

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích  
Zemědělská fakulta

Studijní program: N4101 – Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Katedra krajinného managementu

Vedoucí katedry: doc. Ing. Pavel Ondr, CSc.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Stav chemických parametrů stojatých a tekoucích povrchových  
vod vybrané části Velké podkrušnohorské výsypky na  
Sokolovsku

Vedoucí diplomové práce: Ing. Lubomír Bodlák, Ph.D.

Autor: Bc. Martina Korandová

České Budějovice

duben 2013

Prohlášení:

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne 23. 4. 2013

---

Bc. Martina Korandová

## Poděkování:

Mé poděkování patří všem, kteří mi pomohli při psaní mé diplomové práce, a to jakýmkoliv způsobem. Největší dík patří mému vedoucímu panu Ing. Lubomírovi Bodlákovi Ph.D., který se mi snažil pomoci se všemi otázkami, které jsem měla při napsání mé diplomové práce. Můj dík patří i lidem z laboratoře ENKI za pečlivé zpracování všech vzorků. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat mé rodině, a to hlavně mým rodičům, kteří měli se mnou pevné nervy, a u kterých jsem vždy našla psychickou podporu. A samozřejmě děkuju všem mým přátelům za jejich podporu a pomoc.

## **Abstrakt**

Tato diplomová práce se zabývá popsáním chemismu stojatých a tekoucích povrchových vod vybrané části Velké podkrušnohorské výsypky a následným statistickým zpracováním dat. Dominantním prvkem jsou u tekoucích i stojatých vod sírany, které tvoří sulfatokomplexy s  $\text{Ca}^{2+}$  a  $\text{Mg}^{2+}$ . U nádrží jsou hodnoty  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  poloviční než u tekoucích vod (horní i dolní tok). Vyšší hodnoty  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  u nádrží jsou výsledkem biochemických, chemických a biologických procesů ve vodním prostředí.

Klíčová slova: Velká podkrušnohorská výsypka, chemismus stojatých a tekoucích vod, sírany, vodivost, organické látky

## **Abstract**

This diploma thesis deals with the description of the chemistry of stagnant and flowing surface waters in selected part of the Velká podkrušnohorská dump and subsequent statistical processing of data. Sulfates are dominating element of the stagnant and flowing water, which form sulfato complexes with elements  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$ . The values  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  in stagnant water are half compared to flowing water (upper and lower reaches). Higher values  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  are result of biochemical, chemical and biological processes in the aquatic environment in stagnant water.

Keywords: Velká podkrušnohorská dump, the chemistry of stagnant and flowing waters, sulfates, conductivity, organic substances

## Obsah

<b>1</b>	<b>ÚVOD</b> .....	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>LITERARNÍ PŘEHLED</b> .....	<b>10</b>
2.1	Historie hornické činnosti v Sokolovské pánvi.....	10
2.2	Voda.....	11
2.3	Hydrologický cyklus .....	11
2.4	Fyzikální vlastnosti a chemické vlastnosti .....	12
2.5	Veškeré rozpuštěné a nerozpuštěné látky.....	14
2.6	Anorganické látky .....	15
2.6.1	<b>Kationty</b> .....	<b>15</b>
2.6.2	<b>Anionty</b> .....	<b>18</b>
2.7	Organické látky .....	20
2.7.1	<b>BSK<sub>5</sub></b> .....	<b>20</b>
2.7.2	<b>CHSK</b> .....	<b>21</b>
2.8	Přírodní vody .....	21
2.8.1	<b>Atmosférická voda</b> .....	<b>21</b>
2.8.2	<b>Podzemní vody</b> .....	<b>22</b>
2.8.3	<b>Povrchové vody</b> .....	<b>22</b>
2.9	Teplotní stratifikace.....	24
2.10	Samočistící schopnost vod .....	25
2.11	Eutrofizace.....	26
2.12	Vody po těžbě nerostných surovin .....	27
2.12.1	<b>Důlní vody</b> .....	<b>27</b>
2.12.2	<b>Výsypkové vody - vody na Velké podkrušnohorské výsypce</b> .....	<b>28</b>
2.13	Rekultivace .....	29
2.13.1	<b>Rekultivační fáze:</b> .....	<b>29</b>
2.13.2	<b>Rekultivace lesnická</b> .....	<b>30</b>
2.13.3	<b>Rekultivace zemědělská</b> .....	<b>31</b>
2.13.4	<b>Rekultivace hydriká</b> .....	<b>32</b>
2.13.5	<b>Rekultivace ostatní</b> .....	<b>33</b>
<b>3</b>	<b>ŠIRŠÍ ZÁJMOVÉ ÚZEMÍ</b> .....	<b>34</b>
3.1	Podkrušnohorská pánev.....	34

3.2	Podkrušnohorská výsypka .....	34
<b>4</b>	<b>METODIKA.....</b>	<b>36</b>
4.1	Metodika odebrání vzorků .....	36
<b>5</b>	<b>VÝSLEDKY .....</b>	<b>38</b>
<b>6</b>	<b>DISKUSE.....</b>	<b>44</b>
<b>7</b>	<b>ZÁVĚR.....</b>	<b>47</b>
<b>8</b>	<b>SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY: .....</b>	<b>48</b>
<b>9</b>	<b>PŘÍLOHY.....</b>	<b>54</b>

# 1 ÚVOD

Krajina je velmi složitým a zranitelným systémem, který se v čase neustále mění a vyvíjí. Všechny změny ve společnosti, ať již ekonomické, sociální aj. se dříve či později projeví i na krajině – na přístupu společnosti k jejímu využívání, k její ochraně a kultivaci. Každá vývojová etapa společnosti zanechává na krajině své určité charakteristické rysy.

Těžební činnost přinesla do krajiny Severních Čech trvalé i dočasné změny. Zmizela sídla, docházelo ke změnám terénních útvarů, zemina byla přesouvána na vnější i vnitřní výsypky lomů, přemísťovaly se vodní toky. Část území po těžbě byla nazývána „měsíční krajinou.“

Škody po industriální činnosti, zejména těžbě v krajině se postupně napravují. Dle legislativních norem musí být odstraněny a kompenzovány. Proto je s těžbou spojena rekultivace, následně dochází k vytváření funkčních ekosystémů, a to je spojeno s revitalizací celých územních celků.

Mění se cíle obnovy krajiny i priority využití nových krajin. V souladu s nimi se modifikují i kompenzační, sanační a rekultivační opatření. Z dřívější obnovy krajiny ve velkých půdních celcích, převážně zemědělských rekultivací, dochází v posledních letech ke změně, dominují lesnické rekultivace. Důvodem je nižší využívání zemědělské půdy. Další formou rekultivací, jejichž podíl se v posledních letech zvyšuje je hydrická.

V rámci hydrických rekultivací je nejdůležitějším úkolem zajistit jak vhodný tvar budoucí nádrže, tak dostatečný a trvalý zdroj kvalitní vody pro její naplnění. Současně je nutné vytvořit podmínky pro zamezení nadbytečného vstupu živin do jezera (protieutrofizační opatření) a podpořit samočistící funkce jezera.

Vlivem těžby nerostných surovin na Velké Podkrušnohorské výsypce došlo k narušení říčního systému. Nyní dochází k obnově a formování říční sítě přirozeně začleněné do nového terénu. Stojaté a tekoucí vody se navzájem ovlivňují a mění se i jejich chemické složení.

Cílem mé diplomové práce bylo popsání rozdílného chemismu stojatých a tekoucích povrchových vod ve vybrané části území Velké Podkrušnohorské výsypky, zpracování dat a následné statistické vyhodnocení jednotlivých parametrů.

Určit rozdíly mezi tekoucí a stojatou vodou. Diplomová práce navazuje na předchozí bakalářskou práci.



## 2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

### 2.1 Historie hornické činnosti v Sokolovské pánvi

První věrohodné zprávy o povrchovém sběru či rýžování cínu v oblasti Slavkovského lesa jsou staré již více než tisíc let. Rudné hornictví zde dosáhlo svého vrcholu hlavně v první polovině 16. století. V tomto období zaznamenaly rozmach horní města Horní Slavkov, Krásno, Jáchymov, Kraslice, Krajková aj.

Nejstarším písemným dokladem o těžbě uhlí na Sokolovsku je zápis v kronice města Horního Slavkova z roku 1642, o propůjčení uhelného dolu u Lokte. Z druhé poloviny 17. století pocházejí i dvě další zmínky o těžbě uhlí v okolí Louček a Nového Sedla. Na nejstarší dochované mapě pocházející z roku 1788 od horního Antona Ullmana z Nejdku, je zakreslován návrh vedení dědičné štoly Svaté Anny sloužící k odvodnění dolu. V r. 1789 se začalo s ražbou štoly, která dodnes slouží svému účelu. Postupem času začínala vznikat těžářstva a kolem roku 1850 také těžební společnosti. (Frouz a kol., 2007)

V první etapě tedy zhruba do 2. světové války se těžilo hlavně hlubinně. Vzhledem ke špatnému technickému vybavení, které nebylo schopno výkonně odčerpávat vodu, se nejčastěji těžilo pouze nad spodní hladinou spodní vody, což neumožnilo využít celé mocnosti sloje. V případě, že se hladina podzemní vody zvedla, muselo se dílo opustit. Vlastní těžba se prováděla ručně, narubané uhlí se dopravovalo kolečky a poté se ručně vytahovalo ručně na povrch. (Jiskra, 2000)

Zhruba po 2. světové válce začal převažovat povrchový způsob těžby, který postupně nahradil ve sledované oblasti hlubinnou. Právě povrchový způsob těžby, změnil nejen vzhled krajiny díky přemístění velké části země, ale také dojde k narušení či úplné změně stávajícího vodního režimu. (Jiskra, 1993)

## 2.2 Voda

Molekula vody zahrnuje dva atomy vodíku vázané na atom kyslíku. Vazby atomů vodíků tvoří úhel  $105^\circ$ , proto je molekula silně bipolární (Balram, 2007).

Jednotlivé molekuly vody se navzájem spojují vodíkovými můstky. Toto spojení není tak pevné jako chemická vazba, ale udává vodě zcela specifické vlastnosti. Vodíkovými můstky se například vysvětluje anomálie vody, tj. zvětšení objemu při přechodu do pevného skupenství. Dále se jedná o tepelnou roztažnost vody, kdy největší hustota je při teplotě  $4^\circ\text{C}$ . Polární charakter vody umožňuje přizpůsobení se vody elektrickému poli, koncové molekuly vody mají schopnost rozpouštět iontové sloučeniny. (Ambrožová, 2003)

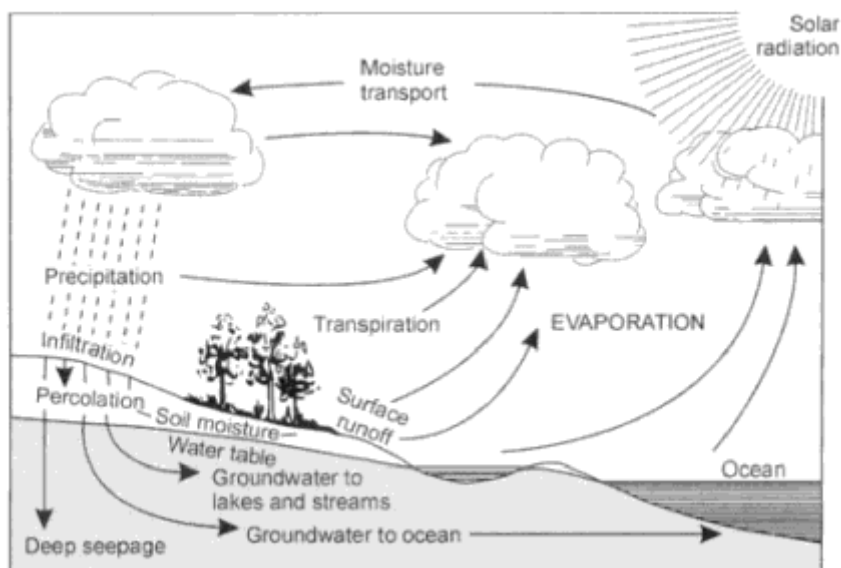
## 2.3 Hydrologický cyklus

Koloběh vody (hydrologický cyklus) je stálý oběh povrchové a podzemní vody na Zemi, doprovázený změnami skupenství. K oběhu dochází účinkem sluneční energie a zemské gravitace. Voda se vypařuje z oceánů, vodních toků a nádrží, ze zemského povrchu (výpar, evaporace) a z rostlin (transpirace), (Chapin, 2002). Po kondenzaci páry dopadá jako srážky na zemský povrch zejména ve formě deště a sněhu. Zde se část vody hromadí a odtéká jako povrchová voda či se vypařuje nebo vsakuje pod zemský povrch a vytváří podzemní vodu (infiltrace). Podzemní voda po určité době znovu vystupuje na povrch ve formě pozvolného podzemního odtoku pramenů (drenáž podzemní vody), (Brutsaert, 2005).

Uvedené procesy (výpar, infiltrace a další) se kvantitativně vyjadřují jako tak zvané bilanční prvky v rámci hydrologické bilance. Hydrologická bilance je porovnání příjmových a ztrátových složek (bilančních prvků) hydrologického cyklu. Umožňuje určit velikost přírodních zdrojů vody a tím možnosti jejich využití v určitém území. (Zhang, 2002)

Ve velkém koloběhu vody dochází k přesunům vody mezi oceánem a pevninou. Malý koloběh vody probíhá pouze nad oceány nebo pouze nad bezodtokovými oblastmi pevniny. (Hornberger at all., 1998)

Obrázek 1: Koloběh vody (převzato z: Zhang, 2002)



## 2.4 Fyzikální vlastnosti a chemické vlastnosti

### Vodivost

Konduktivita je převrácená hodnota odporu a její jednotkou je 1 S (siemens,  $\Omega^{-1}$ ). Je základní aditivní vlastnost roztoků elektrolytů. Z elektrolytů vznikají disociační ionty, které přenášejí elektrický proud. Vodivost roztoků závisí na:

- koncentraci a disociačním stupni elektrolytů,
- nábojovém čísle iontů,
- pohyblivosti iontů v elektrickém poli,
- teplotě roztoku.

(Horáková a kol., 1986)

Konduktivita vody nám udává obsah iontů, a tím i koncentraci rozpuštěných látek. (Rao, 2006)

### **Povrchové napětí**

Povrchové napětí vzniká mezi kapalným a plynným prostředím zvýšenou soudržností molekul. Závisí na teplotě a obsahu látek ve vodě. (Ambrožová, 2003).

Projevuje se vyšší pevností povrchové vody na styčné ploše se vzduchem, kde se vytváří tzv. „vodní blanka“. Povrchové napětí je nepřímo úměrné teplotě vody a udává se obvykle v milinewtonech (mN) nebo v newtonech (N) na metr. Některé vodní organismy využívají povrchové napětí vody, žijí v povrchové blance (neuston). (Hartman, 1998)

### **pH**

Matematicky je pH definováno jako záporně vzatý dekadický logaritmus koncentrace vodíkových iontů:  $\text{pH} = -\log_{10}[\text{H}^+/\text{mol. dm}^{-3}]$ , (Monk, 2004).

Hodnota pH významně ovlivňuje chemické i biochemické procesy ve vodách, a z tohoto hlediska mají u vod mimořádnou důležitost. Umožňuje rozlišit jednotlivé formy výskytu některých prvků ve vodách, je jedním z hledisek pro posuzování agresivity vody a ovlivňuje účinnost většiny chemických a fyzikálně – chemických a biologických procesů používaných při úpravě a čištění vod. V čistých přírodních vodách (povrchových a prostých podzemních) je hodnota pH v rozmezí asi od 4,5 do 9,5 dána obvykle uhličitanovou rovnováhou. (Pitter, 1999)

### **Oxidačně – redukční potenciál**

Oxidačně – redukční potenciál je schopnost systému poskytovat či přijímat elektrony. (Lampert, Sommer, 2007).

Aerobní systém má vysoký RP (vesměs  $> 400$  mV), protože kyslík má schopnost přijímat elektrony (a např. tvořit vodu, nebo oxidovat železo na  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ). Oxidačně – redukční potenciál se vyjadřuje napětí (mV) potřebným k zabránění

pohybu elektronů mezi zkoušeným systémem a standartní elektrodou a je závislý na teplotě a hodnotě pH. (Lellák J., Kubíček F., 1991, Schlesinger, 1996).

### **Neutralizační kapacita**

Neutralizační kapacita vody je schopnost vody vázat určité látkové množství kyseliny (kyselinová neutralizační kapacita) nebo zásady (zásadová neutralizační kapacita) do zvolené hodnoty pH. Je integrálem tlumivé kapacity v daném rozmezí pH. Stanovuje se titrací vody silnou kyselinou nebo zásadou do zvolené hodnoty pH. Při stanovení kyselinové neutralizační kapacity jde o spotřebu kyseliny, která je ekvivalentní spotřebě jednosytné kyseliny, a při stanovení zásadové neutralizační kapacity jde o spotřebu zásady, která je ekvivalentní spotřebě jednosytné zásady při titraci 1 litru vody do zvolené hodnoty pH. Výsledek se udává v  $\text{mmol.l}^{-1}$ . Jde o spotřebované látkové množství iontů  $\text{H}^+$ , resp.  $\text{OH}^-$ , vztažené k titrovanému objemu vody. Pro kyselinovou neutralizační kapacitu se používá zkratky KNK a pro zásadovou neutralizační kapacitu zkratky ZNK, hodnota pH zvolená pro příslušné stanovení se k těmto zkratkám připojuje index. (Horáková a kol., 1986)

## **2.5 Veškeré rozpuštěné a nerozpuštěné látky**

### **Veškeré, rozpuštěné, nerozpuštěné látky**

Složky vody, přítomné ve vzorku, můžeme z fyzikálního hlediska rozdělit na látky rozpuštěné a nerozpuštěné. Součtem těchto dvou základních skupin jsou látky veškeré. Jejich stanovení patří mezi základní ukazatele chemických vlastností vody ve všech druzích vody (Horáková, 2003).

### **Nerozpuštěné látky**

Obsah nerozpuštěných látek informuje o množství organických i minerálních (anorganických) látek suspendovaných ve vodě. Stanovení spočívá v zachycení nerozpuštěných látek ze známého množství zhomogenizovaného nebo rozmíchaného

vzorku na membránovém filtru, sušení při 105°C do konstantní váhy a zvážení. (Heteša, Kočková, 1997)

## **Rozpuštěné látky**

Rozpuštěné látky se stanovují odpařením filtrovaného vzorku vody a sušením odparku při 105° C. Hovoří se o rozpuštěných látkách sušených. Rozlišování mezi rozpuštěnými a nerozpuštěnými látkami závisí na zvolené velikosti pórů filtru. (Pitter, 1999)

## 2.6 Anorganické látky

### 2.6.1 Kationty

#### Ca (vápník)

Vápník se vyskytuje převážně jako jednoduchý ion  $\text{Ca}^{2+}$ . Vápník je základním prvkem pro rostliny a formy živočišného života a je hlavní složkou rozpuštěných látek ve většině přírodních vod. (Hem, 1985) V jiných formách, ve kterých se vápník vyskytuje, jsou iontové asociáty např.  $[\text{CaCO}_3(\text{aq})]^0$ ,  $[\text{CaHCO}_3]^+$ ,  $[\text{CaSO}_4(\text{aq})]^0$  a  $[\text{CaOH}]^+$ . (Tölgyessy, 1993)

Hydroxokomplex  $[\text{CaOH}]^+$  přichází ve významnějších koncentracích v úvahu jen v silně alkalickém prostředí, v tomto případě až při hodnotách pH nad 10. V prostých podzemních a povrchových vodách se pohybuje koncentrace vápníku řádově od desítek až do několika set  $\text{mg.l}^{-1}$  (Pitter, 1999)

### Mg (hořčík)

Jako jednoduchý ion  $Mg^{2+}$  se také nachází hořčík. Hořčíku v přírodních vodách se obvykle vyskytuje menší množství než vápníku. Poměr Ca:Mg se pohybuje od 4:1 do 2:1. (Tölgyessy, 1993)

Do vody se dostává při rozpouštění dolomitů a jiných hornin. Pokud jde o rozpouštění karbonátu hořčíku, je rozpustnost  $MgCO_3$  značně vyšší než u  $CaCO_3$ . Obdobné je to také u rozpustnosti sulfátu a hydrogenuhličitanu hořčíku dosahuje vyšších hodnot než obdobných solí vápníku, takže v silněji mineralizovaných vodách začne hořčík nad vápníkem výrazně převažovat. Příliš jednostranně vysoký obsah hořčíku ve vodě může škodlivě působit na ryby a nižší zvířenu, sloužící rybám za přirozenou potravu, ale bývá skoro pravidelně fyziologicky zneškodňován současně přítomným vápníkem. Obsah hořčíku v pitné vodě nad 250 mg.l-1 se již obvykle projevuje hořkou chutí. V normě pro pitnou vodu je koncentrace hořčíku limitována hodnotou 125 mg.l-1. (Heteša, Kočková, 1997)

### Na (sodík) a K (draslík)

Sodík a draslík se ve vodě vyskytují jako jednomocné kationty rozpustných solí – chloridů, síranů, uhličitánů. V primární, rostlinné produkci spolupůsobí při asimilaci oxidu uhličitého a tvorbě uhlohydrátů. Ionty  $Na^+$  co do množství obvykle převládají nad ionty  $K^+$  a radí se za vápník a hořčík. (Hartman a kol., 1998)

Sodík ani draslík nejsou ve vodách hygienicky významné. (Horáková a kol., 1986)

Do vody se uvolňují při zvětrávání některých hlinitokřemičitanů, např. albitu, ortoklasu a slíd. Ve větším množství se Na vyluhuje ze solných ložisek a z tzv. odklizových draselných solí (karnalitu, kainitu, polyhalitu). Dalším přírodním zdrojem sodíku může být výměna iontů  $Ca^{2+}$  za  $Na^{2+}$  při styku vody s některými jílovými minerály. Komplexní schopnost sodíku i draslíku je malá. Výjimku tvoří např. důlní vody s vysokou koncentrací síranů nebo alkalické vody s vyšší koncentrací uhličitánů, kdy přicházejí v úvahu i jinak stabilní iontové asociáty  $[NaSO_4]^-$ ,  $[KSO_4]^-$ ,  $[NaHCO_3]^0$  a  $[NaCO_3]^-$ . (Pitter, 1999)

## Fe (železo)

Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) je nejrozšířenější železnou rudou, dále následuje hematit ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) a magnetit ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ). (Girard, 2010).

Ve vodním prostředí se ion železa vyskytuje v dvojmocné a trojmocné podobě, která závisí na oxidačně – redukčních procesech, pH a obsahu organických a anorganických komplexotvorných sloučenin. V prostředí bez kyslíku tj. v podzemních vodách či na dně nádrží se železo vyskytuje v dvojmocné formě  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $[\text{FeOH}]^+$ ,  $[\text{Fe}(\text{OH})_3]^-$ . Ve vodách s vysokým obsahem síranů a hydrogenuhličitanů tvoří komplexy  $[\text{FeSO}_4(\text{aq})]^0$ ,  $[\text{FeCO}_3(\text{aq})]^0$ ,  $[\text{FeHCO}_3]^+$ . Ve vodách obsahujících kyslík se jako stabilnější forma vyskytuje trojmocné železo  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $[\text{FeOH}]^{2+}$ ,  $[\text{Fe}(\text{OH})_2]^+$ ,  $[\text{Fe}(\text{OH})_4]^-$ . V přítomnosti vyšších koncentrací síranů a v kyselém prostředí tvoří  $[\text{FeSO}_4]^+$ ,  $[\text{Fe}(\text{SO}_4)_2]^-$ ,  $[\text{FeHSO}_4]^{2+}$ , v kyselých vodách s vysokou koncentrací chloridů se tvoří  $[\text{FeCl}]^{2+}$ ,  $[\text{FeCl}_2]^+$ ; za přítomnosti fosforečnanů se tvoří hydrogen- a dihydrogen fosforečnany železa. V závislosti na anaerobních či anaerobních poměrech se vylučuje dvojmocná rozpustná či trojmocná nerozpustná forma železa. (Ambrožová, 2008)

## Mn (mangan)

Ve vodách se může mangan vyskytovat v různých oxidačních stupních. V přírodních vodách jsou nejdůležitější v oxidačních stupních II, III a IV. V nepřítomnosti rozpuštěného kyslíku a jiných oxidačních činidel je nejvíce stabilní forma výskytu ve vodě Mn (II). V neutrálním a kyselém prostředí převažuje z rozpuštěných forem jednoduchý hydratovaný kation  $[\text{Mn}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$ . Mangan může tvořit i komplexy  $[\text{MnOH}]^+$ ,  $[\text{Mn}(\text{OH})_3]^-$ ,  $[\text{MnHCO}_3]^+$  a  $[\text{MnSO}_4(\text{aq})]^0$  a při zvýšeném množství chloridů i chlorokomplexy  $[\text{MnCl}]^+$ ,  $[\text{MnCl}_2]^0$  a  $[\text{MnCl}_3]^-$ . (Tölgyessy, 1993)



## Zn (zinek)

Zinek patří k důležitým mikrobiogenním prvkům. Ve vodách bývá zastoupen jak ve formě rozpuštěné (ionty  $Zn^{2+}$ , různé komplexy a iontové asociáty), tak ve formě rozpuštěné (hydroxidy, sulfidy, uhličitany aj.). (Horáková a kol., 1986)

### **2.6.2 Anionty**

#### Fosforečnany ( $PO_4^{3-}$ )

Anorganickým zdrojem P ve vodách mohou být některé minerály, např. apatit, fosforit, kaolinit. V podzemních vodách se vyskytuje fosfor obvykle jen ve velmi malých koncentracích, protože se snadno zadržuje v půdách. Jde většinou o tisíce miligramů. V nádržích a vodních tocích se nachází fosfor v nejrůznějších formách, a to buď rozpuštěný, nebo nerozpuštěný (suspendovaný). Nerozpuštěný anorganický fosfor je tvořen fosfáty chemicky vázanými na hlinitokřemičitany. Rozpuštěný fosfor se může vyskytovat jako ortofosforečnany, lineární kondenzované fosforečnany, cyklické kondenzované ortofosforečnany a organicky vázaný fosfor, polyfosforečnany a metafosforečnany. (Heteša, Kočková, 1997).

#### Síraný ( $SO_4^{2-}$ )

Síraný se vyskytují téměř ve všech vodách, a to v jednoduché formě aniontu  $SO_4^{2-}$ . S hydrogenuhličitany a chloridy tvoří hlavní podíl aniontů zastoupených v přírodních vodách. (Horáková a kol., 1986).

Hlavními minerály jsou sádrovec ( $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ ) a anhydrid ( $CaSO_4$ ), ale mohou vznikat i oxidací rud, což je důvod vysokých hodnot síranů např. v důlních vodách. (Hem, 1985)

Obsah síranů v přírodních vodách je limitován přítomností iontů  $Ca^{2+}$ , které tvoří spolu s  $SO_4^{2-}$  málo rozpustný  $CaSO_4$ . V povrchových vodách se vyskytují v desítkách až stovkách  $mg.l^{-1}$ . (Heteša, Kočková, 1997)

### Dusičnany ( $\text{NO}_3^-$ )

Dusičnany jsou konečným produktem mineralizace organicky vázaného dusíku a za oxických podmínek jsou stabilní. Za anoxických podmínek však podléhají denitrifikaci za vzniku elementárního dusíku resp. oxidu dusného. (Pitter, 1999)

Patří mezi čtyři hlavní anionty vod. Vyskytují se ve všech druzích vod, ovšem v různé koncentraci, a to od desetin až jednotek  $\text{mg.l}^{-1} \text{NO}_3^-$  ve srážkových vodách a jednotek až desítek  $\text{mg.l}^{-1} \text{NO}_3^-$  v podzemních a povrchových vodách, až po stovky  $\text{mg.l}^{-1} \text{NO}_3^-$  v některých odpadních průmyslových vodách (Horáková, 2003)

### Dusitany ( $\text{NO}_2^-$ )

Dusitany bývají obsaženy ve všech typech vod. Koncentrace dusitanů v povrchových a podzemních vodách je však zpravidla velmi malá (desetiny až setiny  $\text{mg.l}^{-1}$ ), v odpadních splaškových vodách poměrně větší (řádově jednotky až desítky  $\text{mg.l}^{-1}$ ). Jako přechodný člen v cyklu dusíku vznikají dusitany ve vodách zpravidla při biochemické redukci dusičnanů nebo při biochemické oxidaci amoniakálního dusíku. Z tohoto důvodu patří dusitany (podobně jako amoniakální N) mezi významné indikátory fekálního znečištění přírodních vod. (Horáková a kol. 1986)

### Amoniakální dusík ( $\text{NH}_4^+$ , $\text{NH}_3$ )

Jednoduché amonné soli se jako minerály v přírodě nevyskytují a nejsou proto ve vodách přírodního původu. Amoniakální dusík je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek živočišného nebo rostlinného původu.

Proto antropogenním zdrojem amoniakálního dusíku organického původu jsou především splaškové odpadní vody a odpady ze zemědělských výrob. Antropogenním zdrojem amoniakálního dusíku anorganického původu jsou především dusíkatá hnojiva, která se infiltrací a splachem ze zemědělsky obdělávaných ploch dostávají do podzemních a povrchových vod. (Pitter, 1999)

## Chloridy (Cl<sup>-</sup>)

Ve vodách jsou chloridy přítomné jako jednoduchý ion Cl<sup>-</sup>, které mají slabé komplexní schopnosti. (Hem, 1985)

Chloridový ion je v přírodních vodách výjimečně rozšířen a je přítomen téměř v každé vodě, i když třeba jen v nepatrném množství. Chloridy jsou běžnou součástí většiny přirozených vod, kde spolu s ionty SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> a HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> jsou nejhojněji se vyskytujícími anionty vod. Přítomnost vyššího obsahu chloridů geologického původu není v našich povrchových vodách obvyklá. Nález vyššího množství chloridů nasvědčuje znečištění splaškovými i některými průmyslovými odpadními vodami. (Heteša, Kočková, 1997)

## 2.7 Organické látky

### 2.7.1 **BSK<sub>5</sub>**

BSK<sub>5</sub> je nepřímým chemickým parametrem, který je velmi důležitým kritériem pro hodnocení kvality vody. Velmi dobře tedy charakterizuje znečištění vody. (Kalavská, Holoubek, 1987)

Zkratka BSK<sub>5</sub> znamená spotřebu kyslíku, tedy množství O<sub>2</sub> spotřebovaného mikroorganismy za anaerobních podmínek k mineralizaci organických látek, je také kritériem samočisticí schopnosti toků a nádrží. BSK<sub>5</sub> se stanovuje v pěti - denním testu a jeho hodnota se vyjadřuje v mg.l<sup>-1</sup>. (Kalač a kol., 2010)

### 2.7.2 CHSK

CHSK se stanovuje ve všech druzích vod, protože nám stejně jako BSK<sub>5</sub> ukazuje kvalitu vody. Vyjadřuje oxidovatelnost tj. chemickou spotřebu kyslíku (CHSK). Hodnota se vyjadřuje v mg.l<sup>-1</sup>. Stanovuje se buď manganistanem draselným (CHSK<sub>Mn</sub>) v případě pitných vod a u povrchových a odpadních vod pomocí dichromanu draselného (CHSK<sub>Cr</sub>). (Kalavská, Holoubek, 1987)

## 2.8 Přírodní vody

### 2.8.1 Atmosférická voda

Atmosférická voda je důležitá při stanovení podmínek v prostředí, které ovlivňují náš život. (Goel, 2006)

Veškerá voda v oblasti životního prostředí procházející atmosférou se na nějakou dobu podílí na hydrologickém cyklu. (Agarwal, 2009)

Atmosférická voda vzniká srážením nebo krystalizací páry v atmosféře. Chemické složení srážek je podmíněno rozpouštěním plynů a aerosolů. Z plynů mají zvláště význam reaktivní plyny O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> a oxidy dusíku. Aerosoly jsou pevné částice ve vzduchu o koloidní i nadkoloidní velikosti. Jejich původ je mořský, terestrický, sopečný i antropogenní. Chemické složení srážek kolísá v závislosti na místě jejich vzniku a roční době poměrně málo. (Pačes, 2011)

### **2.8.2 Podzemní vody**

Jako podzemní voda se označuje veškerá voda pod povrchem země. Tvoří podzemní hydrosféru a vyplňuje prostory uvnitř hornin. Zásoby podzemní vody se doplňují průsakem z povrchu - infiltrací (infiltrovaná voda) nebo kondenzací vodních par v půdě (vadózní vody), a kondenzací vodních par z chladnoucího magmatu (juvenilní vody). (Bumerl, 2003)

Chemické a biochemické interakce mezi podzemní vodou a geologickými materiály poskytují širokou škálu rozpuštěných anorganických a organických látek. Podzemní voda je složena z šesti hlavních iontů sodíku ( $\text{Na}^+$ ), vápníku ( $\text{Ca}^{2+}$ ), hořčíku ( $\text{Mg}^{2+}$ ), chlóru ( $\text{Cl}^-$ ), hydrogenuhličitanu ( $\text{HCO}_3^-$ ), a síranů ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). Tyto kationty a anionty obvykle obsahuje více než 90% z celkového obsahu rozpuštěných pevných látek. V malém množství je to draslík ( $\text{K}^+$ ), železo ( $\text{Fe}^{2+}$ ), stroncium ( $\text{Sr}^{2+}$ ) ale i stopové prvky či těžké kovy. (Hiscock, 2005)

### **2.8.3 Povrchové vody**

Povrchové vody jsou vody přirozeně se vyskytující na zemském povrchu, dělí se na stojaté (lentické) a tekoucí (lotické). Z hlediska stálosti či naopak nestálosti podmínek jsou povrchové stojaté vody eustatické (jezera) a astatické (rybníky, drobné vody, rašeliniště a tůně). Povrchové vody jsou charakteristické velkou dynamikou prostředí a změnami v čase. U lotického (tekoucí) typu vod se toto projevuje prohlubováním koryta toku, rozšiřováním příčného průřezu, erozí, meandry, vyrovnáním dna. U lentických (stojatých) vod dochází k zarůstání, sedimentaci, hromadění živin. (Ambrožová, 2003)

Složení povrchových vod se mění jak po délce, tak i po šířce toku (rozdíl však bývá významný pouze u veletoků) a u nádrží závisí i na hloubce. Mineralizace během toku vzrůstá. Hlavní kationty v našich běžných přírodních povrchových vodách jsou Ca, Na, K, Mg. Menší obsahy vykazují kationty amonné a Fe. Hlavní anionty v našich vodách jsou uhličitany a hydrogenuhličitan, sírany, chloridy a

dusičnany. Menší obsahy vykazují pak fosforečnany, popř. organické kationty. (Bumerl, 2003)

### **Tekoucí vody**

Charakteristickým znakem tekoucích vod je pouze jednosměrný pohyb vody (Sharma, 2007). Síla tohoto pohybu je závislá především na spádu. Tato skutečnost neumožňuje teplotní vrstvení vůbec, nebo jen velmi přechodně. Proud vody nepřetržitě odnáší a odstraňuje rozpuštěné nebo suspendované látky., které ukládá na jiných místech, ovšem tak, že nezpůsobí nikdy zazemnění toku, jak to známe ze stojatých vod. Životní podmínky na různých místech téhož toku jsou rozdílné, přestože fyzikální, chemické a biologické vlastnosti vody se mění od pramene po ústí. (Hartman a kol., 1998)

Hodnocení jakosti tekoucích vod se zakládá na stanovení vybraných ukazatelů. Nejdůležitější jsou ukazatele kyslíkového režimu (rozpuštěný kyslík, BSK<sub>5</sub>, CHSK, TOC a sulfidická síra), které zásadně ovlivňují samočisticí schopnost toku. Z dalších lze jmenovat amoniakální a dusičnanový dusík, celkový fosfor a saprobní index mezobentosu. (Pitter, 1999)

### **Stojaté vody**

Charakteristickým biotopem stojatých vod jsou jezera, údolní nádrže a drobné vody. Mezi drobné vody patří tůně, perenující či periodicky zaplavované, ponorné a periodické toky, slatiny a vrchoviště. (Ambrožová, 2003) Stojaté vody se svým daleko pomalejším prouděním vody mohou mít dno zcela pokryté bahnem, jílem a organickou hmotou. (Forman a kol., 1993)

Stojaté vody (nádrže a jezera) vyžadují zvláštní pozornost. V těchto vodách dochází v důsledku časových změn oxidačně - redukčního potenciálu a acidobazických rovnováh k významné vertikální stratifikaci (zonaci) některých ukazatelů jakosti, která zásadně ovlivňuje způsob odběru vody. Při sledování jakosti vody je neméně důležitý i ukazatel charakterizující eutrofizaci. (Pitter, 1999)

## 2.9 Teplotní stratifikace

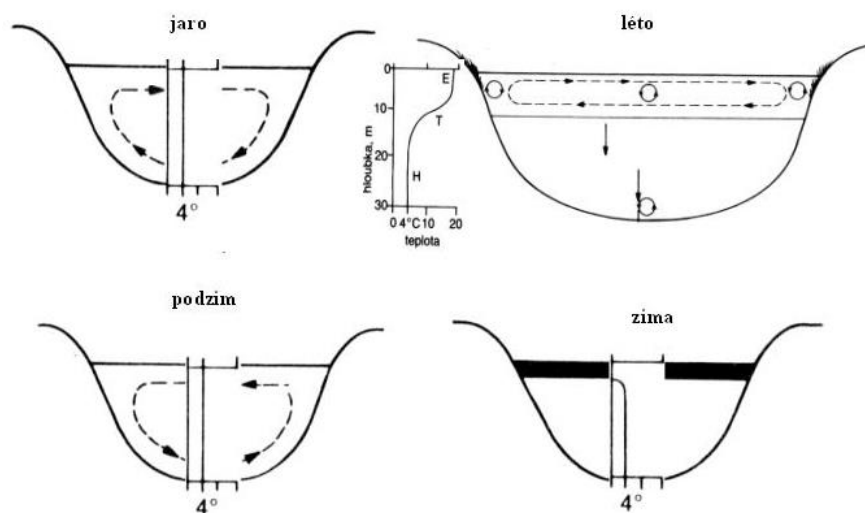
Chemické složení stojatých vod se mění nejenom během ročního období, ale i během dne. Tyto změny jsou vyvolány změnou teploty, koncentrace rozpuštěného kyslíku a oxidu uhličitého, chemickými a biochemickými procesy (oxidací a redukcí sloučenin síry, denitrifikací), srážecími a rozpouštěcími procesy, adsorpcí a desorpcí. Změny závisí hlavně na hodnotách oxidačně – redukčního potenciálu a na hodnotě pH vody. Stratifikaci podléhají především: teplota, rozpuštěný kyslík, volný oxid uhličitý, sloučeniny N, sloučeniny P, Fe, Mn a kovy vyskytující se ve více oxidačních stupních, hodnota pH a KNK, Ca. (Pitter, 1999)

Ve stojatých vodách je sluncem prohřívána horní vrstva, zatímco do hlubších vrstev proniká jen málo tepelných paprsků. Tyto vrstvy se ohřívají vedením tepla, které probíhá mnohem pomaleji než zahřívání přímým zářením. V hlubokých nádržích se proto objevují výrazné teplotní vertikální zonace, tzn., že voda má v různých hloubkách různou teplotu. Toto tepelné vrstvení je charakteristické pro léto – období letní stagnace, kdy voda u hladiny dosahuje teploty jen o několik stupňů nižší, než je teplota vzduchu. Směrem ke dnu teplota klesá, a je-li vodní sloupec dostatečně hluboký, zůstává u dna voda o teplotě 4° C. V tom případě mluvíme o přímé teplotní zonaci. (Boyd, 2000)

Koncem léta se vodní vrstva při hladině v noci ochlazuje a jako těžší klesá až k vrstvě se stejnou měrnou hmotností, tj. se stejnou teplotou. V podzimních měsících, při výrazném poklesu teplot ovzduší dosahuje svislé proudění značné intenzity, což vede k promíchávání vody. Toto období se nazývá podzimní cirkulace. Postupně se voda promíchává na stejnou teplotu 4° C v celém sloupci a začátkem zimy se začne od hladiny ochlazovat. Nejnížší a nejteplejší voda (4° C) se ukládá ke dnu. Směrem ke hladině se teplota snižuje až k 0° C, dále pokračuje ledovou pokrývkou. To je období zimní stagnace, při níž označujeme teplotní zonaci vody jako nepřímou, převrácenou čili inverzní. S postupujícím jarem se voda na hladině otepluje až na 4° C a klesá do hloubky. Odtud vytlačuje vodu o nižších teplotách, která vystupuje k hladině, ohřívá se a znovu klesá. Vznikají tak svislé proudy, kterými se voda promíchává. Pohyby vody vlivem teploty jsou významné zejména u

hlubokých nádrží a jezer, zatímco u rybníků je důležitým faktorem pohyb větru. (Hartman a kol, 1998)

Obrázek 2: Teplotní stratifikace (převzato z: Ambrožová, 2010)



## 2.10 Samočišticí schopnost vod

Přírodní vodní systémy mohou do jisté míry zvládat zvýšený přísun organických látek, zapojovat je do trofických řetězců a látkových koloběhů v rámci autoregulačního systému samočištění. (Lellák a Kubíček, 1991)

Samočištění je tedy soubor přirozeně probíhajících fyzikálních, chemických a biologických procesů, které přirozeným způsobem čistí povrchovou vodu. Při samočištění mají nezastupitelnou funkci mikroorganismy. Samočištění probíhá ve všech typech vod, přičemž u tekoucích vod bývá samočišticí schopnost větší než ve stojatých vodách. Nejrychleji a nejúčinněji probíhá samočištění v mělkých peřejnatých vodách, kde napomáhá čištění dobré okysličení a také dobrý styk znečištění s biofiltrem na dně toku. Naopak ve vodách stojatých a v pomalu tekoucích vodách jsou v důsledku zvýšené sedimentace organické a jiné znečišťující látky ve velké míře ukládány do sedimentů dna, kde poté probíhá jejich pomalejší anaerobní rozklad. Samočištění bývá nejúčinnější během letního období zejména



díky vyšší metabolické a degradační aktivity mikroorganismů. Rychlost procesů závisí na druhu a na koncentraci znečišťujících látek, hloubce vody, rychlosti proudění, teplotě vody a kyslíkových poměrech. (Pavlíková, 2008)

## 2.11 Eutrofizace

Eutrofizace je přirozený proces (Sharma, 2005) obohacení vody živinami (Roberts at all., 2000), jehož hlavním důsledkem je zvyšování primární produkce ve všech typech povrchových vod. Kvalita a využití vody se zvýšenou primární produkcí zhoršují, hlavní důvody jsou:

- 1) Zvýšení množství organické hmoty.
- 2) Tvorba vegetačního zabarvení nebo sinicových vodních květů, což snižuje průhlednost vody, někdy pouze na několik dm.
- 3) Voda nejnižších vrstev není pak obohacována fotosyntetickým kyslíkem.
- 4) V anaerobním prostředí se hromadí sirovodík, rozpouští se železo, mangan, atd; zvyšuje se agresivita vody.
- 5) V mělké vodě, obzvláště ve vodách tekoucích vzrůstá množství a produkce nárůstu, hlavně vláknitých zelených řas, které potlačují rozvoj jiných organismů a mimo jiné znehodnocují vodu pro koupání.
- 6) Dochází v tekoucích i stojatých vodách k masovému rozvoji vyšších vodních rostlin.
- 7) Dochází k hynutí ryb v důsledku buď krátkodobého poklesu kyslíku i v povrchové vrstvě vody; ve zvýšeném pH stoupá toxicita amoniaku.
- 8) Zhoršují se organoleptické vlastnosti vody (pach, průhlednost, chuť, teplota).
- 9) Znesnadňuje se technologie úpravy pitné vody někdy i průmyslové (Zelinka, 1979).

## 2.12 Vody po těžbě nerostných surovin

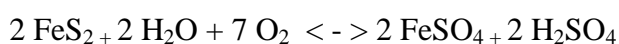
### 2.12.1 Důlní vody

V České republice jsou důlní vody dobře definovány zákonem č. 254/2001 a č. 44/1988. (Slivka at all., 2012)

Důlní činnost je zdrojem kyselých odpadních vod a těžkých kovů, které působí značné problémy v mnoha oblastech. Opuštěné doly jsou mnohem větším problémem než činné doly, zvláště když z nich vytékají důlní vody bez čištění. (Adámek, 2010)

Nejhorším příkladem špatné kvality důlních vod a související ekologické dopady jsou kyselé důlní vody AMD (acid mine drainage). AMD vody jsou typické svým nízkým pH (méně než 4,5). Vznikají oxidací sulfidických minerálů jako jsou pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) nebo pyrrotit ( $\text{Fe}_7\text{S}_8$ ). (Lottermoser, 2010)

Oxidace sulfidových minerálů je nejčastěji studována na pyritu. Pyrit podléhá za přítomnosti vzduchu a vody oxidaci a snižuje pH vody na 4,0 až 4,5. Tento počáteční rok se vyskytuje buď jako chemická oxidace, nebo přímá bakteriální oxidace.



(Adámek, 2010)

Je pravděpodobné, že bakteriální oxidace zahrnuje síru – oxidující neutrofilní bakterie z rodu *Thiobacillus* a *Thiomonas*, a dále síru – oxidující acidofilní bakterie z rodů *Acidithiobacillus* a *Acidiphilium*. (Walkersdorfer, 2008)

Hlavními anionty důlních vod jsou  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{CO}_3^-$ ,  $\text{HNO}_3^-$  a hlavní kationty  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ . (Lotermoser, 2003)

U těchto vod se pohybuje pH v rozmezí 2,5 – 6,0 a pH z těžby sulfidických rud mezi 2,5 – 3,5 (Pitter, 1999).

Nejúčinnější minerály pro neutralizaci těchto kyselých vod jsou ty, které obsahují uhličitan vápenatý a uhličitan hořečnatý včetně kalcitu, magnezitu, dolomitu a ankerit ( $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{MgCO}_3$ ,  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ , a  $\text{CaFe}(\text{CO}_3)_2$ ). (Lappako, 2006)

### 2.12.2 Výsypkové vody - vody na Velké podkrušnohorské výsypce

Vody na Velké podkrušnohorské výsypce mají vysoký obsah rozpuštěných látek. Jejich množství je až třicetkrát vyšší ( $8-15 \text{ g.l}^{-1}$ ) než jak je tomu u běžných povrchových vod ČR ( $0,05-0,5 \text{ g.l}^{-1}$ ). Výsypková voda má výrazně vyšší koncentrace zejména těchto rozpuštěných látek: Na, Ca, Mg, Fe, Mn,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ . Tato skutečnost je způsobena zejména geologickým podložím výsypky, mineralizací výsypkového substrátu a vymýváním půdy spojených s hornickou činností. (Broumová at all., 2003)

Výsypkové vody se stejně jako důlní vody vyznačují vysokým obsahem síranů, avšak vykazují vysoké hodnoty pH. V neutralizaci vod hraje důležitou roli půdotvorný substrát (Pettit et al., 1999), který se skládá z cyprisových jílu bohatých na Ca a Mg (Buryan, 2010). Hezina (2001) na Velké Podkrušnohorské výsypce potvrdil, že jsou zde cyprisové jíly důležitým faktorem, který má velmi dobrou schopnost neutralizovat volnou kyselinu sírovou ve vodě.

Foto 1: Cyprisové jíly (vlastní foto)



## 2.13 Rekultivace

Slovo rekultivace pochází z latiny a znamená vrátit a obnovit krajině její úrodnost (Volný, 1985).

Jedná se o soubor opatření k zahlazení těžební i jiné činnosti člověka resp. škod (výsypek, dolů, lomů, pískoven apod.) (Kvítek, 2006)

Rekultivace napomáhá k znovuoobnovení degradovaného ekosystému. (Fox et. al., 1998)

Člověk si většinou upravuje a využívá prostředí k svému prospěchu tak, jak mu to vyhovuje. Při nápravě – rekultivaci je nutné zohlednit všestranné zájmy a je proto třeba vycházet z řady poznatků z geologie, hydrologie, biologie, stavebnictví, lesnictví, fyziky a je také nutné ovládat právní předpisy týkající se rekultivací. (Kvítek, 2006)

Optimalizace využití devastovaných území předpokládá vhodnou volbu způsobů rekultivace a využití devastovaných území se zřetelem na ekologickou, sociálně ekonomickou a územně technickou motivaci. (Štýs, 1981)

### 2.13.1 Rekultivační fáze:

- 1) Přípravná: vyřešit právní vztahy, střety zájmů apod. Dle zákona posouzení vlivu na životní prostředí EIA
- 2) Důlně – technická: též přípravný charakter pro rekultivaci. Vlastní využívání lokality při těžbě má být takové, aby při rekultivaci byly co nejnižší náklady
- 3) Biotechnická: přímo provádění rekultivačních prací
- 4) Postrekultivační: odevzdání pozemků vlastníkově, nástupní organizaci apod.

(Kvítek, 2006)

### 2.13.2 Rekultivace lesnická

Všechny způsoby lesnických rekultivací jsou charakteristické v porovnání se zemědělskými alternativami méně intenzivním průběhem půdotvorného procesu a naopak výrazným působením na různé součásti ekosféry. (Štýs, 1981)

Druhové složení a struktura porostů na výsypkách na Sokolovsku je výsledkem lesnických rekultivací, které se začaly realizovat už ve druhé polovině minulého století. Hned také začal výzkum na těchto plochách, aby získané výsledky mohly být zobecněny pro další úspěšné rekultivace. Antropogenní substráty výsypek jsou totiž velmi specifické a jejich pedologické i hydropedologické vlastnosti jsou velmi odlišné od těch, které jsou na normálních lesních půdách. Z těchto zvláštností je třeba zdůraznit zejména:

- pedogeneze je v iniciální fázi,
- nerovnoměrnost objemové hmotnosti,
- nadměrný výskyt mikropórů různých tvarů a velikostí,
- nerovnoměrnou vlhkost v celém profilu,
- velmi rozdílnou intenzitu zvětrávání (desagregace).

(Kupka, Dimitrovský, 2006)

Foto 2: Lesnická rekultivace (vlastní foto)



Lesnická rekultivace je realizována hlavně na svazích. Skládá se z 5letého biologického cyklu, tj. vlastní výsadba, ožínání, okopání sazenic, vylepšování a ochrana proti okusu zvěří. Po ukončení desetiletí (decénia) je provedena jedenáctým rokem vlastní prořezávka porostů. Výsadba je prováděna bez návozu ornice převážně ve sponu 1 m x 1 m. Sazenice dřevin jsou převážně 2 až 3leté, prostokořenné. Z listnatých je to nejčastěji výsadba olše šedé a černé, javoru klenu, jasanu ztepilého, dubu zimního a letního a jeřábu. Z jehličnatých, borovice lesní, smrk ztepilý a modřín evropský. Konečné zařazení této rekultivace dle lesního zákona je les ochranný. Keřová výsadba se používá většinou podél hospodárenic a na okrajích porostů. Keře se používají převážně domácího původu, zvláště pak keře plodonosné. (Frouz a kol., 2007)

### **2.13.3 Rekultivace zemědělská**

Tento druh rekultivace je založen na tom, že rekultivovaná území budou využita pro zemědělské obhospodařování. K zemědělské rekultivace je vhodné využít ty devastované plochy, které navazují na stávající zemědělsky využívané území nebo se jedná o terén rovný či mírně skloněný (např. vnitřní úrovně výsypky, náhorní roviny převýšených výsypek). (Vráblíková a kol., 2008)

Zemědělskou rekultivaci provádíme buď s použitím ornice sejmuté při záborech půdy ve vrstvě cca 35 cm a nebo bez ornice, rovnou na cyprisových jílech. Při použití ornice je realizován 5letý agrocyklus a bez ornice 8letý. Biologický cyklus zahrnuje organické a anorganické hnojení, setí obilovin při zařazení do orné půdy nebo jetelotravních směsí při zařazení rekultivace do trvalého travního porostu. Návrh biologické rekultivace a biologického cyklu je odvislý od pedologického průzkumu. (Frouz a kol., 2007)

#### 2.13.4 Rekultivace hydrická

Během těžby nerostných surovin, zvláště těžby povrchové, dochází zpravidla mimo jiné i k výrazné destrukci hydrických poměrů v ekologické i vodohospodářské sféře, což se negativně promítá i do ostatních složek životního prostředí. Lze proto předpokládat obdobnou účinnost hydrických způsobů rekultivace na tvorbu nových hydrických poměrů v rekultivované krajině, která se naopak kladně promítá i ve vztahu k ostatním složkám životního prostředí. Hydrické způsoby rekultivace jsou v podstatě zajišťovány rekultivační výstavbou vodních nádrží, rybníků a vodních toků. (Štýs, 1981)

Jedním z limitujících faktorů této rekultivace je technologie lomového dobývání, jež podstatnou měrou ovlivňuje tvar výsypek, jejich převýšení a v neposlední řadě i tvar nedosypaných zbytkových jam (lomů). Provádí se dva druhy sanačních prací:

- sanační odvodňování výsypkových ploch
- zatápění zbytkových jam

(Dimitrovský, 2001)

Hydrickými způsoby rekultivace jsou vždy ovlivňovány odtokové poměry i režim podzemních vod. Rekultivační výstavba vodních nádrží i vodních toků se podílí na změnách průtokových poměrů a na kvalitě vody (Čermák a kol., 2001)

Foto 3: Hydrická rekultivace (vlastní foto)



### **2.13.5 Rekultivace ostatní**

Jedná se o plochy, které nejsou součástí ZPF a LPF ve smyslu §1 zákona č. 334/1992 Sb. (zákon o ochraně zemědělského půdního fondu) a č. 289/1995 Sb. (zákon o lesích). Výsledkem této činnosti mohou být i ostatní plochy, upravené především jako funkční a rekreační zeleň. Vytvářené skupiny a pásy stromů a keřů v rekultivované krajině, pokud nedosahují plošné výměry nad 0,3 ha, nemají charakter lesních porostů. V některých případech mohou být zakládány i druhově složitější komplexy výsadeb, jejichž cílem bude vytvoření např. parků, příměstské zeleně sadovnických úprav, rekreační a sportovní plochy. Všechny tyto prvky mají význam zejména z pohledu tvorby lokálních biokoridorů a biocenter. Součástí těchto úprav se stávají též komunikace, manipulační, rekreační a sportovní plochy, eventuálně plochy pro ostatní komerční využití (Dimitrovský, 2000).



### 3 ŠIRŠÍ ZÁJMOVÉ ÚZEMÍ

#### 3.1 Podkrušnohorská pánev

Podkrušnohorská pánev představuje riftovou sníženinu, která je omezena hlubinnými riftovými zlomy. Na dně pánve jsou zbytky paleogenní paroviny s kaolinickou zvětralinovou kůrou. Na zvětralinách spočívají třetihorní sedimenty s ložisky hnědého uhlí. Převážná část pánevního georeliéfu je v důsledku těžby nerostných surovin antropogenního původu (odvaly, regulovaná koryta toků, povrchové odvaly). Ložiska hnědého uhlí jsou jezerního původu, které se uložily v pánvích, když vznikaly na depresích podkrušnohorského zlomu. (Mištera a kol., 1985)

#### 3.2 Podkrušnohorská výsypka

Podkrušnohorská výsypka (Mapa 1) vznikla postupným slučováním dříve samostatných výsypek (Pastviny, Týn, Matyáš, Boucí, Vintířovská, Lomnická). Tato výsypka je umístěna na okraji Krušných hor a zaujímá plochu 1 997 ha. O tom, jak změnila reliéf krajiny svědčí, že původní terén se v tomto prostoru pohyboval na kótách 480 – 540 m.n.m. V současné době po jejím nasypání je výška nejvýše položené etáže dosahuje až 600 m.n.m. Maximální mocnost výsypkového tělesa je 87 m. (Rothbauer a kol., 2003)

Mapa 1: Velká Podkrušohorská výsypka



Výsypka patří podle klimatických charakteristik do mírně teplé oblasti, podoblasti mírně vlhké až suché s převážně mírnou zimou. Směry větru jsou místně velmi proměnlivé, a to v závislosti na členění terénu. Průměrný roční úhrn srážek je 703 mm a průměrná roční teplota se pohybuje okolo 7,3°C. (Culek, 1996)

## 4 METODIKA

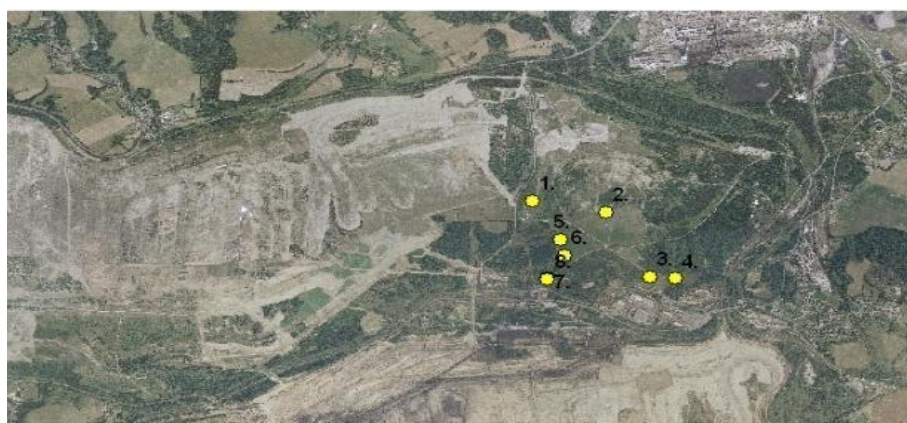
### 4.1 Metodika odebírání vzorků

Odběry byly uskutečňovány v roce 2010 od května do listopadu, v roce 2011 od března do října. Vzorky byly odebírány do polyethylenových lahví o objemu 1 litr a bezprostředně po odběru následovalo jejich zpracování. U vzorků byl proveden rozbor základního fyzikálně – chemického složení vody. Odběr vzorků vody byl prováděn na 8 odběrových místech: 3 horní uzávěry, 2 dolní uzávěry a 2 nádrže (Mapa 2).

Odběrová místa byla rozdělena na stojaté vody - nádrže (2., 4. odběrové místo) a tekoucí vody. Tekoucí vody byly dále rozděleny na horní tok (1., 5., 6. odběrové místo) a dolní uzávěry (3., 7., 8. odběrové místo). Dále byla odběrová místa rozdělena na tok s nádržemi (1., 2., 3., 4. odběrové místo) a na tok bez nádrží (5., 6., 7., 8. odběrové místo).

Mapa 2: Místa odběru vzorků vod

Odběrná místa Velké podkrušnohorské výsypky



0 500 1 000 2 000 3 000 4 000 Metr

Laboratorní měření byla prováděna v laboratoři Jihočeské univerzity Zemědělské fakulty katedry chemie v případě kationtů. Anionty,  $\text{CHSK}_{(\text{Cr})}$ , měření vodivosti, pH, nerozpuštěné látky byly stanovovány v laboratoři ENKI Třeboň.

Vzorky byly filtrovány vakuovou filtrační soupravou. Stanovení obsahu nerozpuštěných látek bylo provedeno jako stanovení sušiny zachycené na předváženém filtru Whatman GF/C (0,45  $\mu\text{m}$ ) při teplotě 105°C a vyjádřeno jako hmotnost nerozpuštěných látek (NL)  $105 \text{ mg.l}^{-1}$ .

Potenciometrické stanovení pH a vodivost vzorku byly stanoveny pomocí přístroje WTW Multi Lab P5, P4 720.

$\text{KNK}_{4,5}$  (alkalita) byla stanovena potenciometrickou titrací s 0.1 M HCl pomocí přístroje TitroLine easy.

Anioty ( $\text{NO}_3^-$ -N,  $\text{NO}_2^-$ -N,  $\text{PO}_4^{3-}$ -P, Cl-,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) a  $\text{NH}_4^+$ -N byly stanoveny metodou průtokové injekční analýzy s využitím automatického analyzátoru FIAstart™ 5000 a FIAstart™ 5012 (FOSS Analytical AB Sweden, 2008).

Kationty  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  a kovy Fe, Zn, Mn byly stanoveny metodou absorpční atomové spektrometrie na přístroji Varian SpectrAA-640.

CHSK byla stanovena jako oxidace dichromanem draselným.

Naměřená data byla zpracována v programu Statistica 10. V rámci základní popisné statistiky byl stanoven průměr a směrodatná odchylka. Pro další zpracování byla použita vícerozměrová analýza rozptylu (Anova). Rozdíly mezi jednotlivými typy vod byly testovány pomocí Tukeyho post-hoc testu. Na vzájemnou závislost jednotlivých parametrů stojatých a tekoucích vod byla použita lineární korelace.

## 5 VÝSLEDKY

Výsledná data (Tabulka 1, 2) byla rozdělena na vody (horní a dolní uzávěry) a stojaté vody (nádrže) a podle sezón (2010 a 2011). Data za sezónu 2010 převzata z (Korandová, 2011).

Tabulka 1 udává průměrné hodnoty jednotlivých parametrů toku s nádržemi a toku bez nádrží za rok 2010 a 2011.

U hodnot síranů došlo k nárůstu, hodnoty se ale navýšily na všech odběrových místech. Navíc se mezisezóně snížila variabilita, a to přibližně o polovinu. Obdobně je to i u hodnot Ca, kde došlo k navýšení hodnot na všech odběrových místech. Mezisezóně se hodnoty variability u Ca snížily u toku s nádržemi o polovinu a u toku bez nádrží se snížily třikrát. U hodnot vodivosti došlo také k mezisezónnímu nárůstu na všech odběrových místech. Mezisezóně se variabilita u toku s nádržemi snížila čtyřikrát, u toku bez nádrží se variabilita snížila na polovinu.

Při porovnání mezi těmito dvěma toky (s nádržemi a bez nádrží) není zásadní rozdíl. Významnou roli zde však hraje snížení variability daných parametrů. Průměrné hodnoty toku bez nádrží je zkeslen 1. odběrovým místem. Proto bylo zvoleno jiné rozdělení dat, a to na nádrže, horní a dolní uzávěry. (Tabulka 2)

Tabulka 1: Průměrné hodnoty jednotlivých parametrů u toku s nádržemi a toku bez nádrží za rok 2010 a 2011

		tok s nádržemi		tok bez nádrží	
		(1., 2., 3., 4. odběrné místo)		(5., 6., 7., 8. odběrné místo)	
		sezóna 2010	sezóna 2011	sezóna 2010	sezóna 2011
vodivost	mS/cm	5,73 ± 1,83	6,00 ± 0,90	5,52 ± 0,43	5,37 ± 0,54
pH		7,78 ± 0,38	7,81 ± 0,44	7,49 ± 0,43	7,63 ± 0,34
KNK	mg.l-1	13,78 ± 5,12	14,45 ± 5,35	14,82 ± 2,14	14,93 ± 2,66
SO <sub>4</sub>	mg.l-1	3433,48 ± 1668,31	3602,59 ± 1292,57	2811,36 ± 871,62	3024,75 ± 580,85
CHSKcr	mg.l-1	36,59 ± 17,29	40,78 ± 11,15	26,95 ± 11,62	33,62 ± 10,68
Ca	mg.l-1	140,16 ± 85,73	190,02 ± 114,45	162,39 ± 40,70	253,55 ± 36,83
Mg	mg.l-1	297,64 ± 161,46	275,09 ± 156,97	233,16 ± 96,80	192,42 ± 69,94
Fe	mg.l-1	0,17 ± 0,16	0,21 ± 0,14	0,20 ± 0,19	0,19 ± 0,14

Tabulka 2 udává průměrné hodnoty jednotlivých parametrů tekoucích a stojatých vod za rok 2010 a 2011.

U hodnot nádrží u parametrů vodivosti, pH, KNK,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  došlo k mírnému vzestupu oproti roku 2010 jako u horních uzávěrů. U hodnot Ca došlo k vzestupu hodnot přibližně o  $20 \text{ mg.l}^{-1}$  a u Mg k poklesu o  $30 \text{ mg.l}^{-1}$ . U hodnot Fe nedošlo k výrazné změně během sezóny.

U hodnot horních uzávěrů u parametrů vodivosti, pH, KNK,  $\text{SO}_4$  došlo k mírnému vzestupu oproti roku 2010. U hodnot  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  došlo oproti roku k vzestupu hodnot z  $27,55 \text{ mg.l}^{-1}$  na  $35,75 \text{ mg.l}^{-1}$ . U hodnot Ca došlo k vzestupu hodnot o  $90 \text{ mg.l}^{-1}$  a u Mg k poklesu o  $30 \text{ mg.l}^{-1}$  mezi sezónami. U hodnot Fe nedošlo k výrazné mezisezónní změně.

Hodnoty dolních uzávěrů u parametrů vodivosti a pH nedošlo k výrazné změně mezi sezónami. U hodnot KNK došlo k vzrůstu hodnot z  $13,18 \text{ mg.l}^{-1}$  na  $13,85 \text{ mg.l}^{-1}$  a u  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  došlo k vzrůstu hodnot z  $27,48 \text{ mg.l}^{-1}$  na  $33,41 \text{ g.l}^{-1}$  oproti roku 2010. U hodnot síranů došlo k výraznému nárůstu z  $2800 \text{ mg.l}^{-1}$  na  $3100 \text{ mg.l}^{-1}$ . U hodnot Ca došlo k nárůstu cca o  $90 \text{ mg.l}^{-1}$  a u Mg k poklesu cca o  $50 \text{ mg.l}^{-1}$ . Hodnoty Fe jsou mezisezónně stejné.

Při porovnání hodnot jednotlivých parametrů u horních uzávěr a nádrží dosahují sírany u horních uzávěr přibližně o  $1000 \text{ mg.l}^{-1}$  vyšších hodnot. Hodnoty pH u nádrží je přibližně 7 a u horních uzávěrů dosahují přibližně 5. Hodnoty KNK jsou výrazně vyšší u horních uzávěr cca  $18,5 \text{ mg.l}^{-1}$  než u nádrží cca  $11 \text{ mg.l}^{-1}$ . U hodnot  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  dosahují výrazně vyšších hodnot u nádrží cca o 20%. Při porovnání hodnot nádrží a horních uzávěr za sezónu 2011 jsou rozdíly Ca u nádrží o  $170 \text{ mg.l}^{-1}$  nižší než u horních uzávěr a u Mg u nádrží cca o  $100 \text{ mg.l}^{-1}$  nižší než u horních uzávěr. U hodnot Fe nedochází k rozdílu mezi nádrží a horní uzávěrou.

Při porovnání hodnot jednotlivých parametrů u horních a dolních uzávěr nedochází tak k velkým změnám hodnot jako tomu bylo u horních uzávěr a nádrží. Svými hodnotami se spíše přibližují hodnotám nádrží v případě vodivosti, pH, KNK,  $\text{SO}_4$ . Hodnoty CHSK s  $27 - 33 \text{ mg.l}^{-1}$  a Ca  $160 - 250 \text{ mg.l}^{-1}$ , kde se se svými hodnotami přibližují spíše horním uzávěrům.

Tabulka 2: Průměrné hodnoty jednotlivých parametrů tekoucích a stojatých vod za rok 2010 a 2011

		nádrže		horní uzávěry		dolní uzávěry	
		(2., 4. odběrné místo)		(1., 5., 6. odběrné místo)		(3., 7., 8. odběrné místo)	
		sezóna 2010	sezóna 2011	sezóna 2010	sezóna 2011	sezóna 2010	sezóna 2011
vodivost	mS/cm	4,58 ± 0,43	4,77 ± 0,47	6,70 ± 1,53	6,87 ± 1,65	5,25 ± 0,51	5,28 ± 0,60
pH		8,04 ± 0,24	8,01 ± 0,41	7,30 ± 0,37	7,65 ± 0,30	7,70 ± 0,30	7,75 ± 0,26
KNK	mg.l-1	10,29 ± 2,30	10,91 ± 3,03	18,10 ± 2,92	18,49 ± 3,35	13,18 ± 1,82	13,85 ± 2,37
SO <sub>4</sub>	mg.l-1	2667,22 ± 814,42	2791,47 ± 343,86	3752,36 ± 1725,8	3883,42 ± 1374,76	2795,96 ± 958,96	3092,05 ± 613,04
CHSKcr	mg.l-1	44,55 ± 17,40	45,06 ± 10,97	27,55 ± 12,61	35,75 ± 9,94	27,48 ± 11,61	33,41 ± 10,74
Ca	mg.l-1	86,90 ± 61,75	105,94 ± 83,80	181,97 ± 63,58	273,88 ± 60,39	158,84 ± 39,69	246,92 ± 36,66
Mg	mg.l-1	216,66 ± 29,20	182,89 ± 58,53	312,16 ± 180,13	285,80 ± 179,87	263,57 ± 98,87	215,62 ± 67,32
Fe	mg.l-1	0,16 ± 0,15	0,20 ± 0,13	0,19 ± 0,21	0,20 ± 0,14	0,19 ± 0,15	0,19 ± 0,13

Zobrazení rozdílu mezi horní uzávěrou, dolní uzávěrou a nádržemi nejsou takové, jak se předpokládalo, je zde ale výrazný mezisezónní vliv. A proto bylo provedeno statistické testování (Tabulka 3, 4), které nám ukázalo rozdíly u vybraných fyzikálně – chemických parametrů u horních uzávěrů, dolních uzávěrů a nádrží.

Tabulka 3 udává rozdíly vybraných fyzikálně – chemických parametrů u horních uzávěr, nádrží a dolních uzávěr pomocí Tukeyho post-hoc testu na hladině pravděpodobnosti  $p \leq 0,05$ .

Statisticky prokazatelný rozdíl u vodivosti byl prokázán mezi nádrží a horní uzávěrou, horní uzávěrou a dolní uzávěrou. Nebyl prokázán u nádrží a dolního uzávěru.

Statisticky prokazatelný rozdíl u pH byl prokázán mezi nádrží a horní uzávěrou, nádrží a dolním uzávěrou, horní uzávěrou a dolní uzávěrou.

Statisticky prokazatelný rozdíl u KNK byl prokázán mezi nádrží a horní uzávěrou, nádrží a dolní uzávěrou, horní uzávěrou a dolní uzávěrou.

Statisticky prokazatelný rozdíl u SO<sub>4</sub> byla prokázána mezi nádrží a horní uzávěrou, horní uzávěrou a dolní uzávěrou. Nebyl prokázán u nádrží a dolního uzávěru.

Tabulka 3: Průměrné hodnoty vodivosti, pH, KNK, SO<sub>4</sub> pro stojaté vody (nádrže), tekoucí vody (horní a dolní uzávěry). Rozdílná písmena (a, b, c) značí statisticky průkazné rozdíly mezi jednotlivými typ vod

		vodivost		pH		KNK		SO <sub>4</sub>	
1	nádrž	4,67	a	8,03	a	10,58	a	<b>2733,00</b>	a
2	horní uzávěr	6,70	b	7,39	b	18,07	b	<b>3821,74</b>	b
3	dolní uzávěr	5,27	ac	7,73	c	13,49	c	<b>2952,71</b>	ac

Tabulka 4 udává rozdíly vybraných fyzikálně – chemických parametrů u horních uzávěr, nádrží a dolních uzávěr pomocí Tukeyho post-hoc testu na hladině pravděpodobnosti  $p \leq 0,05$ .

Statisticky prokazatelný rozdíl u CHSK<sub>Cr</sub> byl prokázán mezi nádrží a horní uzávěrou, nádrží a dolní uzávěrou. Nebyl prokázán u horní uzávěry a dolní uzávěry.

Statisticky prokazatelný rozdíl u Ca byl prokázán mezi nádrží a horní uzávěrou, nádrží a dolní uzávěrou. Nebyl prokázán u horní a dolní uzávěry.

Statisticky prokazatelný rozdíl u Mg byl prokázán u nádrží a horní uzávěrou, horní uzávěrou a dolní uzávěrou. Nebyl prokázán u nádrže a dolní uzávěry.

Statisticky prokazatelný rozdíl u Fe nebyl prokázán u nádrže a horní uzávěry, nádrže a dolní uzávěry, horní uzávěrou a dolní uzávěrou.

Tabulka 4: Průměrné hodnoty CHSK<sub>Cr</sub>, Ca, Mg, Fe pro stojaté vody (nádrže), tekoucí vody (horní a dolní uzávěry). Rozdílná písmena (a, b, c) značí statisticky průkazné rozdíly mezi jednotlivými typ vod

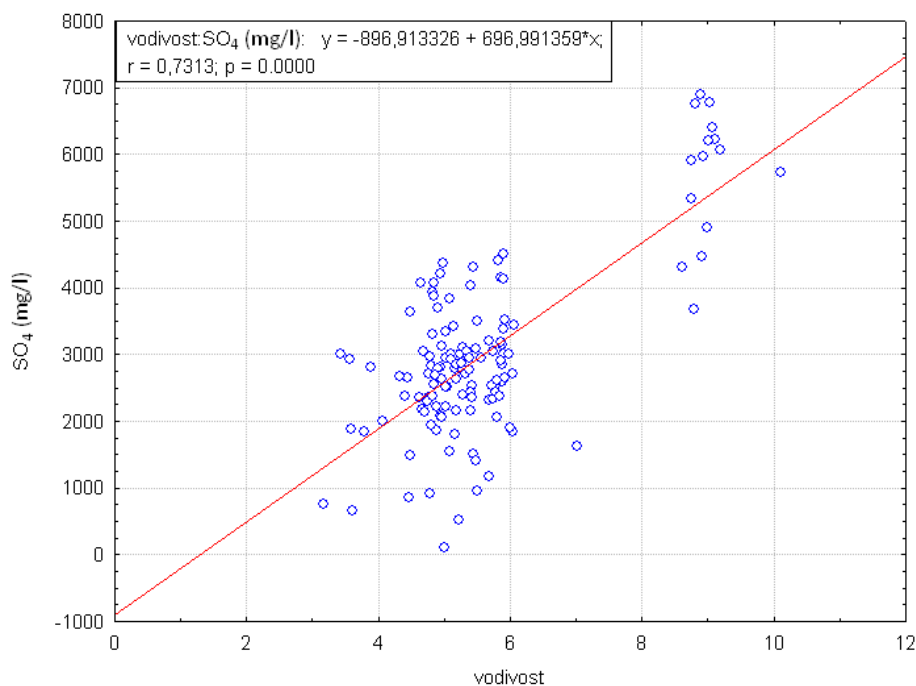
		CHSK		Ca		Mg		Fe	
1	nádrž	<b>44,80</b>	a	96,12	a	207,52	a	0,16	a
2	horní uzávěr	<b>31,65</b>	b	209,47	b	302,24	b	0,18	a
3	dolní uzávěr	<b>30,45</b>	cb	188,73	cb	247,02	ab	0,18	a



Graf 1, 2, 3 zobrazují vzájemné závislosti vybraných parametrů. Nejtěsnější závislost se prokázala u závislosti vodivosti a KNK (Graf 3). Menší závislost vyšla u vodivosti a Mg, vodivosti a  $\text{SO}_4$  (Graf 1, Graf 2)

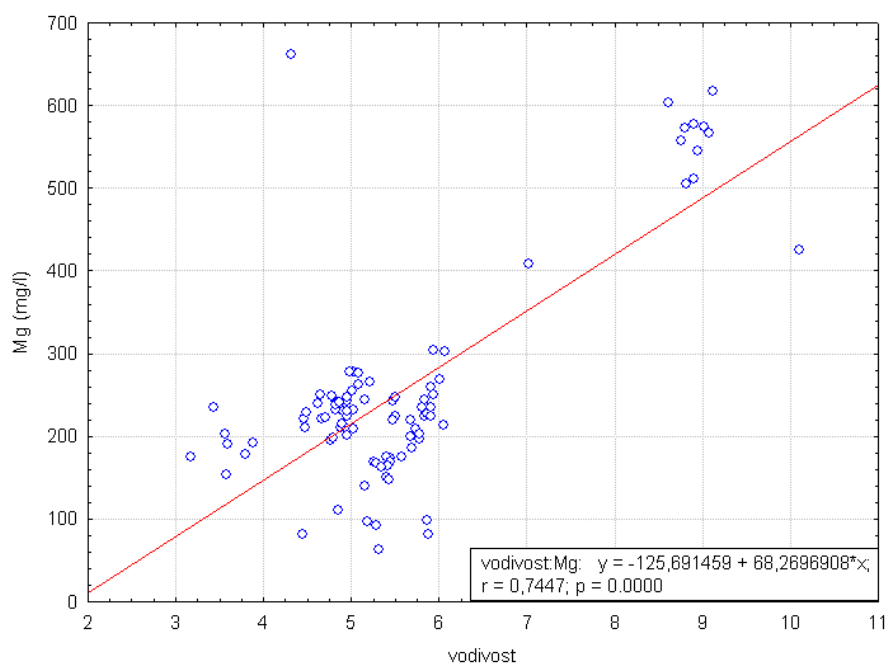
Vzájemnou závislost mezi vodivostí a  $\text{SO}_4$  u tekoucích a stojatých vod ukazuje Graf 1. Z toho vyplývá, že se zvyšující se hodnotou vodivosti ve vodě dochází i ke zvýšení obsahu síranů.

Graf 1: Vzájemná závislost vodivosti a síranů



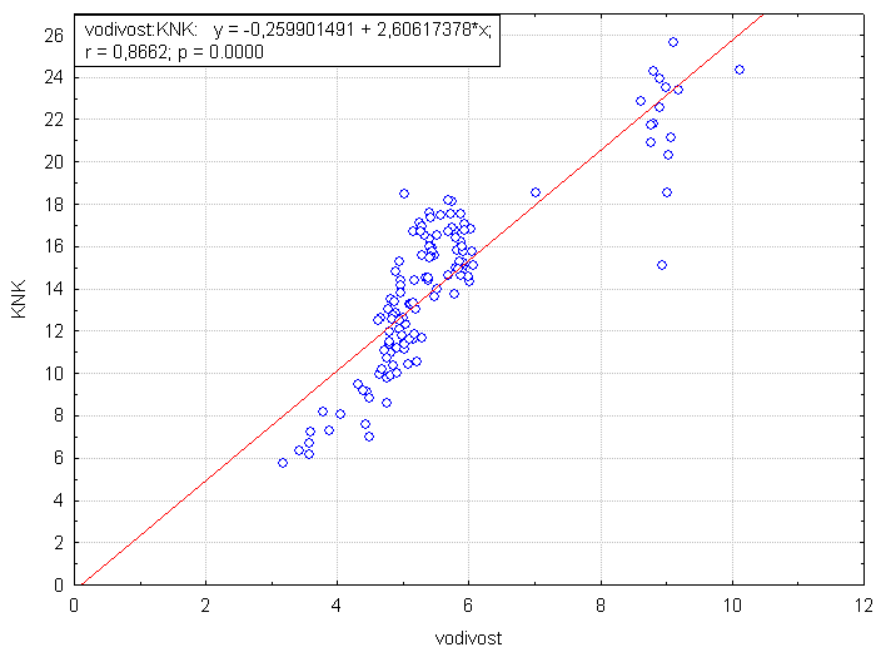
Vzájemnou závislost mezi vodivostí a Mg u tekoucích a stojatých vod ukazuje Graf 2. Z toho vyplývá, že se zvyšující se hodnotou vodivosti dochází i ke zvýšení obsahu hořčíku.

Graf 2 : Vzájemná závislost vodivosti a hořčíku



Vzájemnou závislost mezi vodivostí a KNK u tekoucích a stojatých vod ukazuje Graf 3. Je zřejmé, že se zvyšující se hodnotou vodivosti dochází i ke zvýšení KNK.

Graf 3: Vzájemná závislost vodivosti a KNK



## 6 DISKUSE

V oblastech, kde probíhá intenzivní těžba nerostných surovin, dochází k výraznému ovlivnění podzemních i povrchových vod. (Olem 1989, Richards et al. 1993)

Zvláště během těžby povrchové, dochází zpravidla mimo jiné k výrazné destrukci hydrických poměrů v ekologické i vodohospodářské sféře, což se negativně promítá do složek životního prostředí. Lze předpokládat obdobnou účinnost hydrických způsobů rekultivace na tvorbu nových hydrických poměrů v rekultivované krajině, která se naopak kladně promítá i ve vztahu k ostatním složkám životního prostředí. (Štýs, 1981)

Hydrické způsoby rekultivace jsou v podstatě zajišťovány rekultivační výstavbou vodních nádrží, rybníků a vodních toků. (Čermák a kol., 2001)

Tekoucí i stojaté vody na Velké Podkrušnohorské výsypce obsahují vysoké koncentrace aniontů a kationtů. Na výsypce dochází k revitalizaci hydrologické sítě vodních toků, a tím k postupnému snižování koncentrací rozpuštěných látek. Svou roli v revitalizaci vodních toků hrají i nádrže. U toku s nádržemi by mělo docházet k výraznějšímu snižování koncentrací daných parametrů než u toku bez nádrží. Z prvních výsledků při porovnání mezi toky s nádržemi a bez nádrží nelze potvrdit významnou roli nádrží. Data zde byla zkeslena 1. odběrovým místem (výtok z drenáže) u toku s nádržemi, které je charakteristické vysokými hodnotami parametrů. Při porovnání jednotlivých parametrů u toku s nádržemi a bez nádrží nelze potvrdit významnost nádrží, ale lze potvrdit mezisezónní snížení variability u jednotlivých parametrů. Největší mezisezónní snížení variability nastalo u síranů, a to o polovinu na všech odběrových místech. Obdobně je to i u hodnot Ca, kde došlo k navýšení hodnot na všech odběrových místech. Mezisezóně se hodnoty variability u Ca snížily u toku s nádržemi o polovinu a u toku bez nádrží se snížily třikrát. Snížení mezisezónní variability daných parametrů jsou dány vyrovnanějšími hodnotami během sezóny.

Proto bylo zvoleno jiné rozdělení dat na nádrže, horní uzávěry a dolní uzávěry, kde je prokazatelnější rozdíl mezi hodnotami parametrů mezi tekoucími a stojatými vodami.

U nádrží jsou hodnoty vodivosti nižší než u tekoucích vod horních i dolních uzávěr. Z korelací byla potvrzena nejtěsnější závislost u vodivosti a KNK, závislost také vyšla u vodivosti a Mg, u vodivosti a síranů. U přirozených vod je vodivost vody tvořena převážně sumou vápenatých a hořečnatých hydrogenuhličitanů a síranů či chloridů. (Pavlíková, 2008)

Dominantním prvkem u tekoucích vod i u stojatých vod jsou sírany, u kterých došlo k mezisezónnímu nárůstu hodnot, díky suššímu období, a tím i k menším průtokům vody. Za vysokou koncentraci síranů ve vodách může oxidace pyritu, ke které dochází při těžbě nerostných surovin. (Stumm, Morgan, 1996) Hodnoty síranů v tekoucích vodách (horní uzávěry) jsou oproti stojatým vodám až o 1000 mg·l<sup>-1</sup> vyšší. V povrchových vodách se sírany vyskytují v jednotkách a desítkách mg·l<sup>-1</sup>. (Heteša, Kočková, 1997) Ve velkém množství se zde nachází Ca a Mg. U tekoucích vod dochází k výraznému nárůstu hodnot Ca a výraznému snížení Mg, oproti stojatým vodám, kde nebyly změny tak výrazné. Díky vysoké přítomnosti Ca<sup>2+</sup> a Mg<sup>2+</sup> zde mohou být přítomné iontové asociáty, tzv. sulfatokomplexy [CaSO<sub>4</sub>(aq)]<sup>0</sup> a [MgSO<sub>4</sub>(aq)]<sup>0</sup>. Tvorba těchto asociátů může významně ovlivnit rozpustnost síranu vápenatého, vápenato – uhličitanovou rovnováhu, a tím i stabilitu a agresivitu vody, a rychlost oxidace železa. (Pitter, 1999) Díky vyšší koncentraci Ca<sup>2+</sup> ve vodě, lze předpokládat větší tvorbu [MgSO<sub>4</sub>(aq)]<sup>0</sup>.

V hodnotách pH se tekoucí a stojaté vody příliš neliší, je v rozmezí 7 až 8 naopak v hodnotách KNK (alkalita) u stojatých vod jsou hodnoty výrazně nižší než u tekoucích vod. Hodnoty KNK jsou mírou stability pH. Někdy tzv. pufrací kapacita vody. Alkalitu ve vodách způsobují hydrogenuhličitan, uhličitan, popř. sírany a fosforečnany. (Tölgyessy, 1993)

Hodnota pH vody a její neutralizační a tlumivou kapacitu ovlivňují některé chemické a biochemické pochody v ní probíhající. Jde buď o přímo uvolňování nebo spotřebou iontů H<sup>+</sup>, resp. OH<sup>-</sup>, nebo nepřímo o uvolňování nebo spotřebu volného oxidu uhličitého. (Pošta a kol., 2005) Při hodnotách blízkých neutrální reakci (cca pH 7) je většina CO<sub>2</sub> vázána v uhličitanech. Se vzrůstem obsahu hydrogenuhličitanových a uhličitanových aniontů roste alkalita a pufrací účinnost prostředí umožňující jen

malé kolísání pH sladkých vod. CO<sub>2</sub>, pH a alkalita jsou tudíž navzájem v přímé závislosti; pH závisí jednak na volném CO<sub>2</sub>, jednak na hydrouhličitan – uhličitanovém systému. (Lellák, Kubíček, 1991)

K dalším důležitým sledovaným hodnotám patří hodnoty Fe. U hodnot Fe nedošlo k mezisezónním změnám a jejich hodnoty jsou zanedbatelné u tekoucích i stojatých vod. Při oxidaci pyritu dochází kromě síranů i k uvolňování Fe<sup>2+</sup>. Fe<sup>2+</sup> je při neutrálních hodnotách pak rychle oxidováno na Fe<sup>3+</sup>. Průběh může být urychlen působením bakterií *Acidithiobacillus ferrooxidans*. (Stumm, Morgan, 1996)

Hodnoty CHSK<sub>Cr</sub> u nádrží jsou o polovinu vyšší než u tekoucích vod (horní i dolní uzávěry).

Vyšší hodnoty CHSK<sub>Cr</sub> u nádrží jsou výsledkem biochemických, chemických a biologických procesů ve vodním prostředí. Průběh a rozsah těchto reakcí úzce souvisí s obsahem kyslíku v nádržích. Aerobní pochody probíhají v nádržích při dostatku kyslíku a jsou charakterizované jako proces bakteriální oxidace a fotosyntetické redukce probíhající ve vodním prostředí. (Šálek, 1996)

Po následné oxidaci organických látek probíhá jejich mineralizace. Účinkem bakterií vznikají konečné produkty rozkladu – voda a oxid uhličitý. Meziprodukty oxidace jsou alkoholy, aldehydy nebo ketony, karboxylové kyseliny a jejich sloučeniny. Současně vznikají poměrně stabilní sloučeniny huminového typu a do vod se uvolní minerální živiny (dusičnany, fosforečnany, sloučeniny síry a dalších biogenních prvků). Část minerálních živin a část vzniklého oxidu uhličitého spotřebovávají zelené řasy a vodní rostliny během fotosyntézy. Přínosem tohoto procesu je produkce kyslíku rozpouštějícího se ve vodě, čímž se anaerobní rozklad intenzifikuje (Richter, 2002).

Významnou roli při revitalizaci hydrologických sítí hrají vodní nádrže. Ve vodních nádržích dochází k snadnějšímu odbourávání organických látek díky biochemickým procesům, které jsou principem přirozených samočisticích schopností.

## 7 ZÁVĚR

Těžbou nerostných surovin je výrazně ovlivňován celý prostor hydrosféry a všech ostatních součástí krajiny, které funkčně se strukturou a funkcí vody v krajině úzce souvisejí. V tomto směru vyniká povrchový způsob těžby, který zvláště v oblastech soustředěné těžby mění celou hydrografickou síť toků, vodních nádrží a rybníků.

Vody na Velké podkrušnohorské výsypce obsahují vysoké množství aniontů a kationtů. Dochází zde k revitalizaci hydrologické sítě vodních toků, a tím k postupnému snižování koncentrací rozpuštěných látek. U tekoucích i stojatých vod jsou dominantním prvkem sírany, ale ve velkém množství se v těchto vodách vyskytuje i  $\text{Ca}^{2+}$  a  $\text{Mg}^{2+}$ . Tvoří se zde iontové asociáty, tzv. sulfatokomplexy  $[\text{CaSO}_4(\text{aq})]^0$  a  $[\text{MgSO}_4(\text{aq})]^0$ . Ve vodách se ve vyšších koncentracích vyskytuje  $\text{Ca}^{2+}$ , proto lze předpokládat větší tvorbu  $[\text{MgSO}_4(\text{aq})]^0$ . U nádrží jsou hodnoty  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  poloviční než u tekoucích vod (horní i dolní tok). Vyšší hodnoty  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  u nádrží jsou výsledkem biochemických, chemických a biologických procesů ve vodním prostředí. Průběh a rozsah těchto reakcí úzce souvisí s obsahem kyslíku v nádržích. Aerobní pochody probíhají v nádržích při dostatku kyslíku a jsou charakterizované jako proces bakteriální oxidace a fotosyntetické redukce probíhající ve vodním prostředí.

## 8 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY:

**Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M.** (2010): Aplikovaná hydrobiologie. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, 113 – 114 s.

**Agarwal, S. K.** (2009): Water pollution. A P H Publishing Corporation, New Delhi, 7 s.

**Ambrožová, J.** (2003): Aplikovaná a technická hydrobiologie. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 31, 38 – 39 s.

**Boyd, C. E.** (2000): Water quality: An introduction. Kluwer academic publishers, USA, 19 s.

**Broumová H., Novotná K., Šimová I.** (2003): The spoil heap after brown coal mining termination – the unique new landscape formation. Faculty of Agriculture, University of South Bohemia in České Budějovice, 8 s.

**Brutsauer, t W.** (2005): Hydrology: In Introduction. Cambridge University Press, England, 2 s.

**Bumerl, M.** (2003): Hydrologie. SOŠ OTŽP Veselí n. Lužnicí, Veselí n. Lužnicí, 16, 22 s.

**Buryan, P.** (2010): Kapalné produkty bitumenu cyprisových jílů. Paliva, 2 s.

**Culek, M.** (1996): Biogeografické členění České republiky. Enigma, Praha. 120-122 s.

**Čermák, P., Kuráž, V.** (2001): Protierozní úprava a monitoring vodního režimu výsypek dolu Bílina, VÚMOP, Praha

**Čermák, P., Řehoř, M., Šafářová, M.** (2001): Perspektivy výzkumných a průzkumných prací při rekultivaci lokalit dolů Bílina, Sborník mezinárodní konference Sanace a rekultivace krajiny po těžbě uhlí, Teplice v Čechách

**Dimitrovský, K.** (2001): Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, a.s., Praha, 81 s.

**Dimitrovský, K.** (2000): Metodika pro zemědělskou praxi 14/1999, Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha

**Forman, R. T. T., Gordon, M.** (1993): Krajinná ekologie. Academia, Praha, 54 s.

**Fox, H. R., Moore, H. M., McIntosh, A.D.** (1998): Land reclamation: Achieving sustainable benefits. A. A. Balkema Publishers, Rotterdam, 21 s.

**Frouz, J., Popperl, J., Příkryl, I., Štrudl, J.** (2007): Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. Sokolovská uhelná, právní nástupce a.s., Sokolov, 11, 26 s.

**Girard, J. E.** (2010): Principles of environmental chemistry. Jones and Bartlett Publishers, Canada, 14 s.

**Goel, P. K.** (2006): Water pollution: Causes, effects and control. New age international publishers, New Delhi, 33 s.

**Hartman, P., Příkryl, I., Štědranský, E.** (1998): Hydrobiologie. Informatorium, Praha, 19, 22, 38, 46 s.

**Hem, J. D.** (1985): Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. U.S. Department of the interior, Virginia, 112, 117 s.



- Hezina, T.** (2001): Vliv rekultivačních prací na koncentrace železa a manganu ve výsypkových vodách a oživení malých vodních nádrží na Velké podkrušnohorské výsypce. [Disertační práce]. České Budějovice, str. 52. Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta
- Hiscock, K.** (2005): Hydrogeology: Principles and practice. Blackwell Publishing, USA, 76 s.
- Horáková M., Lischke P., Grünwald A.** (1986): Chemické a fyzikální metody analýzy vody. SNTL/Alfa, Bratislava, 74, 88, 156, 179, 211 240 s.
- Horáková, M.** (2003): Analytika vod. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 88, 146 s.
- Hornberger, G. M., Raffensporger, J. P., Wiberg, P. L., Eshleman, K. N.** (1998): Elements of physical hydrology. The Johns Hopkins University Press, Maryland, 5 – 7 s.
- Chapin, F. S., Matson, P. A., Mooney, H. A.** (2002): Principles of terrestrial ekosystém Ecology. Springer Science and Business Media, New York, 350 - 351 s.
- Jiskra, J.** (2000): Z historie hornictví v obci Dolní a Horní Rychnov 1793 – 1993. – Obecní úřad Dolní Rychnov.
- Jiskra, J.** (1993): Z historie hornictví na Sokolovsku, Chebsku a Karlovarsku. Sokolovská uhelná, a.s., Sokolov, 11 – 36 s.
- Kalač, P., Tříška, J., Kolář, L., Jírovcová, E.**(2010): Chemie životního prostředí. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, 120 s.
- Kalavská, D., Holoubek, I.** (1987): Analýza vod. SNTL/Alfa, Bratislava, 40 - 41 s.
- Kočková, E., Heteša, J.** (1997): Hydrochemie. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 36, 55-57

**Korandová, M.** (2011): Stav chemických parametrů povrchových vod vybrané části území Podkrušnohorské výsypky na Sokolovsku. Bakalářská práce JU ZF, České Budějovice

**Kupka, I., Dimitrovský, K.** (2006): Silvicultural assessmet of reforestation under specific spoil bank conditions. Journal of forest science, 52, 410 – 416 s.

**Kvítek, T., Gergel, J., Ondr, P., Zámešková, K.** (2006): Zemědělské meliorace. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, 119 - 120 s

**Lampert, W., Sommer, U.** (2007): Limnoecology: The ecology of lakes and streams. Oxford University Press, England, 27 s.

**Lapakko K.** (2002): Metal mine rock and waste characterization tools: An overview. Minesota Department of Natural Resources, US, 3 – 4 s.

**Lellák, J., Kubíček, F.** (1991): Hydrologie. Karolinum, Praha, 25, 141 s.

**Lottermoser, B. G.** (2010): Mine wastes. Springer - Verlag Heidelberg, 4 – 9, 119 s.

**Mištera, L., Bašovský, O., Demek, J.** (1985): Geografie Československé socialistické republiky, Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 385 s.

**Monk, M. S.** (2004): Physical chemistry: Understanding our chemical world. Wiley, England, 246 s.

**Olem H.** (1989): Coal and Coal Mine Drainage. – Journal – Water Pollution Control Federation JWPFAS Vol. 61, No. 6, 879–882 s.

**Richards I. G. Palmer J. P., Barratt P. A.** (1993): The reclamation of former coal mines and steelworks. – Studies in Environmental Science 56, Elsevier, Amsterdam, 720 s.

- Pačes, T.** (2011): Úvod do hydrogeochemie. Technická univerzita v Liberci, 28 s.
- Pavlíková, I. (2008): Studijní opora – Ochrana vod a půd. Vysoká škola báňská a technická univerzita Ostrava, Ostrava, 54 s.
- Pettit, C. M., Scharer, J. M., Chambers, D. B., Halbert, B. E., Kirkaldy, J. L., Bolduc, L.** :(1999) Neutral mine drainage. Proceedings of the Mining and the Environment Conference, Sudbury, Canada, 829 – 838 s.
- Pitter, P.** (1999): Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 36, 85, 88, 206, 213, 231- 233, 395, 402 s.
- Rao, S. V.** (2006): An introduction to water pollution. The ICFAI University Press, India 5 s.
- Richter, M.** (2002): Technologie ochrany životního prostředí. Univerzita Jana Evangelista Purkyně v Ústí nad Labem, 9 s.
- Ripl, W.** (1995): Management of water cycle and energy-flow for ecosystem control – the energy-transport-reaction (ETR) model. Ecological Modelling, 78, 61-76 s.
- Roberts, M., Reiss, M., Monger, G.** (2000): Advanced biology. Nelson, United Kingdom, 682 s.
- Rothbauer I. M. a kol.** (2003): Územní prognóza území dotčeného těžbou hnědého uhlí na Sokolovsku. Atelier T – plan, s.r.o. Na Šachtě 9, 170 00 Praha 7, 12 s.
- Řihová, Ambrožová, J.** (2008): Encyklopedie hydrobiologie. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 53 s.
- Sharma, B. K.** (2005): Water pollution. GOEL Publishing House, Meerut, New Delhi, 105 s.

**Sharma, B. K.** (2007): Environmental chemistry. GOEL Publishing House, Meerut, New Delhi, 38 s.

**Schlesinger, W. H.** (1997): Biochemistry: An analysis of global change. Academic Press, San Diego, California, 228 -229 s.

**Slivka, V., Vidlář, J., Thomas, J.** (2010): Mine waters in the Czech Republic – Current situation and trend development. Taylor & Francis Group, 50 s.

**Stumm, W. & Morgan, J. J.** (1996): Aquatic chemistry – Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. – Wiley. New York.

**Šálek, J.** (1996): Malé vodní nádrže v životním prostředí. Vysoká škola báňská – technická univerzita v Ostravě, 31 – 40

**Štýs, S.** (1981): Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL Praha 173, 231, 234 s.

**Tölgyessy, J.** (1993): Chemistry and biology of water, air and soil: Environmental aspects. Elsevier Science Publishers, The Netherland, 69, 77 s.

**Volný, S.** (1985): Deteriorizace a rekultivace krajiny, VŠZ v Brně, 187 s

Vráblíková, J. a kol. (2008): Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří. Vydavatelství Univerzita Jana Evangelista Purkyně v Ústí nad Labem, 30 s.

**Zelinka, M.** (1979): Základy aplikované hydrobiologie. Státní pedagogické nakladatelství Praha, Praha, 43 – 44 s.

**Zhang, L., Walker, G. R., Fleming, M.** (2002): Surface water balance for recharge estimation. CSIRO Publishing, Australia 6 s.

## 9 PŘÍLOHY

Foto 4: odběrové místo 2 – nádrž (vlastní foto)



Foto 5: odběrové místo 5 - horní uzavěr (vlastní foto)



Foto 6: odběrové místo 7 - dolní uzávěr (vlastní foto)

