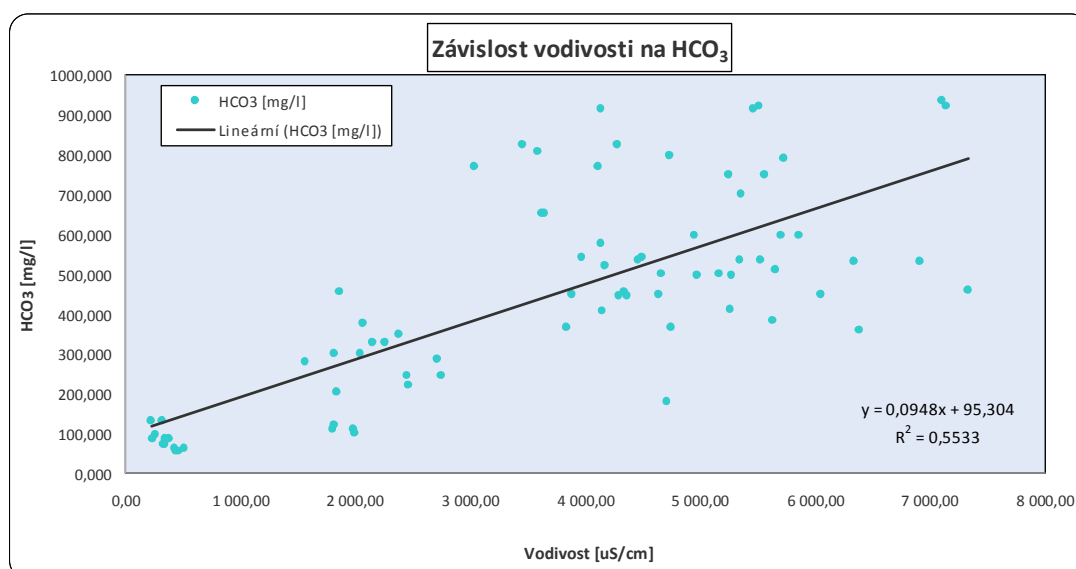
Obrázek č. 15: Vztah koncentrací HCO_3 a SO_4



Zdroj: vlastní konstrukce

Vyšší koncentrace hydrogenuhličitanů zvyšuje vodivost, jak znázorňuje vývoj trendu na obrázku č. 16.

Obrázek č. 16: Vztah vodivosti a hydrogenuhličitanů na VPV



Zdroj: vlastní konstrukce

7. Diskuse

Hodnoty pH

Dolní mez hodnot pH z VPV ve 2014 je výrazně nižší než hodnota pH upravené vody z VPV (Frouz 2007) a výrazně nižší než prameny, jež monitoroval Hezina v letech 1994 až 1999. Pouze „kyselý pramen“, monitorovaný Hezinou v letech 1994 – 1999, vykazoval obdobnou hodnotu pH jako odběr ve 2014. Hnědouhelný lom Razi Írán rovněž jako VPV nemá kyselé důlní vody, když průměrná hodnota pH činí 9,1 (Ardejani et al. 2009) a průměrná hodnota pH na VPV činí 7,7. Podloží lomu Razi Írán obsahuje horniny s vysokým obsahem uhlíku a jeho oxidací dochází k neutralizaci kyselých důlních vod (Andrejani et al. 2009).

Tabulka č. 10: Hodnoty pH v různých lokalitách

pH	Rozmezí hodnot	Období	Zdroj
vzorek VPV 2014	3,09 - 9,97	21.6.2014 - 31.10.2014	Zdráhala 2015
upravená voda z VPV	7,5 - 8,4	?	Frouz 2007
prameny na VPV	6,5 - 6,8	1994 - 1999	Hezina 2001
Medard před napouštěním z Ohře	7,18	12.4.2010	Příkryl 2013
mokřady v okolí jezera Medard	4,108 - 8,441	4. 5. 2010 - 9. 2. 2011	Fafílková 2011
tekoucí povrchové vody	3,76 - 10,73	2007 - 2010	Majer 2012
pH	Průměr hodnot	Období	Zdroj
vzorek VPV 2014	7,7	21.6.2014 - 31.10.2014	Zdráhala 2015
nádrž "Jiřina" na VPV	8,11	1994 - 1999	Hezina 2001
"kyselý" pramen na VPV	3,40	1997 - 1999	Hezina 2001
vzorek VPV 2010	7,68	5. 5. 2010 - 8. 11. 2010	Korandová 2011
řeka Ohře nad jezerem Medard	7,00	2010	Fafílková 2011
Janov nádrž pitné vody	6,10	9. 5. 2006 - 11. 1. 2007	Vlčková 2007
Razi Írán - předpolí	7,9	2009	F.Doulati Ardejani
Razi Írán - důlní voda	9,1	2009	F.Doulati Ardejani

Zdroj: vlastní konstrukce dle dostupných dat

Hodnoty vodivosti

Vodivost odebraných vzorků vody z VPV ve 2014 se průměrně pohybuje na hodnotě 3 559,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$, což je dvojnásobná hodnota oproti průměrné vodivosti 1 557 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na nedalekých mokřadech v okolí jezera Medard (Fafílková 2011).

Tabulka č. 11: Hodnoty vodivosti v různých lokalitách

vodivost	Rozmezí hodnot	Období	Zdroj
vzorek VPV 2014	226,7 - 7 330	21.6.2014 - 31.10.2014	Zdráhala 2015
Medard před napouštěním z Ohře	290	12.4.2010	Příkryl 2013
mokřady v okolí jezera Medard	263 - 3 450	4. 5. 2010 - 9. 2. 2011	Fafílková 2011
tekoucí povrchové vody	11 - 10 560	2007 - 2010	Majer 2012
vodivost	Průměr hodnot	Období	Zdroj
vzorek VPV 2014	3 559,1	21.6.2014 - 31.10.2014	Zdráhala 2015
nádrž "Jiřina" na VPV	4 224,00	1994 - 1999	Hezina 2001
řeka Ohře nad jezerem Medard	286,00	2010	Fafílková 2011
Janov nádrž pitné vody	118,90	9. 5. 2006 - 11. 1. 2007	Vlčková 2007
Razi Írán - předpolí	1 275	2009	F.Doulati Ardejani
Razi Írán - důlní voda	5 760	2009	F.Doulati Ardejani

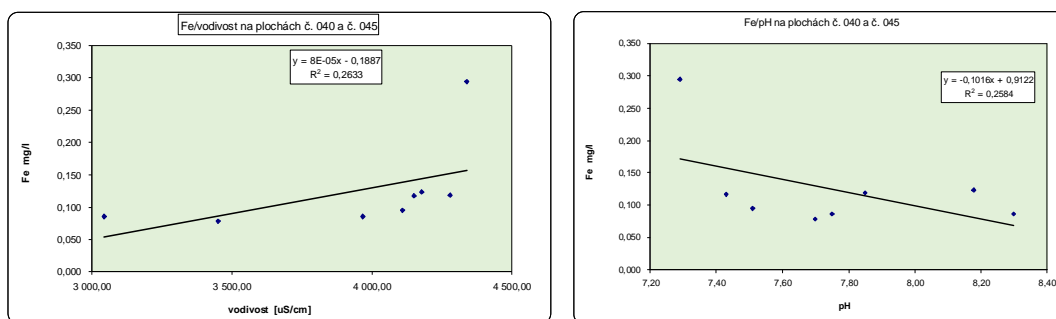
Zdroj: vlastní konstrukce dle dostupných dat

Koncentrace železa

Při analýze naměřených dat z vodních ploch v patě výsypky, odkud voda odchází do recipientu, lze konstatovat, že voda je od železa očištěná. Medián pro nádrže č. 001, č. 035, č. 045, č. 066, č. 067, č. 098 a č. 146 činí 0,086 mg/l, což je nižší hodnota než pro všech dvacet vybraných ploch 0,117 mg/l. Pouze medián koncentrací železa u plochy č. 035 se vymyká svou hodnotou 6,041 mg/l, neboť do mokřadu přímo ústí meliorační drenáž.

Z nádrže č. 040 voda odtéká přepadem do mokřadu č. 045. Průměrná hodnota železa na odtoku z nádrže č. 040 byla 0,154 mg/l a průměrná hodnota na odtoku z nádrže č. 045 byla 0,096 mg/l. Měření potvrdilo v případě železa, že mokřad č. 045, díky své délce 400 m a vegetačnímu krytu, má pozitivní vliv na snížení koncentrace železa ve vodě. Z grafů č. 17 pro plochy č. 040 a 045 je patrné, jak vyšší koncentrace železa koreluje s vodivostí a jak se se vzrůstajícím pH snižuje koncentrace železa.

Obrázek č. 17: Koncentrace železa ploch č. 040 a č. 045 vůči pH a vodivosti



Zdroj: vlastní konstrukce

Broumová et al. (2007) publikovala nejčastější hodnoty, naměřené na VPV, kdy u železa je rozmezí 2 – 3 mg/l. Hodnoty železa ve vybraných vodách ve 2014 na VPV se liší od zveřejněných hodnot upravené vody z VPV (Frouz 2007). Horní hranice hodnot z VPV 2014 není výrazně rozdílná oproti měřením na pramenech VPV v letech 1994 – 1999 (Hezina 2001). V mokřadech v blízkosti jezera Medard byla průměrná naměřená hodnota železa 0,18 mg/l, takže oproti této nedaleké lokalitě zaznamenala VPV vyšší koncentrace.

Tabulka č. 12: Hodnoty železa v různých lokalitách

Fe	Rozmezí hodnot	Období	Zdroj
vzorek VPV 2014	0,0 - 12,951	21.6.2014 - 31.10.2014	Zdráhala 2015
upravená voda z VPV	0,01 - 0,1	?	Frouz 2007
prameny na VPV	7 - 11	1994 - 1999	Hezina 2001
Medard před napouštěním z Ohře	1,01	12.4.2010	Přikryl 2013
mokřady v okolí jezera Medard	< 0,08 - 0,979	4. 5. 2010 - 9. 2. 2011	Fafílková 2011
tekoucí povrchové vody	< 0,05 - 53,32	2007 - 2010	Majer 2012
Fe	Průměr hodnot	Období	Zdroj
vzorek VPV 2014	0,856	21.6.2014 - 31.10.2014	Zdráhala 2015
nádrž "Jiřina" na VPV	0,23	1997 - 1999	Hezina 2001
"kyselý" pramen na VPV	3 640,00	1997 - 1999	Hezina 2001
vzorek VPV 2010	0,13	5. 5. 2010 - 8. 11. 2010	Korandová 2011
řeka Ohře nad jezerem Medard	0,65	2010	Fafílková 2011
Janov nádrž pitné vody	0,07	9. 5. 2006 - 11. 1. 2007	Vlčková 2007
Razi Írán - předpolí	0,01	2009	F.Doulati Ardejani
Razi Írán - důlní voda	2,5	2009	F.Doulati Ardejani

Zdroj: vlastní konstrukce dle dostupných dat

Koncentrace manganu

Vzorky odebrané z VPV 2014 vykazují horní mez hodnot dvojnásobně vyšší, než byly hodnoty na pramenech VPV v 1994 – 1999 (Hezina 2001), a několikanásobně vyšší než měla upravená voda z VPV (Frouz 2007). Průměrná hodnota manganu ve 2010 - 2011, naměřená v mokřadech v okolí jezera Medard, činila 0,18 mg/l, což je rovněž mnohem nižší hodnota než průměrná na VPV ve 2014.

Tabulka č. 13: Hodnoty manganu v různých lokalitách

Mn	Rozmezí hodnot	Období	Zdroj
vzorek VPV 2014	0,002 - 13,697	21.6.2014 - 31.10.2014	Zdráhala 2015
upravená voda z VPV	0,01 - 0,1	?	Frouz 2007
prameny na VPV	3 - 6	1994 - 1999	Hezina 2001
Medard před napouštěním z Ohře	2,42	12.4.2010	Přikryl 2013
mokřady v okolí jezera Medard	< 0,08 - 2,54	4. 5. 2010 - 9. 2. 2011	Fafílková 2011
tekoucí povrchové vody	< 5 - 9 219	2007 - 2010	Majer 2012
Mn	Průměr hodnot	Období	Zdroj
vzorek VPV 2014	0,793	21.6.2014 - 31.10.2014	Zdráhala 2015
nádrž "Jiřina" na VPV	0,16	1997 - 1999	Hezina 2001
"kyselý" pramen na VPV	103,00	1997 - 1999	Hezina 2001
řeka Ohře nad jezerem Medard	0,10	2010	Fafílková 2011

Zdroj: vlastní konstrukce dle dostupných dat

Koncentrace síranů

Chemický rozbor vybraných vodních ploch z VPV ve 2014 poskytl nižší hodnoty síranů, než jaké uvádí Frouz ve 2007 na VPV. Horní mez naměřených hodnot odpovídá hodnotám z 1994 - 1999, které byly měřeny na pramenech VPV. Mokřady v okolí nedalekého jezera Medard vykazují nižší průměrnou hodnotu síranů 809,73 mg/l (Fafílková 2011), když VPV vykazuje průměrnou hodnotu 2 053,871 mg/l.

Tabulka č. 14: Hodnoty síranů v různých lokalitách

SO₄²⁻	Rozmezí hodnot	Období	Zdroj
vzorek VPV 2014	14,138 - 5 958,4	21.6.2014 - 31.10.2014	Zdráhala 2015
upravená voda z VPV	1 000 - 15 000	?	Frouz 2007
prameny na VPV	4 500 - 5 500	1994 - 1999	Hezina 2001
Medard před napouštěním z Ohře	1 780	12.4.2010	Přikryl 2013
mokřady v okolí jezera Medard	1,546 - 2 823	4. 5. 2010 - 9. 2. 2011	Fafílková 2011
tekoucí povrchové vody	0,1 - 2 150,4	2007 - 2010	Majer 2012
SO₄²⁻	Průměr hodnot	Období	Zdroj
vzorek VPV 2014	2 053,871	21.6.2014 - 31.10.2014	Zdráhala 2015
nádrž "Jiřina" na VPV	2 593,60	1997 - 1999	Hezina 2001
"kyselý" pramen na VPV	7 245,00	1997 - 1999	Hezina 2001
vzorek VPV 2010	3 009,35	5. 5. 2010 - 8. 11. 2010	Korandová 2011
řeka Ohře nad jezerem Medard	0,04	2010	Fafílková 2011
Slapy nádrž na Vltavě	28,2	duben - září 2013	AV ČR 2014
Římov nádrž pitné vody	14,1	duben - září 2013	AV ČR 2014
Razi Írán - předpolí	105	2009	F.Doulati Ardejani
Razi Írán - důlní voda	2 304	2009	F.Doulati Ardejani

Zdroj: vlastní konstrukce dle dostupných dat

Koncentrace hydrogenuhličitanů

Maximální naměřená hodnota hydrogenuhličitanů na VPV 2014 nedosahuje hodnot pramenů z VPV z 1994 – 1999 (Hezina 2001), ale oproti upravené vodě z VPV je horní mez vyšší (Frouz 2007).

Tabulka č. 15: Hodnoty hydrogenuhličitanů v různých lokalitách

HCO₃	Rozmezí hodnot	Období	Zdroj
vzorek VPV 2014	54,717 - 935,862	21.6.2014 - 31.10.2014	Zdráhala 2015
upravená voda z VPV	300 - 400	?	Frouz 2007
prameny na VPV	1 100 - 1 200	1994 - 1999	Hezina 2001
HCO₃	Průměr hodnot	Období	Zdroj
vzorek VPV 2014	439,011	21.6.2014 - 31.10.2014	Zdráhala 2015
nádrž "Jiřina" na VPV	529,19	1994 - 1999	Hezina 2001
Razi Írán - předpolí	311,5	2009	F.Doulati Ardejani
Razi Írán - důlní voda	1 500	2009	F.Doulati Ardejani

Zdroj: vlastní konstrukce dle dostupných dat

8. Závěr

Na území Velké podkrušnohorské výsypky probíhá postupné zahlazování těžební činnosti, které se týká také hydrologické situace na výsypce. Chemické složení povrchové vody na výsypce je ovlivněno důlní činností, a proto je nutné znát kvalitu vody, jež výsypku opouští. Rozbor chemického složení výsypkových vod byl proveden na vzorku vodních ploch, které reprezentují různá stadia provedených sanací a různý způsob provedených sanací na Velké podkrušnohorské výsypce.

Kategorie vodních ploch pro Velkou podkrušnohorskou výsypku byly zformulovány se zřetelem na hydrologické pojetí této práce. Vodní plochy pro odběr vodních vzorků byly vybírány tak, aby zastupovaly veškeré možné podmínky, nacházející se na výsypce, vyjádřené prostřednictvím kategorií. Odběry vzorků vody proběhly čtyři, a to od poslední dekády června 2014 do konce října 2014 a následně byly tyto vzorky podrobeny laboratorním chemickým rozborům.

Chemické složení vody prokázalo, že v různých částech výsypky se nachází voda s různým chemickým složením. Z nashromážděných dat lze obecně usuzovat, že z paty výsypky opouští výsypku voda s nižšími koncentracemi znečišťujících látek, než obsahuje voda z ostatních částí výsypky. Než voda opustí výsypku do recipientu, napomáhá samočisticí schopnosti vody její pohyb po samotné výsypce. Pouze v případě jedné vodní plochy v patě výsypky byly naměřené koncentrace výrazně vysoké, což mělo příčinu ve vyústění meliorační drenáže. Poznatky, získané při fyzickém sběru vzorků vody a vyhodnocení jejího chemického složení, napovídají, že lepších samočisticích vlastností lze dosáhnout u mokřadů než vodních nádrží. Vodu je třeba zpomalit, rozlít v tenké vrstvě na velkou plochu a jejímu čištění napomáhat čeráním vody a vhodnou vegetací.

Voda z Velké podkrušnohorské výsypky doposud nedosahuje z hlediska kvality vody hodnot srovnatelných s běžnou povrchovou vodou, takže bude vhodné v monitoringu chemického složení výsypkové vody průběžně pokračovat, a sledovat změny, jaké ve složení vody nastanou.

9. Přehled literatury a použitých zdrojů

Literatura

ARONOVÁ K., Hydrické rekultivace území postižených těžbou kaolinů na Karlovarsku. In: MOUČKOVÁ P., ed. *Těžba a její dopady na životní prostředí: sborník konference: 21.-23. března 2006, Lísek, Bystřice nad Pernštejnem*. 1. vyd. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor, 2006. 97 s. ISBN 80-86832-18-X.

ADÁMEK Z. et al. *Aplikovaná hydrobiologie*. 2., rozš. upr. vyd. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2010. 350 s., [13] s. barev. obr. příl. ISBN 978-80-87437-09-4.

AMBROŽOVÁ J. *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. Vyd. 2. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2003. 226 s. ISBN 80-7080-521-8.

BROUMOVÁ H., NOVOTNÁ K., ŠÍMOVÁ I. (2007). Výsypka po těžbě hnědého uhlí – unikátní krajinný novotvar. In: *ReRegions: Mezinárodní konference, Most, Česká republika, 17. – 20. dubna 2007*.

CONNER, R.J. *Chemical fixation and solidification of hazardous wastes*. New York: Van Nostrand Reinhold, 1990. 691 s. ISBN 0-442-20511-2.

COSTELLO Cr. *Acid Mine Drainage: Innovative Treatment Technologies*. Washington D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office, 2003. 52 s.

ČERNÍK M. a kol. *Geochemie a remediací důlních vod*. Vyd. 1. Praha: Aquatest, ©2008. 252 s. ISBN 978-80-254-2921-1.

ČERNÍK M., ŠUPÍKOVÁ I., ZEMAN J., Zkušenosti s využitím mokřadních systémů pro čištění důlních vod. In: *Sborník konference „Jezera a mokřady ve zbytkových jámách po těžbě nerostů“*. Most, 2013. Dostupné z: <http://www.enki.cz/cs/cinnost/konference-a-seminare/item/51-most2013>, cit. 9. 4. 2015.

ČERNÍK M., POLÁCH L., ZEMAN J., Pasivní sanační systémy a jejich použití k čištění důlních a odkalištních vod. In: PECINOVÁ, Alena, ed. *Těžba a její dopady na životní prostředí II: sborník konference: 24.-25.9.2008, Svoboda nad Úpou*. 1. vyd. Chrudim: Vodní zdroje EKOMONITOR, 2008. 99 s. ISBN 978-80-86832-36-4.

DIMITROVSKÝ K., KUNT M., PROŠEK J., JANČOVÁ A. Revitalizace vodního režimu na výsypkách. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 2014, **1**, s. 39-49. ISSN 1213-1660.

DIMITROVSKÝ K. *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku*. Vyd. 1. Sokolov: Sokolovská uhelná, 2001. 191 s. ISBN 80-238-8534-0.

DOLEŽALOVÁ J., VOJAR J. a SOLSKÝ M. Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou = Using natural succession in restoration of areas affected by mining. *Ochrana přírody*, 2012, **67**(5), s. 10-13. ISSN 1210-258X.

EISELTOVÁ M. ed. *Obnova jezerních ekosystémů: holistický přístup: odborná příručka*. Berkshire: Nature Conservation Bureau, 1996. 190 s. Wetlands international; sv. 32. ISBN 1-900442-12-4.

F. Doulati Ardejani, B. Jodeiri Shokri, M. Bagheri, E. Soleimani. *Investigation of pyrite oxidation and acid mine drainage characterization associated with Razi active coal mine and coal washing waste dumps in the Azad shahr–Ramian region*,

northeast Iran. Berlin: Environmenatl Earth Sciences, 2010. ISSN 1866-6280. Dostupné z databáze Proquest, cit. 15. 4. 2015.

FAFÍLKOVÁ V. Vlastnosti povrchových vod ovlivněných těžbou hnědého uhlí. Bakalářská práce. JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUĎĚJOVICÍCH, Zemědělská fakulta, 2011. Vedoucí práce Emilie Pecharová.

FROUZ J. Rekultivace výsypek levněji a lépe?: Základem úspěchu je respekt k přírodě. *EKO: ekologie a společnost*, 2011, **22**(6), s. 11-15. ISSN 1210-4728.

FROUZ J., POPPERL J., PŘIKRYL I., ŠTRUDL J. *Tvorba nové krajiny na Sokolovsku*. Sokolov: Sokolovská uhelná, 2007. 25 s.

GREENWOOD, N. N. a EARNSHAW, A. *Chemie prvků. Sv. 1*. Praha: Informatorium, 1993. 1635 s. ISBN 80-85427-38-9.

GREENWOOD, N. N. a EARNSHAW, A. *Chemie prvků. Sv. 2*. Praha: Informatorium, 1993. 793 s. ISBN 80-85427-38-9.

GROUDEV, S.N. et al., A pilot scale Pasove system for the treatment of acid mine drainage. In: NATH B., PELOVSKI Y., STOYANOV S., ed. *Proceedings of the NATO advanced research workshop on sustainable solid waste management in the Southern Black Sea Region, September 27-October 1, 1999, Sofia*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2000. s. 94-189. ISBN 0-7923-6680-8.

HORÁKOVÁ M. a kol. *Analytika vody*. Vyd. 2., opr. a rozš. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2003. 335 s. ISBN 80-7080-520-X.

HARTMAN P., PŘIKRYL I. a ŠTĚDRONSKÝ E. *Hydrobiologie*. 3., přeprac. vyd. Praha: Informatorium, 2005. 359 s., [8] s. barev. obr. příl. ISBN 80-7333-046-6.

HEZINA T. *Vliv rekultivačních prací na koncentrace železa a manganu ve výsypkových vodách a oživení malých vodních nádrží na Velké podkrušnohorské výsypce: disertační práce*. 2001. 135 s., [19] l. příl.

HYDROBIOLOGICKÝ ÚSTAV. *54th annual report for the year 2013*. České Budějovice: Biology Centre of the Academy of Sciences of the Czech Republic, Institute of Hydrobiology, 2014. 51 s.

CHLUPÁČ I. et al. *Geologická minulost České republiky*. Vyd. 2., opr. Praha: Academia, 2011. 436 s., xvi s. obr. příl. ISBN 978-80-200-1961-5.

CHMELOVÁ I., ŠULCOVÁ J., KRÖPFELOVÁ L., HESSLEROVÁ P., PECHAR L., POKORNÝ J. Teplota povrchu krajiny a chemismus povrchových vod jako indikátory funkčnosti krajinného pokryvu = Surface temperature and hydrochemistry as indicators of land cover functions. *Vodní hospodářství*, 2011, **61**(8), s. 303-306. ISSN 1211-0760.

CHYTRÝ M., ed. *Vegetace České republiky. 3, Vodní a mokřadní vegetace = Vegetation of the Czech Republic. 3, Aquatic and wetland vegetation*. Vyd. 1. Praha: Academia, 2011. 827 s. ISBN 978-80-200-1918-9.

JISKRA J. *Velká kniha hornictví Karlovarského kraje*. Svatava: Jan Bodrov, 2010. 351 s.

KABRNA M. Možnosti aplikace ekologické obnovy na výsypkách hnědouhelných lomů. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 2011, **4**, s. 16-22. ISSN 1213-1660.

KALAVSKÁ D. a HOLOUBEK I. *Analýza vôd*. 1. vyd. Bratislava: Alfa, 1989. 262 s. Edícia chemickej literatúry. ISBN 80-05-00065-0.

KENDER J., ed. *Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny*. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 2000. 220 s. ISBN 80-7212-148-0.

KORANDOVÁ M. *Stav chemických parametrů povrchových vod vybrané části území Podkrušnohorské výsypky na Sokolovsku* Bakalářská práce. JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH, Zemědělská fakulta, 2011. Vedoucí práce Lubomír Bodlák.

KRÁSA P. Vegetace mokřadů jižního obvodu Velké podkrušnohorské výsypky. *Sborník muzea Karlovarského kraje*, 2012, **20**, s. 195-230. ISSN 1803-6066. ISBN 978-80-85018-80-6.

KUBÁT J. History and present situation on reclamation of spoil banks in the Sokolov Region = Historie a současná situace rekultivací výsypek v oblasti Sokolovska. *Scientia agriculturae bohemica*, 2008, **39**(4), s. 342-347. ISSN 1211-3174.

LEITGEB J. Velké rekultivační stavby v příměstské části měst a obcí Sokolovska. *Časopis Stavebnictví*. Česká komora autorizovaných inženýrů a techniků činných ve výstavbě. Brno: Expo Data, 2010, 8. ISSN 1802-2030

LELLÁK J. a KUBÍČEK F. *Hydrobiologie*. Praha: Univerzita Karlova, 1992. 257 s. ISBN 80-7066-530-0.

LIPOVSKÁ Z., MRTKA J., Současné trendy v rekultivaci po povrchové těžbě uhlí. In: PECINOVÁ, Alena, ed. *Těžba a její dopady na životní prostředí III: sborník konference: 2.3.-3.3.2011, Strážnice*. 1. vyd. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor, 2011. 140 s. ISBN 978-80-86832-57-9.

MAJER V. et al. *Atlas chemismu povrchových vod České republiky: stav v letech 1984-1996 a 2007-2010*. Vyd. 1. Praha: Česká geologická služba, 2012. 103 s. ISBN 978-80-7075-780-2.

MACHAR I. et al. *Mokřadní ekosystémy*. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2014. 137 s. Skripta. ISBN 978-80-244-3946-4.

MALÝ J. a MALÁ J. *Chemie a technologie vody*. 2., dopl. vyd. Brno: ARDEC, ©2006. xii, 331 s. ISBN 80-86020-50-9.

MINE ENVIRONMENT NEUTRAL DRAINAGE (MEND) PROGRAM. *Review of passive systems for treatment of acid mine drainage*. Kilborn inc: Toronto Ontario, 1996. Dostupné z: www.epa.gov/region1/superfund/sites/elizmine/43547mend.pdf, cit. 10. 4. 2015.

NORTON J. P., 1992. The Control of Acid Mine Drainagewith Wetlands. In: *Mine Water and The Environment*, Richmond, Principal, pp. 27 – 34.

PECHAR L. et al. *Trvalé udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko: evropský program IUCN Cambridge a Gland: význam rybníků pro krajinu střední Evropy*. Třeboň: IUCN, 1996. 189 s. ISBN 2-8317-0322-0.

PECHAROVÁ E. *Vybrané aspekty obnovy funkce krajiny narušené povrchovou těžbou hnědého uhlí*. České Budějovice, 2004. 303 s. Habilitační práce na fakultě zemědělské, Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích.

PECHAROVÁ E., SVOBODA I. a VRBOVÁ M. *Obnova jezerní krajiny pod Krušnými horami*. Vyd. 1. [Kostelec nad Černými lesy]: Lesnická práce, 2011. 108 s. ISBN 978-80-87154-35-9.

PEŠEK J. et al. *Terciérní pánve a ložiska hnědého uhlí České republiky*. Vyd. 1. Praha: Česká geologická služba, 2010. 437 s. ISBN 978-80-7075-759-8.

PITTER P. *Hydrochemie*. Vyd. 4., aktualiz. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 2009. 579 s. ISBN 978-80-7080-701-9.

POPL M. a FÄHNRIK J. *Analytická chemie životního prostředí*. Vyd. 4., přeprac. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 1999. 218 s. ISBN 80-7080-336-3.

PŘIKRYL I. Pěnovcové mokřady: Na sokolovských výsypkách vzniká vzácný biotop. *EKO: ekologie a společnost*, 2011, **22**(6), s. 17-18. ISSN 1210-4728.

PŘIKRYL I., VRZAL D., KOSÍK M. (2013). Kvalita vody napouštěného jezera Medard. In: *Sborník konference „Jezera a mokřady ve zbytkových jámách po těžbě nerostů“*. Most, 2013. Dostupné z: <http://www.enki.cz/cs/cinnost/konference-a-seminare/item/51-most2013>, cit. 14. 4. 2015.

ROUTA M. *Ekonomická náročnost sanace a rekultivace v oblasti Sokolovska*. Praha, 2009. 135 s. Disertační práce na katedře ekonomiky a řízení lesního hospodářství. Vedoucí disertační práce Luděk Šišák.

ŘEHOŘ M. a CHYTKA L. Lokality jílovcových sorbentů v širším okolí hnědouhených pánví severozápadních Čech a možnosti jejich využití. *Zpravodaj Hnědé uhlí*, 2011, **4**, s. 9-15. ISSN 1213-1660.

ŘEHOUNEK J., ed., ŘEHOUNKOVÁ K., ed. a PRACH K., ed. *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. 1. vyd. České Budějovice: Calla, ©2010. 172 s. ISBN 978-80-87267-09-7.

SENCIDIVER, J.C., BHUMBLA, D.K. Effects of cattails (*Typha*) on metal removal from mine drainage. *Ibid Ref 19*, 1988, s. 359-366.

SKOUSEN, G. Jeffrey et al., Acid Mine Drainage Control and Treatment. In: *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*, Agronomy, 2000. 103 s.

ŠTÝS S., BÍZKOVÁ R. a RITSCHELOVÁ I. *Proměny Severozápadu*. Praha: Český statistický úřad, 2014. 181 s. ISBN 978-80-250-2556-7.

ŠUPÍKOVÁ I., ČERNÍK M., ZEMAN J., Čištění důlních vod pomocí přírodních systémů. In: HALOUSKOVÁ, Olga, ed. a KÁNSKÁ, Klára, ed. *Těžba a její dopady na životní prostředí IV: 18.-19. září 2012, hotel Centro Hustopeče*. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor, 2012. 135 s. ISBN 978-80-86832-67-8.

TICHÁČKOVÁ J., 2011. Složení a charakteristika výsypkových vod. In: MARŠÁLEK M., BERCHOVÁ K., PECHAROVÁ E. (eds.), 2011. *Náhledy do aplikované ekologie - sborník odborných a vědeckých prací studentů DSP Kostecké Barborky 2011*. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s. r. o., pp. 73 – 84. ISBN 978-80-7458-009-3.

TOUŽÍN J. *Stručný přehled chemie prvků*. 1. vyd. Brno: Masarykova univerzita, 2001. 225 s. ISBN 80-210-2635-9.

VOJAR J., DOLEŽALOVÁ J. a SOLSKÝ M. Hnědouhelné výsypky - nová příležitost (nejen) pro obojživelníky = Brown coal spoil banks - a new opportunity (not only) for amphibians. *Ochrana přírody*, 2012, **67**(3), s. 8-11. ISSN 1210-258X.

VRÁBLÍKOVÁ J., VRÁBLÍK P., Obnova funkce krajiny po těžbě uhlí. In: *Bioklima - prostředí - hospodářství*. 1. vyd. Praha: Česká bioklimatologická společnost, 2002. 79 s. ISBN 80-85813-99-8.

WILDEMAN, T., BRODIE, G., GUSEK, J. *Wetland Design for Mining Operations* Canada: BiTech Publishers LTD, 1993. ISBN 0921095279.

ZDRÁHALA J., 2013: *Inventarizace vodních ploch Velké podkrušnohorské výsypky*. Bakalářská práce, FŽP, ČZU v Praze, Praha, 56 s.

ZEMAN J., ČERNÍK M., ŠUPÍKOVÁ I., Geochemické interakce v mokřadních systémech. In: PECINOVÁ, Alena, ed. *Těžba a její dopady na životní prostředí III: sborník konference: 2.3.-3.3.2011, Strážnice*. 1. vyd. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor, 2011. 140 s. ISBN 978-80-86832-57-9.

Internetové zdroje

CUDLÍN O., KÁROVÁ Z. *Vstupní literární rešerše dostupných zahraničních pramenů*. Praha, 2008. 11 s. Projekt QH82106 Rekultivace jako nástroj obnovy funkce vodního režimu krajiny po povrchové těžbě hnědého uhlí. Ministerstvo zemědělství ČR. Dostupné z: <http://www.mze-vyzkum-infobanka.cz/qh82106-rekultivace-jako-n.aspx>, cit. 26. 3. 2015.

Fond národního majetku ČR, 2003: *Koncepce řešení ekologických škod vzniklých před privatizací hnědouhelných těžebních společností v ústeckém a karlovarském kraji*. Výzkumný ústav pro hnědé uhlí, Most, online: http://15miliard.cz/cd_fnm_oprava/cd/index.htm, cit. 4. 4. 2015.

PECHAROVÁ E., STALMACHOVÁ B., KRÁSA P., FRANKOVÁ H. (2013). Wetland vegetation of coal mining areas within Sokolov and Karvina region. 13th SGEM GeoConference on Ecology, Economics, Education And Legislation, 1(International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM2013), 1227-1234. Dostupné z: <HTTP://WWW.GOOGLE.CZ/WEBHP?NORD=1#NORD=1&Q=PDF+WETLAND+VEGETATION+OF+COAL+MINING+AREAS+WITHIN+SOKOLOV+AND+KARVINA+REGION>, cit. 16. 4. 2015.

VLČKOVÁ R. *Monitorování kvality vody ve vybraných Krušnohorských přehradách*. Ústí nad Labem: UJEP, 2007. Dostupné z: <http://www.most.ujep.cz/~vlckova/index.htm>, cit. 20. 4. 2015.

WHITE S., *Wetland Use in Acid Mine Drainage Remediation*. Dostupné z: home.eng.iastate.edu/~tge/ce421-521/Steven%20White.pdf, cit. 10. 4. 2015.

Zákony

Zákon č. 44/1998 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství, v platném znění.

Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, v platném znění.

Vyhláška č. 49/2011 Sb., o vymezení útvarů povrchových vod, v platném znění.

Normy

ČSN EN ISO 5667-1. *Jakost vod - Odběr vzorků -: Část 1: Návod pro návrh programu odběru vzorků a pro způsoby odběru vzorků.* Praha: ČESKÝ NORMALIZAČNÍ INSTITUT, 2007. 32 s.

ČSN EN ISO 5667-3. *Kvalita vod - Odběr vzorků -: Část 3: Konzervace vzorků vod a manipulace s nimi.* Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2013. 56 s.

ČSN ISO 5667-4. *Jakost vod - Odběr vzorků : Část 4: Pokyny pro odběr vzorků z vodních nádrží.* Praha: ČESKÝ NORMALIZAČNÍ INSTITUT, 1993. 8 s.

ČSN ISO 5667-14. *Jakost vod - Odběr vzorků -: Část 14: Pokyny k zabezpečování jakosti odběru vzorků vod a manipulace s nimi.* Praha: ČESKÝ NORMALIZAČNÍ INSTITUT, 2001. 24 s.

ČSN EN ISO 5667-23. *Jakost vod - Odběr vzorků -: Část 23: Návod pro pasivní odběr vzorků v povrchových vodách.* Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2011. 28 s.

ČSN 75 7220. *Jakost vod – Kontrola jakosti povrchových vod.* Praha: ČESKÝ NORMALIZAČNÍ INSTITUT, 1998. 12 s.

ČSN 75 7221. *Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod.* Praha: ČESKÝ NORMALIZAČNÍ INSTITUT, 1998. 12 s.