

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA**

**V**

**ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH**

**Pedagogická fakulta**

**Katedra aplikované chemie a učitelství chemie**

**Magisterská diplomová práce**

**Kumulace vybraných rizikových prvků z odpadních vod ve  
filtračním loži kořenových čistíren (KČOV)**

Vladimír Suchý

**Studijní obor:** Učitelství přírodopisu a pěstitelství a chemie pro 2. stupeň

ZŠ

**Vedoucí práce:** Ing. Jaroslav Švehla, Csc.

České Budějovice 2009

## Anotace

Práce se zabývá odstraňováním vybraných prvků (Fe, Mn, U, Zn, Hg, Pb, Co, Cd, As) z odpadních vod v umělých mokřadech, se zaměřením na redoxní formy železa. Bylo zkoumáno sedm lokalit KČOV v Čechách, se zaměřením na čistírnu v obci Slavošovice. Obsahy výše uvedených prvků byly stanoveny jednak v odpadních vodách i sedimentech kořenových polí KČOV. Bylo zjištěno, že účinnost odstraňování prvků byla nejlepší u zinku (+90,5%), nejhorší u arsenu (-79,1%). Dále je v práci diskutováno poměrné zastoupení forem železa v odpadní vodě KČOV Slavošovice a distribuce prvků v sedimentech.

## Anotation

The thesis describes removal of selected elements (Fe, Mn, U, Zn, Hg, Pb, Co, Cd, As) from wastewaters in constructed wetlands with special reference to iron species. Seven constructed wetlands were studied with constructed wetland Slavošovice being studied more closely. Content of monitored elements was evaluated in both wastewater and sediments in filtration beds. The highest removal was found for zinc (90.5%) while the lowest removal was found for arsenic (-79.1%). Also, the discussion deals with distribution of iron species in wastewater at Slavošovice and distribution of species in the sediments.

Prohlašuji, že jsem předloženou práci vykonal samostatně s použitím uvedené literatury a zdrojů informací.

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 ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne:.....

.....  
vlastnoruční podpis

## Poděkování

Chtěl bych poděkovat svému školiteli Ing. Jaroslavu Švehlovi, Csc. za vedení při zpracování této práce, doc.Ing. Janu Vymazalovi, Csc. za metodické rady a poskytnutá data, Ing. Janu Bastlovi a RNDr. Vladislavu Chrastnému, Ph.D. za stanovení některých prvků, Ing. Janě Němcové-Štíchové za mineralizaci vzorků, Ing. Lence Kröpfelové za poskytnutá data.

Tato práce byla součástí výzkumného záměru ZF JU: MSM 6007665806 – „Trvale udržitelné způsoby hospodaření v podhorských a horských oblastech zaměřené na vytváření souladu mezi jejich produkčním a mimoprodukčním uplatněním“ a grantového projektu Grantové agentury České republiky č. 206/06/0058 – „Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech“.

## **Obsah:**

<b>1. ÚVOD.....</b>	<b>7</b>
<b>2. LITERÁRNÍ PŘEHLED.....</b>	<b>8</b>
<b>2.1 Přirozené mokřady.....</b>	<b>8</b>
<b>2.2 Základní charakteristiky mokřadů.....</b>	<b>8</b>
2.2.1 Vegetace.....	8
2.2.2 Půda.....	8
2.2.2.1 Organické půdy.....	9
2.2.2.2 Minerální půdy.....	9
2.2.3 Hydrologie.....	10
2.2.4 Základní procesy.....	10
<b>2.3 Umělé mokřady.....</b>	<b>11</b>
2.3.1 Definice.....	11
2.3.2 Klasifikace.....	11
2.3.2.1 Umělé mokřady s povrchovým tokem.....	11
2.3.2.2 Umělé mokřady s podpovrchovým horizontálním tokem.....	12
2.3.2.3 Umělé mokřady s vertikálním podpovrchovým tokem.....	12
<b>2.4 Mechanismy odstraňování znečištění na KČOV.....</b>	<b>13</b>
<b>2.5 Odstraňování rizikových prvků na KČOV.....</b>	<b>15</b>
<b>2.6 Těžké kovy a účinnost při jejich odstraňování.....</b>	<b>16</b>
<b>2.7 Kumulace těžkých kovů.....</b>	<b>18</b>
<b>2.8 Formy Fe a Mn v odpadních vodách v mokřadním systému.....</b>	<b>19</b>
<b>2.9 Význam vegetace v procesu čištění.....</b>	<b>21</b>
2.9.1 Mokřadní a vodní rostliny.....	22
<b>2.10 Nová koncepce uspořádání vegetačních kořenových čistíren.....</b>	<b>22</b>
<b>2.11 Účinnost čištění.....</b>	<b>25</b>
<b>3. MATERIÁL A METODIKA.....</b>	<b>27</b>
<b>3.1 Charakteristika lokalit.....</b>	<b>27</b>
<b>3.2 Odběr sedimentů a jejich analýza.....</b>	<b>29</b>
<b>3.3 Odběr vody a její analýza.....</b>	<b>30</b>

<b>3.4 Laboratorní metody.....</b>	<b>32</b>
3.4.1 Stanovení celkové rtuti, železa a manganu.....	32
3.4.2 Stanovení Fe <sup>2+</sup> .....	33
3.4.3 Stanovení ostatních prvků.....	33
<b>3.5 Použité chemikálie.....</b>	<b>33</b>
<b>4. VÝSLEDKY A DISKUZE.....</b>	<b>35</b>
4.1 Výsledky obsahu forem železa a manganu na KČOV.....	35
4.2 Celkové obsahy dalších vybraných prvků v odpadních vodách.....	40
4.3 Celkové obsahy prvků v sedimentech.....	43
4.4 Průměrné rychlosti ukládání vybraných prvků v sedimentech.....	45
<b>5. ZÁVĚR.....</b>	<b>47</b>
<b>6.PŘÍLOHY.....</b>	<b>49</b>
6.1 Seznam příloh.....	49
<b>7. SEZNAM POUŽITÉ LITARATURY.....</b>	<b>55</b>

# 1.ÚVOD

Mokřady mohou poskytovat účinnou možnost pro úpravu běžné odpadní vody. Je to způsob čištění známý velice dlouhou dobu. V posledních čtyřiceti letech se však charakter tohoto čištění změnil a začínají se kromě přírodního mokřadů budovat i umělé mokřady, které se často označují jako kořenové čistírny odpadních vod (KČOV). Ukazuje se, že tyto KČOV má smysl budovat hlavně pro menší obce nebo pro roztroušené zástavby. Jedná se sice o alternativní způsob čištění, ale může vykazovat vysokou odstraňovací účinnost, zvláště pro některé prvky. Bylo prokázáno, že zejména hliník, zinek, uran a olovo jsou v systémech umělých mokřadů významně eliminovány. U některých prvků, jako je např. kadmium byla na některých čistírnách prokázána také vysoká míra eliminace, ale na jiných zase spíše vymývání ze systému. Její nespornou výhodou je také její začlenění do krajiny, tzn. že vybudováním umělého mokřadu zůstává ráz krajiny zachován.

## **2. LITERÁRNÍ PŘEHLED**

### **2.1 Přirozené mokřady**

Mokřady jsou přechodné přírodní útvary (Etherington, 1983; Orme, 1990; Gopal et al., 1990; Maltby, 1991). Všeobecně lze konstatovat, že mokřady jsou oblasti, kde saturace půdy vodou je hlavní faktor, který určuje povahu půdy a typ flóry a fauny žijící v zemi nebo na jejím povrchu (Vymazal, 1995). Definice a klasifikace mokřadů prošla mnoha fázemi a přesná definice není stále na obzoru (Vymazal, 1995). Většina definic mokřadu však obsahuje tři hlavní komponenty (Mitsch a Gosselink, 1986):

1. Mokřady jsou rozlišeny přítomností vody.
2. Mokřady mají specifické půdy, které se liší od suchozemských systémů.
3. Mokřady podporují růst vegetace adaptované na půdní saturaci vodou, tzv. hydrofyta a naopak jsou charakterizovány nepřítomností rostlin netolerantních k zatopení.

### **2.2 Základní charakteristiky mokřadů**

#### **2.2.1 Vegetace**

Mokřadní vegetace je nazývána hydrofytní (Vymazal, 1995). Federal Manual (1989) definuje hydrofytní vegetaci jako makrofytní rostlinný život rostoucí ve vodě, půdě nebo v substrátu, ve kterém je alespoň periodicky kyslíkový deficit v důsledku vysokého vodního obsahu. Environmental Laboratory (1987) definuje hydrofytní vegetaci jako souhrn makrofytního rostlinného života v oblastech, kde frekvence a délka zaplavení nebo půdní saturace ovlivňuje složení rostlinného společenstva. Vegetace, která se vyskytuje v mokřadech může být tvořena více než jedním druhem, tzv. společenstvy. Stručně shrnuto, hydrofytní vegetace jsou takové rostlinné druhy, které jsou schopny růst v zamokřeném, a tedy anaerobním, půdě (Vymazal, 1995).

#### **2.2.2 Půda**

Půda je komplex anorganického a organického materiálu na zemském povrchu, který odráží dlouhodobé změny prostředí (Jenny, 1961). Mokřadní půdy jsou jednak médiem, kde probíhají mnohé transformační chemické procesy a jednak prvořadým místem, kde jsou ukládány dostupné živiny pro většinu mokřadních rostlin (Mitsch a Gosselink, 1986). Mokřadní půda je většinou označována jako hydrická. Hydrické půdy jsou saturovány nebo zaplaveny vodou dostatečně dlouhou dobu během vegetačního



období, aby se vytvořily anaerobní podmínky, které podporují růst a obnovu hydrofytní vegetace (US DA-US SCS, 1985). Hydrické půdy lze rozdělit do dvou hlavních skupin (Mitsch a Gosselink, 1986; Environmental Lab., 1987):

- 1) organické půdy
- 2) minerální půdy

### **2.2.2.1. Organické půdy**

Cowardin et al. (1979) definují organické půdy a organické půdní materiály podle následujících kritérií saturace:

1. Jsou saturovány vodou dostatečně dlouhou dobu nebo jsou uměle odvodněny a s výjimkou živých kořenů a) mají 18% a více organického uhlíku v případě, že v minerální frakci je 60% a více jílu; b) mají 12% a více organického uhlíku v případě, že frakce neobsahuje jíl nebo c) mají obsah organického uhlíku mezi 12 a 18% v případě, že obsah jílu v minerální frakci je mezi 0 a 60% nebo:
2. Nejsou nikdy saturovány vodou na delší dobu než několik dní a mají 20% a více organického uhlíku.

Organické půdy jsou formovány akumulací organické hmoty v případě, že produkce biomasy převyšuje dekompozici (Johnston, 1991). Dlouhodobé zaplavení, nízké pH a nízké teploty snižují rychlost dekompozice (Curtis, 1959; Mitsch a Gosselink, 1986; Tiner a Venemen, 1987). Většina organických půd se vyskytuje v mokřadech, kde je nízká rychlost dekompozice vzhledem k nedostatku kyslíku (Johnston, 1991).

### **2.2.2.2. Minerální půdy**

Většina minerálních půd se skládá z aluviálních materiálů. Jen velmi málo minerálních mokřadních půd je vytvořeno na základě vlastního materiálu. Minerální půdy jsou nesmírně variabilní od prakticky polotekutých půd až po masivní prismatické struktury, např. v periodicky vynořených mokřadech (Vymazal, 1995).

Minerální půdy jsou charakterizována podle Cowardina et al. (1979) takto:

1. Nejsou nikdy saturovány vodou po více než několik dní a mají méně než 20 (hmotnostních) % organického uhlíku nebo:
2. Jsou saturovány vodou po dlouhou dobu nebo byly uměle odvodněny a mají a) méně než 18 (hmotnostních) % organického uhlíku v případě, že 60% a více minerální frakce je jíl; b) méně než 12 (hmotnostních) % organického uhlíku v případě, že frakce neobsahuje jíl nebo c) obsah organického uhlíku je mezi 12 a 18% v případě, že obsah jílu v minerální

frakci je mezi 0 a 60%. Půdní materiály, které mají více organického uhlíku než uvedená množství, jsou klasifikována jako organické.

### **2.2.3. Hydrologie**

Hydrologie mokřadů je definována podle Environmental Laboratory (1987) takto: Termín hydrologie zahrnuje hydrologické charakteristiky oblastí, které jsou periodicky zaplavovány a mají půdy, které jsou saturovány až k povrchu během vegetačního období. Oblasti s evidentní charakteristikou mokřadní hydrologie jsou takové, kde přítomnost vody má rozhodující vliv na charakteristiku přítomné vegetace a půdy vzhledem k anaerobním a redukčním podmínkám. Takové charakteristiky se většinou vyskytují v oblastech, které jsou zaplaveny nebo mají půdu zaplavenou dostatečně dlouho, aby se mohly vytvořit hydrické půdy, které podporují vegetaci typicky adaptovanou pro život v periodicky anaerobních půdních podmínkách. Hydrologie je nejméně přesný parametr a indikátory mokřadní hydrologie je často obtížné v praxi nalézt, avšak je naprosto nezbytné určit, že mokřad je periodicky zaplavován nebo má saturovanou půdu v průběhu vegetačního období.

Hydrologie je pravděpodobně nejdůležitějším elementem, který určuje utváření a přetrvávání specifických typů mokřadů a mokřadních procesů (Mitsch a Gosselink, 1986). Hydroperioda nebo hydrologický stav daného mokřadu mohou být sumarizovány jako výsledek těchto faktorů: 1) vyváženost přítoku a odtoku vody, 2) povrchový reliéf krajiny a 3) podpovrchová geologie a stav podzemní vody.

### **2.2.4. Základní procesy**

V mokřadních půdách dominují anaerobní podmínky, které jsou indukovány saturací a zaplavením vodou. Nejvýznamnější efekt zaplavení je izolace půdního systému od atmosférického kyslíku, čímž se systém mění od aerobního a oxidačního na anaerobní a redukční (Faulkner a Richardson, 1989). V zaplavených nebo vodou saturovaných půdách se oxidační metabolismus objevuje pouze v tenké oxické vrstvě na povrchu, zatímco v hlubších horizontech probíhají anoxické procesy (Aomine, 1962; Stepniewski a Glinski, 1988). Bylo prokázáno, že aerobní aktivita je limitována již několik milimetrů pod zaplaveným povrchem organické půdy (Dickinson, 1974). Optimální podmínky pro anaerobní bakterie nastávají v oblasti neutrálního pH (Aomine, 1962). Zaplavení půdy zvyšuje pH kyselých půd a snižuje pH alkalických půd, přičemž pH těchto půd se pohybuje v oblasti neutrálních hodnot (Mohanty, 1969; Mohanty a Patnaik, 1975). pH

většiny minerálních půd se pohybuje v rozmezí 6,7 až 7,2 nezávisle na hodnotách pH odvodněné půdy (Ponnamperuna, 1984). V případě, že obsah organické hmoty v půdě s vysokým pH je nízký, nemusí pH zaplavené půdy klesnout pod 8,0 (Laanbroek, 1990).

## **2.3. Umělé mokřady**

### **2.3.1 Definice**

Umělé mokřady jsou definovány jako uměle vytvořený komplex zvodnělého nebo mělce zaplaveného zemního lože, emerzní, submerzní nebo plovoucí vegetace, živočichů a vody, který napodobuje přirozené mokřady pro praktické využití (Hammer a Bastian, 1989).

### **2.3.2 Klasifikace**

Podle vegetace, kterou je vegetační pole osázeno, můžeme umělé mokřady rozdělit do tří skupin (Vymazal 1995):

- mokřady s plovoucími rostlinami
- mokřady s ponořenými (submerzními) rostlinami
- mokřady s vynořenými (emerzními) rostlinami

Mokřady s emerzními rostlinami jsou nejvhodnější k přímému čištění odpadních vod a je možné je vybudovat v několika variantách:

- s povrchovým tokem
- s podpovrchovým horizontálním tokem
- s podpovrchovým vertikálním tokem

Kořenové čistírny odpadních vod (dále jen KČOV) v České republice většinou využívají podpovrchového horizontálního toku (Vymazal, 1995).

#### **2.3.2.1 Umělé mokřady s povrchovým tokem**

Vegetační kořenové čistírny s povrchovým horizontálním prouděním mají charakter plošného přerodu ploch s vlhkomilnými a mokřadními rostlinami (Šálek a Tlapák, 2006). Čištění odpadní vody se uskutečňuje při průtoku odpadní vody hustým porostem mokřadních rostlin, které rostou v relativně málo propustném substrátu. K odstraňování znečištění z odpadních vod dochází především působením mikroorganismů, které rostou na ponořených částech rostlin a tlejících zbytcích rostlin na dně. Značné množství vody může

při tomto způsobu čištění prosakovat do podzemních vod, jelikož tyto systémy často nejsou odděleny od podloží nepropustnou bariérou (Vymazal, 1995). Povrchový tok (ron) vody je charakteristický velmi malými průtočnými rychlostmi v nízké vrstvě vody, a tím zapříčiňuje intenzivní sedimentaci usaditelných částic na počátku půdního filtru. Při tenké vrstvě vody dochází k dostatečnému styku vodního prostředí s ovzduším a k dobrému okysličování vody. Příznivé podmínky urychlují proces čištění a nitrifikace; tím se výrazně snižuje amoniakální znečištění. Část uvolněných živin je poutána biomasou (Šálek a Tlapák, 2006).

#### **2.3.2.2 Umělé mokřady s podpovrchovým horizontálním tokem**

Vegetační kořenovou čistírnu s podpovrchovým horizontálním průtokem tvoří těsněná jímka, naplněná filtračním materiálem a osázená mokřadními nebo vlhkomilnými rostlinami (Šálek a Tlapák, 2006). Základním principem tohoto způsobu čištění je horizontální průtok odpadní vody propustným substrátem, který je osázen mokřadními rostlinami. Substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k ucpávání a následnému povrchovému odtoku. Při průchodu odpadní vody substrátem dochází k vysokému stupni odstraňování organických a nerozpuštěných látek a mikrobiálního znečištění. Odstraňování dusíku a fosforu je nižší, ale tyto systémy nejsou určeny speciálně pro odstraňování těchto živin (Vymazal, 1995).

#### **2.3.2.3 Umělé mokřady s vertikálním podpovrchovým tokem**

Při tomto způsobu čištění je odpadní voda přerušovaně přiváděna na povrch lože osázeného mokřadními rostlinami. Voda prosakuje vrstvami šterku a písku, je sbírána na dně drenážními trubkami a poté odváděna ze systému. Principiálně je tento způsob shodný se zemní filtrací.

Čistící systém s vertikálním průtokem musí být navržen s několika paralelními loži, která jsou střídavě zaplavována. Zaplavování a vysoušení loží má za následek střídání oxidačních a redukčních podmínek, které jsou vhodné pro procesy nitrifikace/denitrifikace a adsorpce fosforu (Hill a Shawney, 1981; Brix, 1993).

Dělí se na vegetační čistírny s vertikálním prouděním směrem dolů a vegetační čistírny s vertikálním prouděním směrem vzhůru.

### **a) Vegetační kořenové čistírny s prouděním dolů**

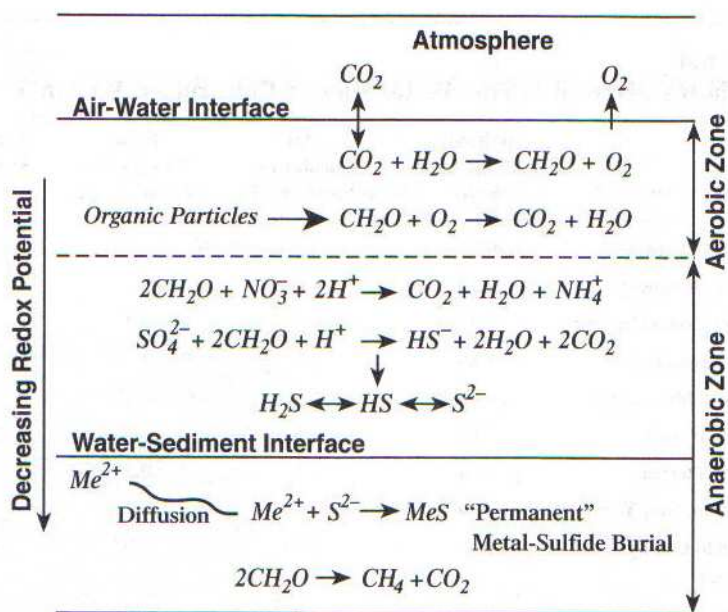
Zde se odpadní voda přivádí na povrch, resp. mělce pod povrch vegetační čistírny, v zimním období při záporných teplotách do rozdělovacího potrubí umístěného v hloubce, kde není nebezpečí zamrzání. Odpadní voda se filtruje porézním materiálem a je odváděna sběrným drénem, uloženým na dně těsněné jámky. Jámkou těsníme fólií, jílovým těsněním, případně se umísťují do speciálně upravených nádrží. V extrémních klimatických podmínkách se před zimou vegetační čistírna zatopí, povrch zátopy se nechá zamrznout a odpadní voda se přivádí pod led (Šálek a Tlapák, 2006).

### **b) Vegetační kořenové čistírny s vertikálním prouděním směrem vzhůru**

Je uspořádání obdobné s tím rozdílem, že odpadní voda se přivádí k těsněnému dnu vegetační čistírny do rozdělovacího potrubí, příp. pod perforované dno, filtruje se přechodovým filtrem a filtračním prostředím směrem vzhůru; na povrch přepadá do sběrného žlábků, resp. je odváděna sběrným drénem uloženým pod povrchem, při celoročním provozu v hloubce, kde nedochází k jejímu zamrznutí. Tato hloubka se určí individuálně se zřetelem na půdní druh, množství a teplotu přitékající odpadní vody a vegetační kryt. Tento způsob uspořádání se využívá u zařízení s letním provozem; docilují se s ním velmi dobré výsledky. Při celoročním použití jsou nezbytná opatření na ochranu před zamrzáním vhodným tepelně izolačním krytem, odvodem jímacím potrubím uloženým pod terénem, zatopením filtru a odváděním čištěné odpadní vody z vrstvy pod ledem apod. Vegetační kořenové čistírny se osvědčily i při přerušovaném provozu. V době mimo provoz se napouští do filtračního prostředí dešťová voda, po zahájení provozu je zařízení okamžitě funkční (Šálek a Tlapák, 2006).

## **2.4 Mechanismy odstraňování znečištění na KČOV**

Čistící procesy v mokřadním prostředí tvoří procesy fyzikální, zejména sedimentace a filtrace, probíhající v porézním filtračním prostředí. Z fyzikálně chemických procesů se jedná především o adsorpci. Chemické procesy spočívají ve srážení sloučenin a rozkladu méně stabilních látek, oxidaci a redukci (Šálek a Tlapák, 2006). Jedním z procesů, které napomáhají odstraňování kovů je ukládání ve formě sraženiny, tvořené sulfidy kovů (Crites et al., 2005). Tento proces je naznačen na obrázku č.1.



Obrázek č.1: Schéma ukládání kovových sulfidů v mokřadu (USEPA, 1999)

Za anaerobních podmínek jsou ionty rtuti biometylovány mikroorganismy na methylrtuť, která je jednou z nejtoxičtějších forem rtuti (Kadlec and Knight, 1996). Proces, který může zabraňovat methyloaci je právě srážení ve formě sulfidů (Crites et al., 2005).

Biologické procesy zabezpečují mikroorganismy, tvoří je rozklad dusíkatých organických látek proteolytickými a amonizačními bakteriemi, nitrifikace bakteriemi nitrifikačními, příp. denitrifikace bakteriemi denitrifikačními, rozklad celulózy metanobakteriemi (za aerobních podmínek) a celulólytickými bakteriemi a mykobakteriemi (za aerobních podmínek), rozklad tuků lypolitickými bakteriemi, rozklad škrobů a cukrů amylolytickými bakteriemi a rozklad organických a anorganických sloučenin fosforu fosfobakteriemi (Šálek a Tlapák, 2006).

Při čištění odpadních vod v kořenových čistírnách se uplatňuje celá řada procesů, které jsou shrnuty v tabulce č.1.

Tabulka č.1: Mechanismy uplatňující se při čištění odpadních vod v umělých mokřadech (Stowell et al. 1981). UNL-usaditelné nerozp. látky, KL-koloidní látky, TK-těžké kovy, TROL-těžce rozložitelné org. látky, B+V-baktérie a viry, N-dusík, P-fosfor

Mechanismy	Účinek	Odstraňované látky	Způsob odstraňování
<b>Fyzikální</b>			
Sedimentace	primární	UNL	gravitační usazování
	sekundární	KL	
	vedlejší	BSK, N, P, TK, TROL, B+V	
Filtrace	sekundární	UNL, KL	mechanická filtrace při průchodu odpadní vody zeminou a kořeny
Adsorpce	sekundární	KL	van der Waalovy síly
Těkání	sekundární	N	těkání amoniaku z odpadní vody
<b>Chemické</b>			
Srážení	primární	P, TK	srážení nerozp. sloučenin
Adsorpce	primární	P, TK	adsorpce na povrchu zemního materiálu a rostlin
	sekundární	TROL	
Rozklad	primární	TROL, B+V	rozklad a změny méně stabilních látek působením UV záření, oxidace a redukce
<b>Biologické</b>			
bakteriální metabolismus	primární	KL, BSK, N, TROL	odstraňování uvedených látek suspendovanými, bentickými a epifytickými baktériemi
rostlinný metabolismus	sekundární	TROL, B+V	příjem a využití organických látek rostlinami; exkrementy kořenů mohou být toxické pro organismy enterického původu
rostlinná adsorpce	sekundární	N, P, TK, TROL	za určitých podmínek jsou významná množství těchto látek přijímána rostlinami
Přirozený úhyn	primární	B+V	přirozený úhyn organismů v nevhodných podmínkách

## 2.5 Odstraňování rizikových prvků na KČOV

Výskyt těžkých kovů v „klasických“ čistírenských kalesích pochází především z domácích zdrojů, povrchového smyvu ulic a průmyslových odpadních vod, vypouštěných do jednotné kanalizace (Smith, 1996). Akumulací kovů v sedimentech KČOV při čištění komunálních odpadních vod se zabývá jen několik pracovišť (Obarska-

Pempowiak, 2001; Vymazal, 2003; Vymazal a Krása, 2003, Lesage et al. 2007). Za odstraňování kovů na KČOV jsou odpovědné tři hlavní procesy: (i) jejich vazba do sedimentů a půd, (ii) vysrážení v podobě nerozpustných solí (většinou sulfidy a oxohydroxidy), a (iii) jejich příjem rostlinami a bakteriemi. Naše znalosti o průběhu odstraňování kovů na KČOV jsou ale i tak stále ještě velmi malé (Kadlec and Knight, 1996). Akumulační hladiny těžkých kovů (kromě železa a manganu) v sedimentu a rostlinách se logicky zvyšují s dobou provozování a zatížením systému KČOV (Lesage et al., 2007). Jemně zrnitý sediment KČOV většinou obsahuje značné množství organických látek, kde se hromadí i tyto kovy. Naopak hrubozrný a víceméně inertní materiál (šterk, oblázky) tvořící kořenové lože zůstává nekontaminován, protože má velmi malou afinitu ke kovům (Gambrell, 1994). Proto také se podíl této části systému (kameniva) KČOV na odstraňování kovů nehodnotí, za akumulaci kovů je odpovědný sediment-kal přítomný v pórech kameniva (Lesage et al., 2007).

V anaerobních podmínkách mokřadů jsou železité ionty a manganičité sloučeniny redukovány na železnaté a manganaté, které jsou velmi rozpustné, a tím dochází k jejich vyplavování ze systému. Když jsou v systému přítomny sírany, pak v anaerobním prostředí dochází k jejich redukcí na sulfan (sirovodík), který může vytvářet s přítomnými kovovými ionty nerozpustné sulfidy. Tyto sulfidy mohou být oxidovány v aerobním prostředí za současného uvolňování kovových iontů (Gardiner, 1974). K této oxidaci dochází i působením difuze kyslíku z kořenů do okolní kořenové zóny (Holmer et al., 1998).

V aerobních podmínkách, hlavně v blízkosti kořenů, kde difunduje kyslík, se sráží oxidované formy železa a manganu. V těchto sraženinách se simultánně sráží další rizikové prvky a těžké kovy. Především jde o amorfní hydroxidy a oxid-hydroxidy. Nikl, měď, zinek a mangan se sráží v železitých sloučeninách, v oxidech manganu se sráží kobalt, železo, nikl, zinek (Stumm, Morgan, 1996). Nesmíme opomenout ani vliv pH, který hraje důležitou roli při sorpci kovů (Yuh Shan Ho, 2005). Maximální sorpční schopnost byla pozorována blízko neutrálního prostředí pro  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$  a  $\text{Ni}^{2+}$  zatímco pro  $\text{Pb}^{2+}$  se sorpce pohybovala v kyselém prostředí pro pH nižší nežli 4 (Sag a Kutsal, 1995).

## 2.6 Těžké kovy a účinnost při jejich odstraňování

Kovy ve stopových koncentracích byly prokázány ve všech odpadních vodách a kalech. Průmyslové a hospodářské aktivity jsou hlavním zdrojem znečištění, ale odpadní



vody ze domácností mohou vykazovat také významné koncentrace kovů. Kovy s největším zastoupením jsou měď, nikl, olovo, zinek a kadmium a důvodem pro znepokojení je možnost jejich vstupu do potravního řetězce nebo zásob spodní vody. Vysoké procento kovů obsažených v odpadní vodě je akumulováno v kalu, vytvořeném během procesu čištění odpadní vody. Následkem toho jsou kovy často určujícím parametrem pro nakládání s kaly (Crites et al., 2005).

Tabulka č.2: Koncentrace kovů v odpadní vodě a požadavky pro zavlažovací a zásobování pitnou vodou (USEPA, 1981)

a) Střední hodnoty průměrné komunální odpadní vody

b) Pro vody užívané v nekonečném časovém období na libovolný druh půdy

c) Pro vody užívané do 20 let na jemně zrnitou půdu, pokud jsou na ní pěstovány citlivé rostliny

Kov	Neupravená odpadní voda <sup>a</sup> (mg/l)	Pitná voda (mg/l)	Zavlažování (mg/l)	
			Kontinuální <sup>b</sup>	Krátkodobé <sup>c</sup>
Kadmium	<0,005	0,01	0,1	0,05
Olovo	0,008	0,05	5,0	10,0
Zinek	0,04	0,05	2,0	10,0
Měď	0,18	1,0	0,2	5,0
Nikl	0,04	-	0,2	2,0

Poznámka: Koncentrace Ni v pitné vodě je dle aktuální legislativy omezena max. hodnotou 20 µg/l (norma „Pitná voda 98/83 EU“)

Výsledky odstraňování těžkých kovů v Sacramento, New Yorku a Praze jsou prezentovány v tabulce č. 3.

Tabulka č.3: Výsledky odstraňování kovů v kořenových čistírnách odpadní vody (USEPA, 1999; Nolte Associates, 1999; Hendry et al., 1979)

<sup>a</sup> Během 5 let monitorování klesla koncentrace arsenu na nátok z 3,25 na 2,33 µg /l, zatímco koncentrace arsenu na odtoku se pohybovala od 2,34 do 3,77 µg/l

Lokalita	Kov	Nátok (µg/l)	Odtok (µg/l)	Účinnost odstranění
Praha	Hliník	451	<40	91
Sacramento, California	Antimon	0,43	0,18	58
Sacramento, California	Arsen	2,37 <sup>a</sup>	2,80	-18
Brookhaven, New York	Kadmium	43	0,6	99
Sacramento, California	Kadmium	0,08	0,03	63
Brookhaven, New York	Chrom	160	20	88
Sacramento, California	Chrom	1,43	1,11	23
Brookhaven, New York	Měď	1510	60	96
Sacramento, California	Měď	7,44	3,17	57
Brookhaven, New York	Železo	6430	2140	67
Sacramento, California	Olovo	1,14	0,23	80

Brookhaven, New York	Olovo	1,7	0,4	76
Brookhaven, New York	Mangan	210	120	43
Sacramento, California	Rtuť	0,011	0,004	64
Brookhaven, New York	Nikl	35	10	71
Sacramento, California	Nikl	5,80	6,84	-18
Sacramento, California	Stříbro	0,53	0,09	83
Brookhaven, New York	Zinek	2200	230	90
Sacramento, California	Zinek	35,82	6,74	81

Koncentrace hliníku, zinku, mědi a manganu se vzdáleností od nátoků na KČOV klesají, jak je prezentováno v tabulce č.4.

Tabulka č.4.: Odstraňování kovů v závislosti na vzdálenosti od nátoků v kořenové čistírně odpadních vod v Nučicích (Praha) (Vymazal and Krása, 2003).

Kov	0 m	5 m	16 m	32 m	48 m	60 m	62 m
Hliník	451	126	65	47	46	<40	<40
Měď	11,3	4,1	3,0	<2,0	<2,0	<2,0	<2,0
Mangan	278	47	52	39	41	45	53
Zinek	198	106	12	7,3	3,6	<5,0	<5,0

V Santee (Kalifornie) je odstraňovací účinnost pro měď, zinek a kadmium 99%, 97% a 99% (Gersberg et al., 1984). Výsledky odstraňování kovů v Hardinu, Kentucky jsou prezentovány v tabulce č.5.

Tabulka č.5: Odstraňování kovů v kořenové čistírně odpadních vod v Hardinu, Kentucky (Crites et al., 2005)

Kov	Rozpětí na nátoků (µg/l)	Průměr na nátoků (µg/l)	Rozpětí na odtoku (µg/l)	Průměr na odtoku (µg/l)	Účinnost odstranění (%)
Hliník	380-3800	1696	<50-100	<50	>97
Měď	20-190	77	<10	<10	>87
Železo	310-2400	1111	370-2900	1234	-10
Mangan	44-480	258	64-590	288	-10
Zinek	20-120	64	<10	<10	>84

## 2.7 Kumulace těžkých kovů

Mokřady mají velký potenciál pro odstraňování těžkých kovů (Vymazal, 1995). (Behrends et al., 1994) potvrdil, že různé těžké kovy jsou v částech orobince širokolistého (*Typha latifolia*) i rákosu obecného (*Phragmites australis*) akumulovány značně

nerovnoměrně. Nejvyšší koncentrace byly nalezeny v kořenech, nižší koncentrace v oddencích a výrazně nejnižší koncentrace byly nalezeny v nadzemních částech. Navíc bylo prokázáno, že velká většina odstraněných těžkých kovů zůstává nevratně kumulována v zemním loži (Miao et al. 1994). Jedním z důvodů, proč jsou těžké kovy zadržovány v substrátu je tvorba nerozpustný sloučenin železa a manganu v blízkosti povrchu kořenů. Následkem difúze kyslíku z kořenů do okolního prostředí vzniká vysoký redoxní gradient, jehož výsledkem je srážení železa ve formě komplexního oxohydrátu (FeOOH). Tato sráženina poskytuje efektivní bariéru pro příjem těžkých kovů kořeny, neboť tyto kovy jsou zadržovány simultánním srážením v matrici FeOOH (Ye et al., 1994).

## 2.8 Formy Fe a Mn v odpadních vodách v mokřadním systému

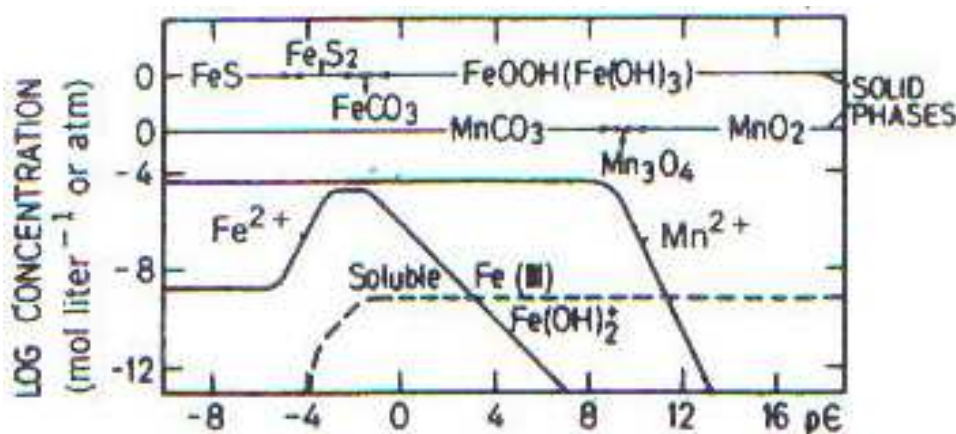
Některé prvky (např. Fe, Mn, Cr, As, N, S) se vyskytují ve vodách v různém oxidačním stupni, s čímž souvisí i jejich rozdílné chemické a biologické vlastnosti a mobilita v prostředí (Pitter, 1999).

V kořenových čistírnách odpadních vod jsou podmínky v substrátu většinou anaerobní a redukční (Faulkner a Richardson, 1989; Kadlec a Knight, 1996). Stupeň nebo míru „redukčnosti“ prostředí je možno stanovit měřením oxidačně-redukčního potenciálu ( $E_H$ ) (Dušek a Píček, 2008).

Při nízkých koncentracích rozpuštěného kyslíku přestává být kyslík dominantním akceptorem elektronů a  $E_H$  je určován dalšími oxidačně redukčními systémy. S klesajícími hodnotami redoxního potenciálu dochází po řadě k redukci  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Mn}^{IV}$ ,  $\text{Fe}^{III}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , a pokud už není dostupný žádný z těchto akceptorů, dochází k redukci  $\text{CO}_2$ , resp. k methanogenezi (Vymazal a kol., 1998). Redukce železa představuje přechod od mírně aerobních k silně redukčním podmínkám (Lovley, 1995). Ve vodě protékající umělým mokřadem převládá forma  $\text{Fe}^{II}$ . V přitékající vodě je téměř veškeré železo redukováno, voda odebraná z vegetačního pole a voda z odtoku obsahuje i formu  $\text{Fe}^{III}$ . Vyšší koncentrace  $\text{Fe}^{III}$  byly stanoveny ve vzorcích z hloubky 20 cm v místech vzdálených 3 m, 5 m a 10 m od nátokové zóny. Blíže k nátoku není tento trend zřejmý. Současně podíl  $\text{Fe}^{III}$  zjevně roste se vzdáleností od nátoku. Největší podíl  $\text{Fe}^{III}$  byl zaznamenán na odtoku a ukazuje, že procentuální zastoupení  $\text{Fe}^{III}$  stoupá se vzdáleností od nátoku. V příčném průřezu vedeném 1 m od nátoky byly určeny průměrné hodnoty za sezónu maximálně

8,6%  $\text{Fe}^{\text{III}}$  z celkové koncentrace železa, naproti tomu v 10 m od nátoky vzrostlo zastoupení  $\text{Fe}^{\text{III}}$  až k 25,9%. V prvně jmenovaném příčném průřezu se jednotlivé hloubky jednotlivých transektů v procentuálním zastoupení  $\text{Fe}^{\text{III}}$  téměř neliší. Rozdíly jsou patrné až v druhém zmíněném příčném průřezu vzdáleném 10 m od nátoky, kde se hloubky v jednotlivých transektech významněji rozrůžňují. Zatímco střední transekt podle očekávání vykazuje vyšší procento  $\text{Fe}^{\text{III}}$  v hloubce 20 cm než v hloubce 60 cm, ostatní dva naznačují opak (Diáková, 2007).

Závislost mezi  $p_e$  a koncentrací forem Mn a Fe ukazuje obrázek č.2.



Obrázek č.2: Rovnovážná koncentrace forem Fe vyjádřená jako funkce  $p_e$  při  $pH=7,0$  (Stumm an Morgan, 1996)

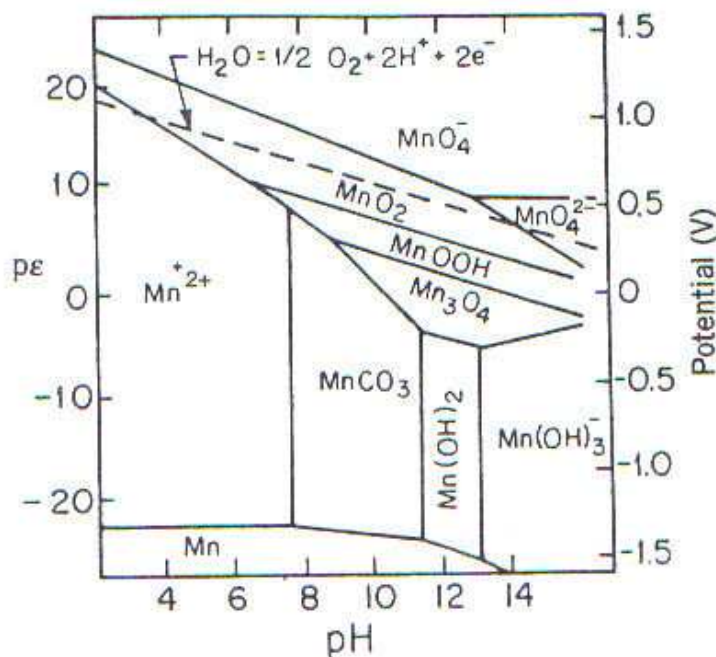
Poznámka:  $p_e$  – aktivita elektronů v rovnováze

Ačkoli je  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  termodynamicky důležitý, byl v obrázku č.2. ignorován jako mezistupeň při redukci oxidu železa na  $\text{Fe}^{\text{II}}$ . Jak ukazuje obrázek č. 2., v přítomnosti  $\text{O}_2$  a při  $p_e > 11$  jsou železo a mangan stabilní pouze jako pevné oxidované oxidy. Rozpustné formy jsou přítomny v koncentracích nižších než  $10^{-9}$  M. Koncentrace rozpustného železa a manganu ( $\text{Fe}^{2+}$  a  $\text{Mn}^{2+}$ ), se zvyšuje s klesajícím  $p_e$ , nejvyšší koncentrace jsou dány rozpustností  $\text{FeCO}_3(\text{s})$  a  $\text{MnCO}_3(\text{s})$ , v tomto pořadí (Stumm and Morgan, 1996).

Málo studií se zabývalo celkovým a rozpuštěným Mn na nátoky a odtoků v kořenových čistírnách odpadních vod a přeměnami mezi nerozpuštěnými a rozpuštěnými formami Mn. Goulet and Pick (2001) uvádějí přeměnu z rozpuštěného na nerozpuštěný Mn během jara a léta a naopak během podzimu a zimy. To je dáno tím, že gradient  $E$  je rozdílný v teplém období (květen až říjen) a ve studeném (listopad až duben) (Dušek a Píček, 2008). S tím souvisí vyplavování rozpuštěného Mn na podzim a v zimě a redukce oxidů Mn v anoxických sedimentech.. Oxidy Mn jsou redukovány před oxidy Fe (Reddy

and D'Angelo, 1994).  $\text{Mn}^{\text{IV}}$  je redukován na  $\text{Mn}^{\text{II}}$ , který může migrovat přes rákosové pole, což vede k vyšší koncentraci rozpuštěného Mn na odtoku. (Lesage et al., 2005).

Závislost pe na pH ukazuje obrázek č.3.



Obrázek č. 3: pE-pH diagram pro systém Mn-CO<sub>2</sub>-H<sub>2</sub>O (25°C). Pevné skupenství představují Mn(OH)<sub>2</sub>(s), MnCO<sub>3</sub>(s), Mn<sub>3</sub>O<sub>4</sub>(s), γ-MnOOH(s) a γ-MnO<sub>2</sub> (Stumm and Morgan, 1996)

## 2.9 Význam vegetace v procesu čištění

V přírodních způsobech čištění znečištěných odpadních vod plní vegetace řadu důležitých a nezastupitelných funkcí, které je možné shrnout do těchto bodů:

- rostliny využívají živiny a stopové prvky obsažené v čištěné vodě k tvorbě biomasy a takto se výrazně podílejí na snížení nebezpečí eutrofizace;
- vegetace vytváří příznivé podmínky pro rozvoj mikroorganismů, nezbytných pro plnou funkci čisticích procesů;
- řasy a sinice produkují v procesu fotosyntézy kyslík a jsou jeho významným zdrojem zejména v procesu čištění v biologických nádržích;
- mokřadní rostliny dodávají do kořenové zóny chybějící kyslík a takto napomáhají k vyrovnaní kyslíkové bilance;
- transpirací převádějí značnou část vody do ovzduší, vytvářejí příznivé mikroklima v okolí přírodních způsobů čištění;

- rostliny v zimním období vytvářejí svým opadem tepelnou izolaci filtračního lože a výrazně snižují hloubku promrzání; stařinu je třeba na jaře odstranit, aby nebyla zdrojem sekundárního znečištění;
- většina rostlin, využívaných v přírodních způsobech čištění, plní estetickou funkci v krajině a urbanizovaném prostředí;
- environmentální charakter přírodních způsobů čištění není myslitelný bez vegetace (Šálek a Tlapák, 2006) .

### 2.9.1 Mokřadní a vodní rostliny

Podle Wetzela (1983) se mokřadní vegetace dělí do čtyř základních skupin:

- emerzní rostliny, rostoucí v zamokřených, resp. zatopených půdách (ostřice, rákos obecný, orobinec širokolistý aj.);
- submerzní rostliny, rostoucí v různých hloubkách (stolistek, růžkatec ponořený aj.);
- rostliny s plovoucími listy, kořenicí v sedimentech na dně nádrží v houbce 0,5 až 3 m (leknín bílý, stulík žlutý aj.);
- rostliny volně plovoucí na hladině vody (okřehek menší, tokozelka sličná – vodní hyacint aj.).

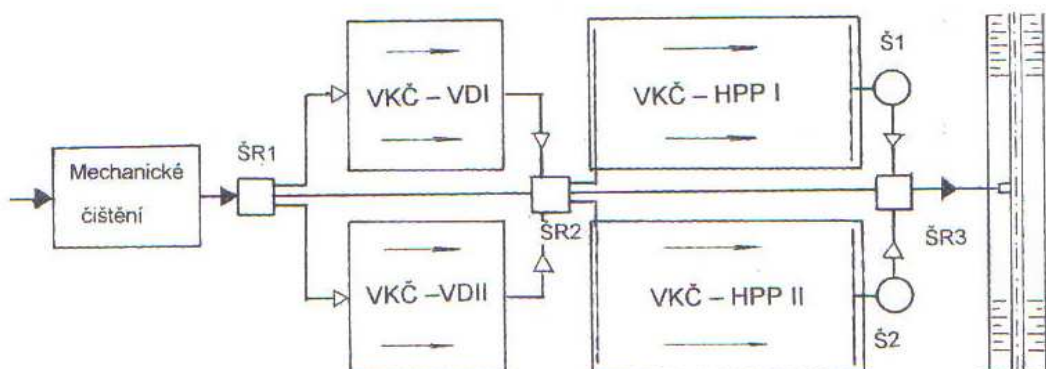
K nejužívanějším mokřadním rostlinám, využívaným ve vegetačních kořenových čistírnách, patří rákos obecný (*Phragmites australis*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*), chrastice (lesknice) rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), skřípinec jezerní (*Schoenoplectus lacustris*), orobinec širokolistý a úzkolistý (*Typha latifolia*, *T. angustifolia*), zepar vzpřímený (*Sparganium erectum*), sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*).

### 2.10 Nová koncepce uspořádání vegetačních kořenových čistíren

Nová koncepční uspořádání vegetačních kořenových čistíren druhé generace vycházejí především z poznatků výzkumu; podle Šálka a Tlapáka (2006) k nim patří zejména:

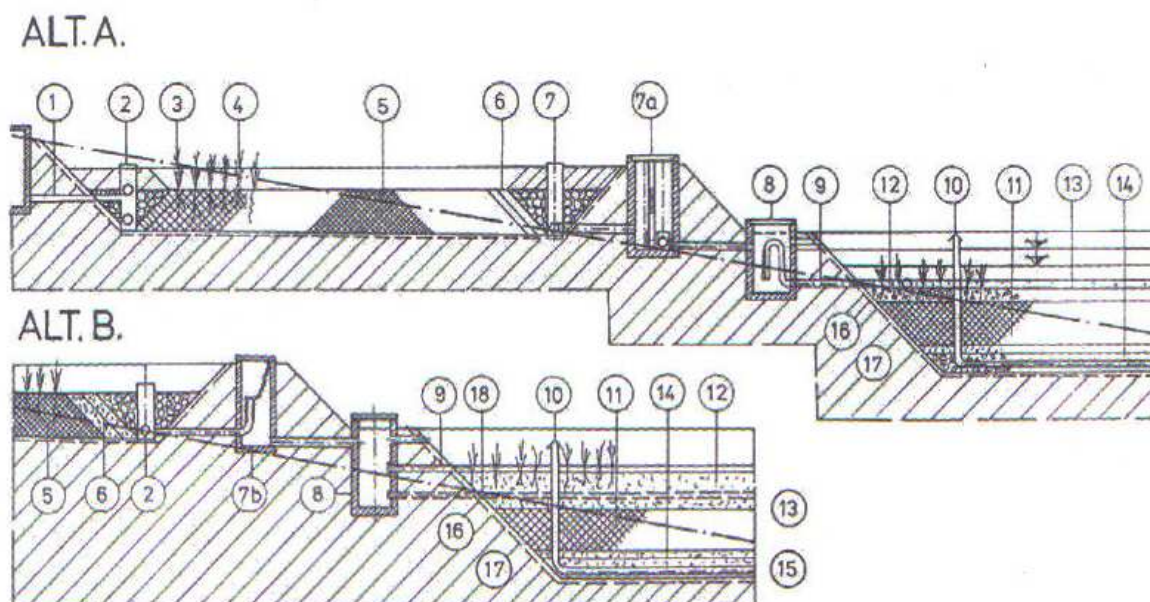
- a) Kaskádovité uspořádání vegetačních kořenových čistíren (VKČ) s vertikálním průtokem směrem dolů (VD I) a impulsním prázdňením a VKČ s horizontálním průtokem a podpovrchovým průtokem (HPP I). Navržené uspořádání povede ke

zvýšení příjmu kyslíku, snížení nebezpečí zakolmatování a zvýšení čistícího účinku. Kombinaci tvoří dvojice nádrží, vybavená obtoky a umožňující střídavý provoz



Obrázek č. 4. Kombinace vertikálně protěkaných VKČ s horizontálně protěkanými VKČ (Šálek a Tlapák, 2006)

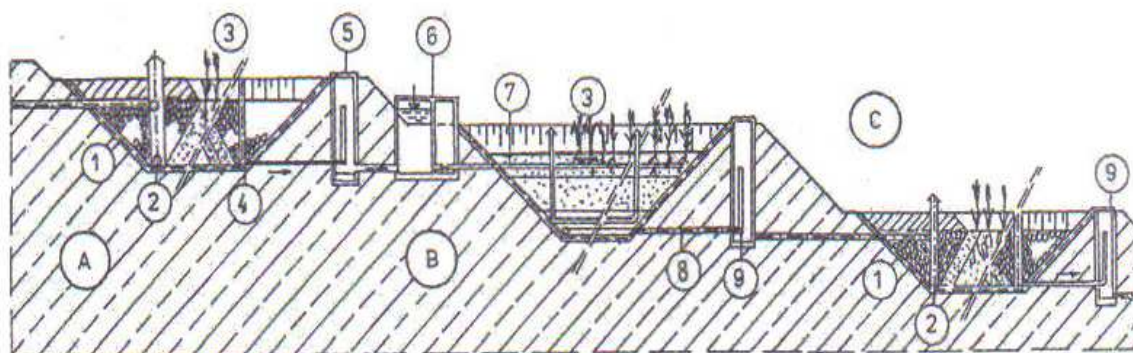
b) Kombinace horizontálně podpovrchově protěkané VKČ (HPP I) s vertikálně protěkanými VKČ (VD I); v prvních nádržích probíhá anaerobní režim, ve vertikálních nádržích s impulsním prouděním je režim aerobní s nitrifikací amoniaku, řez nádržemi je znázorněn na obrázku č.5. Alternativa a) se liší od b) jiným uspořádáním impulsního plnění: první alternativa využívá násoskové prázdnění vyrovnávací nádrže, druhá využívá elektroventily.



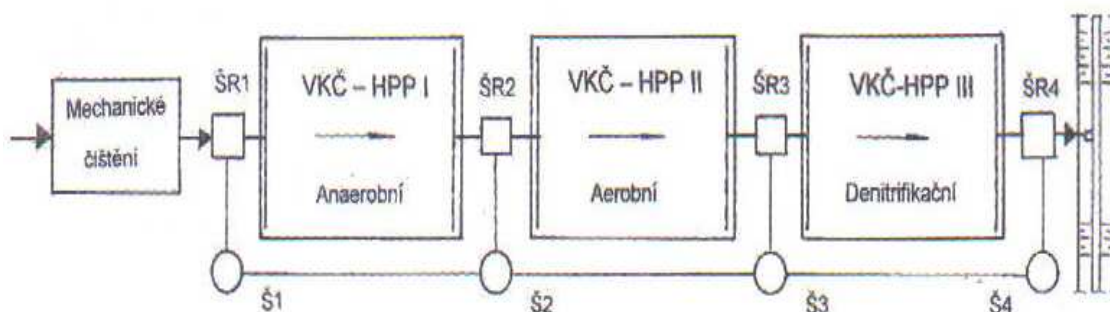
Obrázek č. 5. Kombinace horizontálně protěkaných VKČ s vertikálně protěkanými VKČ (Šálek a Tlapák, 2006): 1 – vtok OV, 2 – rozdělovací objekt, 3 – vegetace, 4 – přechodový filtr, 5 – půdní

substrát, 6 – filtr, 7 – jímací zařízení, 7a – regulační šachtice, 8 – dávkovací zařízení, 9 – přívod OV, 10 – zavzdušnění, 11 – půdní substrát, 12 – svrchní vrstva filtru, 13 – hladiny ve vertikální VKČ, 14 – filtr, 15 – odpadní potrubí, 16 – těsnění, 17 – geotextilie, 18 – rozdělovací potrubí pro zimní provoz

c) Střídání anaerobních procesů čištění s řízeným průběhem procesu nitrifikace a denitrifikace. Navržené uspořádání spočívá v kaskádovitém uspořádání tří vegetačních kořenových čistíren, kdy první stupeň (A) tvoří anaerobní nádrž s horizontálním podpovrchovým prouděním, druhý stupeň (B) tvoří aerobní nádrž s vertikálním prouděním, třetí stupeň (C) je anaerobní denitrifikační vegetační kořenová čistírna s horizontálním podpovrchovým prouděním (obrázek č. 6 ). Alternativním řešením je kaskáda tří horizontálně protékaných VKČ, znázorněná na obrázku č.7. Toto uspořádání bylo odzkoušeno na laboratorním fyzikálním modelu s velmi nadějnými výsledky. Prostřední nádrž byla vybavena provzdušovacím zařízením .



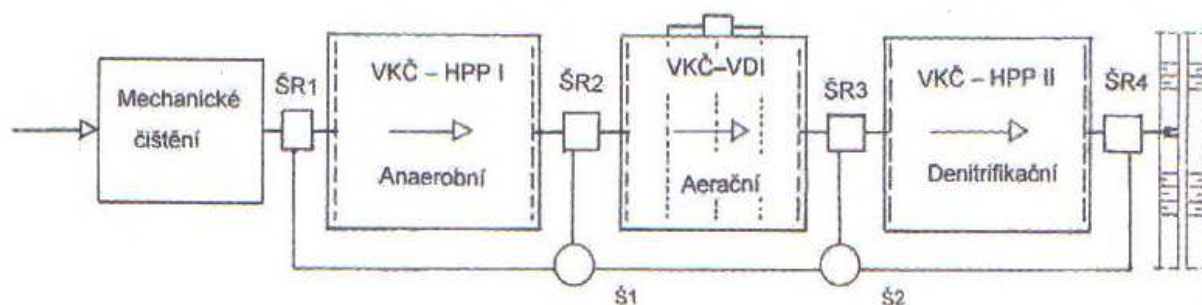
Obrázek č 6. Kombinace tří nádrží VKČ – HPP I, VKČ – VD, VKČ – HPP II (Šálek a Tlapák, 2006): 1 – těsnění, 2 – přívod a rozdělování OV, 3 – jímký VKČ, 4 – odpad, 5, 9 – regulační část, 6 – dávkovací zařízení pro impulsní způsob plnění, 7 – přítok, 8 – odpad



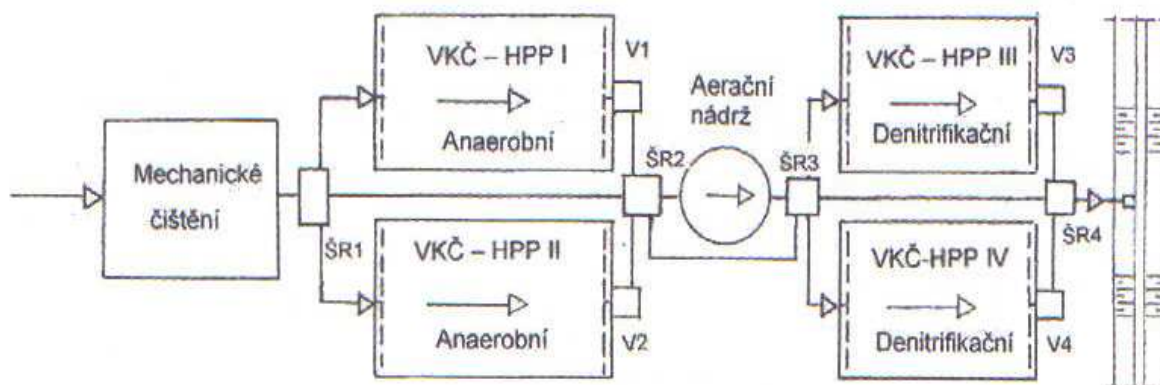
Obrázek č 7. Uspořádání kaskády tří horizontálně podpovrchově protékaných VKČ (Šálek a Tlapák, 2006)



d) Doplněním vegetační kořenové čistírny o nitrifikační stupeň s umělým provzdušením různého konstrukčního uspořádání se zabezpečí plynulý průběh nitrifikace a kvalitní odstranění amoniakálního znečištění. Uspořádání s aerační VKČ s vertikálním prouděním uprostřed mezi VKČ s horizontálním prouděním je znázorněno na obrázku č. 8. Alternativním řešením je uspořádání s aerační nádrží, umístěnou mezi dvěma VKČ s horizontálním podpovrchovým prouděním (obrázek č. 9). Navržená uspořádání se použijí pouze v případech, kdy je požadována eliminace amoniakálního a dusičnanového znečištění.



Obrázek č. 8: Kaskádové uspořádání tří VKČ, krajní nádrže s horizontálním, střední provzdušovaná s vertikálním prouděním (Šálek a Tlapák, 2006)



Obrázek č.9: Uspořádání kaskády VKČ s horizontálním prouděním s aerační nádrží (Šálek a Tlapák, 2006)

## 2.11 Účinnost čištění

Čistící účinky vegetačních kořenových čistíren sledovalo mnoho pracovišť. Jejich výsledky uvádějí Kočková a kol. (1994), Písařová a Fuchs (1995), Rozkošný 2003, 2004), Šálek (1994, 1995, 1996), Vymazal (1994, 1995, 1996, 2004) a mnoho dalších. Tyto

výsledky jednoznačně prokazují, že čistící účinek našich vegetačních kořenových čistíren plně vyhovuje nařízení vlády č. 61/2003 Sb., resp. novelizaci č. 229/2007 Sb.

Potíže s čistícím účinkem vegetačních kořenových čistíren, které přetrvávají shrnuje Šálek a Tlapák 2006 do těchto bodů:

- odstraňování nadměrného amoniakálního znečištění
- čištění odpadních vod s vysokým obsahem síranů
- problémy s kolmatací filtračních polí

Výsledky čistícího účinku z řady vegetačních kořenových čistíren prokazují dobrou funkci těchto zařízení, zejména v podmínkách, které nejsou typické pro umělé čistírny odpadních vod (Šálek a Tlapák, 2006). Jedná se o zařízení s vysokým přítokem balastních vod, značným kolísáním průtoku, nízkým organickým znečištěním, s přerušovaným provozem, s provozem jen v letním období apod., ale rovněž v běžných podmínkách jsou tato zařízení úspěšná, jak uvádí Šálek a Tlapák (2006). Průměrné hodnoty čistícího účinku z 268 vegetačních kořenových čistíren s horizontální průtokem, 4 VKČ s vertikálním průtokem podle Schönborna a kol. (1995) a z 5 VKČ v ČR podle Vymazala (1995) jsou uvedeny v tabulce č. 6.

Tabulka č. 6. Čistící účinek vegetačních kořenových čistíren (Šálek a Tlapák, 2006)

	VKČ horizontální		VKČ vertikální		VKČ horizontální (ČR)	
	<i>N</i>	Účinnost [%]	<i>n</i>	Účinnost [%]	<i>n</i>	Účinnost [%]
BSK <sub>5</sub>	499	79,1	64	96,1	5	60,0 – 90,2
CHSK	345	69,5	68	87,4	5	43,5 – 75,8
N <sub>celk</sub>	259	39,6	50	38,0	5	21,2 – 52,0
N <sub>amon</sub>	404	30,0	67	65,5	5	8,9 – 70,8
P <sub>celk</sub>	338	47,1	50	58,5	5	36,9 – 75,6
Autor	Schönborn a kol. (1995)				Vymazal (1995)	

Jak je patrné z tabulky č. 6, tak VKČ vertikální mají vyšší účinnost především v odstraňování BSK<sub>5</sub>, která u tohoto typu dosahuje velmi vysokých hodnot. Zvýšení účinnosti lze pozorovat i u odstraňování CHSK a také u snižování obsahu amoniakálního dusíku. Méně výrazné zlepšení je vidět u fosforu. A téměř stejných výsledků dosahují vertikální i horizontální VKČ v odstraňování celkového dusíku.

### 3. MATERIÁL A METODIKA

#### 3.1 Charakteristika lokality

První lokalitou, na které byly odebírány vzorky je kořenová čistírna vod s podpovrchovým horizontálním tokem ve Slavošovicích (obrázek č. 10). Slavošovice je malá obec, která leží cca 15 km východně od Českých Budějovic. Kořenová čistírna odpadních vod (dále jen KČOV) zde slouží k čištění odpadních vod z jednotné kanalizace. Byla uvedena do provozu v srpnu 2001 a její maximální kapacita je 150 EO (ekvivalentních obyvatel). Tato KČOV zahrnuje dešťový odlehčovač, následuje předčištění, které se skládá z horizontálního lapáku písku s česlemi a šterbinové nádrže. KČOV dále tvoří dvě vegetační pole o rozměrech: délka-17 m, šířka-22 m a hloubka-0,75 m. Každé pole tvoří část nátoková a odtoková, které jsou bez vegetace a část s vegetací, kterou je ve Slavošovicích rákos obecný (*Phragmites Australis*). Nátoková zóna je tvořena hrubým kamenivem (5-10 cm), rozměry jsou 1,3 m x 22 m. Odtoková zóna je tvořena také hrubým kamenivem (5-10 cm). Rozměry jsou 1,6 m x 22 m. Vlastní část s vegetací je vyplněna jemným šterkem (0,3-2 cm) a rozměry této části jsou 14,1 m x 22 m. Dno vegetačních polí není izolováno fólií, ale je tvořeno pouze původním jílovým podložím. Odtok je napojen na bezejmenný potok.



Obrázek č. 10: Kořenová čistírna Slavošovice (Foto: Jan Vymazal)

Další čistírnou, která byla monitorována je v Břehově (obrázek č.11). Břehov se rozkládá cca 12 km západoseverozápadně od Českých Budějovic. Počet obyvatel je momentálně 109. Kořenová čistírna v Břehově byla uvedena do provozu v roce 2003 a její maximální kapacita je 100 EO. Tato KČOV vybavena česlemi, lapákem písku a šterku a šterbinovou nádrží. Vlastní čistící proces probíhá na dvou polích, které jsou osázeny

rákosem obecným (*Phragmites australis*) a chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*). Plocha filtračních polí má rozlohu 504 m<sup>2</sup>. Filtračním substrátem je štěrk.



Obrázek č. 11: Kořenová čistírna Břehov (Foto Jan Vymazal)

Třetí KČOV, která byla pozorována je v Mořině u Berouna (Obrázek č.12). Počet obyvatel je momentálně 680. Tato čistírna byla uvedena do provozu v roce 2000. a její maximální kapacita je 700 EO. KČOV v Mořině je napojena na oddílnou kanalizaci a vybavena česlemi, lapákem písku a štěrku a štěrbinovou nádrží. Pole, která jsou osázena rákosem obecným (*Phragmites australis*) a chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*), mají rozlohu 3520 m<sup>2</sup>. Filtračním substrátem je drcené kamenivo z nedalekého vápencového lomu.



Obrázek č.12 Kořenová čistírna Mořina (Foto Jan Vymazal)

Další kořenové čistírny, ze kterých byly odebrány vzorky sedimentů jsou uvedeny v tabulce č. 7 i s parametry.

Tabulka č. 7. Technické parametry dalších vzorkovaných KČOV

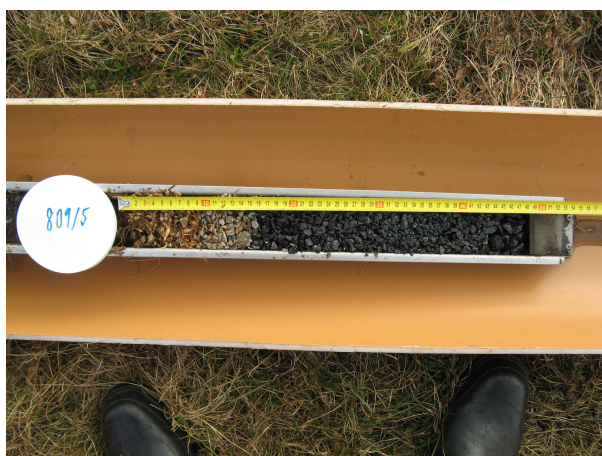
	Čejkovice	Spálené Poříčí	Libnič	Příbraz
Zahájení provozu	2006	1992	2006	1999
Předčištění	Č,LPŠ,ŠN	Č,LPŠ,ŠN	Č,LPŠ,ŠN	Č,LPŠ,ŠN
Počet EO	500	700	200	300
Plocha filtračních polí (m <sup>2</sup> )	1900	2500	1280	1400
Filtrační substrát	štěrk	štěrk	oblázky	štěrk
Vegetace	chrastice	rákos	chrastice	rákos, chrastice

### 3.2 Odběr sedimentů a jejich analýza

Kaly byly odebrány postupně v průběhu let 2006 a 2008 pomocí speciálně uzpůsobené zarážecí rýčové sondy (obr.13a, 13b). Místa odběru byly vždy na krajích a uprostřed nátokové i odtokové zóny podle KČOV. Na každém místě byla odebrána jednak vrchní, více prokořeněná vrstva lože do 15-20 cm a dále až ke dnu lože v 50 až 60 cm, vždy včetně intersticiální vody s černým kalem (viz obr.č.14).

Obr.13a: Sonda na odběr sedimentu (foto J.Bastl), 13b:Sonda při odběru (foto Vymazal)





Obrázek č.14: Detail profilu sedimentu KČOV Čejkovice (foto: J.Švehla)

Vzorky byly hned po odběru v laboratoři zmrazeny, zváženy a mrazově vysušeny v lyofilizátoru za nízkého tlaku a teploty. Usušený vzorek štěrkového lože s kalem, kořeny etc. byl pak zvážen a proset přes polyetylenové síto (0,5 mesh) a homogenizován. 0,5 g tohoto kalu bylo vyluhováno obrácenou (Löfeltovou) lučavkou (4,5 ml HNO<sub>3</sub> a 1,5 ml HCl) za vysokého tlaku a teploty v mikrovlnném rozkladném zařízení (MARS-5, CEM, USA) dle modifikované US EPA metody č. 3052 (EPA, 1995) a zfiltrován, aby byl získán čirý roztok. Ten pak byl analyzován atomovou (AAS) a hmotnostní (ICP-MS) spektrometrií dle US EPA metody č. 200.8 (EPA, 1994) na obsah vyluhovatelných prvků v kalu kromě rtuti. Celkový obsah rtuti byl stanoven přímo ve vysušeném kalu metodou studených par na jednocelovém atomovém absorpčním spektrofotometru AMA-254. Ze získaných údajů byla vypočtena sušina, procentický obsah kalu ve štěrkovém loži i absolutní obsah kalu v g/dm<sup>3</sup> a obsahy jednotlivých prvků v kalech.

Na odběrech vzorků sedimentů, jejich laboratorní úpravě a stanovení rtuti jsem se podílel z větší části sám.

### 3.3 Odběr vody a její analýza

Vzorky odpadní vody pro stanovení forem železa byly odebírány z nátoky a odtoku na krajích a ve středu pole dynamickou metodou pomocí miniaturního kalového čerpadla tak, že prvních cca 10 litrů velmi zakalené vody bylo vylito a z dalších asi deseti litrů byl

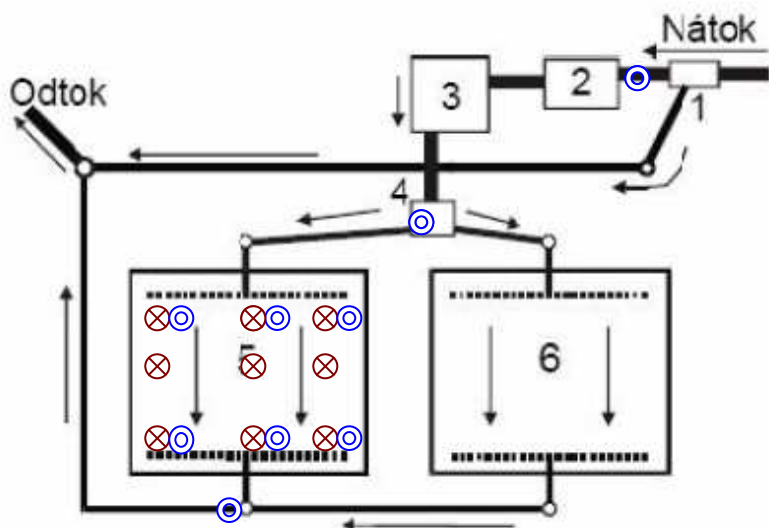
odebrán průměrný reprezentativní vzorek (filtrace hrubých nečistot přes analytické PE-sítko) do dvou paralelních PE vzorkovnic (1. pro stanovení celkového železa a manganu, 2. pro stanovení rozpuštěného dvojmocného železa) a uchovány do analýz v chladničce.

V první části každého vzorku byla ihned po odběru většinou ještě tentýž den, nebo po zmražení, stanovena koncentrace rozpuštěného dvojmocného železa. Odběr odpadních vod pro ostatní stanovení probíhal do PE vzorkovnic pravidelně 1x měsíčně na nátok, rozdělovací šachty a odtoku. Tyto vzorky byly v laboratoři zakonzervovány přidavkem koncentrované kyseliny dusičné (2 ml na 1 litr vzorku) a uchovány v chladu (4°C). Pro stanovení rtuti byly použity skleněné vzorkovnice a přidány další předepsané konzervační roztoky (200 µl HNO<sub>3</sub> + 100 µl HCl + 50 µl K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> na 100 ml vzorku).



Obr. Č .15: Vzorkovací trubka pro odběr vody na stanovení forem železa (Štěpánek, 2007)

Odběr vzorků odpadní vody z KČOV-Slavošovice a vlastní stanovení Fe<sup>2+</sup> jsem prováděl samostatně za pomoci školitele. Ostatní práce byly prováděny pracovníky katedry chemie a ENKI o.p.s.



Obr.č.16: Schéma vzorkovacích míst na KČOV Slavošovice (Štěpánek, 2007)

Legenda: .⊗ = odběrové místo sedimentu

⊙ = odběrové místo vody

1. dešťový odlehčovač, 2. horizontální lapák písku a česle, 3. štěrbinová nádrž, 4. rozdělovací šachta, 5.,6. vegetační pole. Šipky ukazují směr toku odpadní vody.

### 3.4 Laboratorní metody

#### 3.4.1. Stanovení celkové rtuti, železa a manganu

Rtuť byla stanovena na jednoúčelovém atomovém spektrometru AMA 254 (Advanced Mercury analyzer, fa. Altec, Praha). Tento přístroj je určen pro přímé stanovení obsahu rtuti v pevných a kapalných vzorcích bez potřeby chemické předúpravy vzorku (mineralizace apod.). Využitím techniky generování studených par kovové rtuti s následným zachycením a zkoncentrováním na zlatém amalgamátoru se dosahuje mimořádně vysoké citlivosti stanovení a nezávislosti výsledku stanovení na matici vzorku. Použitá vlnová délka byla 253,65 nm, mez detekce přístroje 0,02 ng rtuti a reprodukovatelnost pod 1,5% (data uváděná výrobcem). K základním operacím, které probíhají v přístroji AMA 254 patří sušení, rozklad vzorku a vypuzování par rtuti z amalgamátoru.

Celkové železo a mangan v druhé části vzorku odpadní vody bylo po mikrovlnném rozkladu stanoveno metodou AAS-FA s plamenovou technikou atomizace na přístroji SpectraAA-640 (Varian Ltd., Australia), dle dřívější ČSN 75 7387, nahrazené EN ISO 11885.



### 3.4.2 Stanovení Fe<sup>2+</sup>

Stanovení rozpuštěných redukováných forem železa (Fe<sup>2+</sup>) bylo prováděno pomocí spektrofotometru SPEKOL 11 (Zeiss, Jena) s činidlem 1,10-fenantrolinem, dle platné normy ČSN-ISO 6332 (dříve ČSN 75 7433). Z druhé části vzorku odpadní vody byl odstraněn nerozpuštěný podíl (sraženina nerozpustných sulfidů kovů etc.), centrifugací a filtrací. Fe<sup>2+</sup> v přítomnosti nadbytku 1,10-fenantrolinu vytváří červenooranžový komplex. Absorbance tohoto roztoku byla měřena při 510 nm (Horáková a kol., 2003).

### 3.4.3. Stanovení ostatních prvků

Většina prvků byla stanovena metodou ICP-MS na přístroji PQ ExCell VG (f. Thermo, Anglie). Jedná se o hmotnostní spektrometrii s indukčně vázaným plasmatem generovaným z argonu. Kapalný vzorek je veden do zamlžovače a převeden na aerosol v argonu, který je vnášen do plazmového výboje udržovaného vysokofrekvenčním elektromagnetickým polem v proudu argonu. V plazmatu dojde k atomizaci vzorku a k ionizaci atomů, vznikají převážně jednonásobně kladně nabitě ionty, které jsou z plazmatu extrahovány do vlastního hmotnostního spektrometru. V něm jsou nejprve separovány v kvadrupólovém analyzátoru na základě poměru hmotnosti a náboje a poté je jejich množství detekováno vhodným detektorem. Metoda je velmi universální. Kromě vzácných plynů a několika dalších nekovů lze stanovovat prakticky všechny prvky periodické tabulky.

Mineralizáty odpadních vod již nebyly před vlastním měřením ředěny, protože při mineralizaci již došlo k jejich naředění 4x (25 ml vzorku doplněno do 100 ml). Analýza probíhala s kontinuálním přidavkem vnitřního standardu india, skandia a yttria (Certifikovaný kalibrační roztok Accu Trace).

Lučavkové výluhy sedimentů byly před analýzou zředěny 10x demineralizovanou vodou, aby se snížila koncentrace kyselin a rušivých vlivů pod přípustnou mez.

## 3.5 Použité chemikálie

Ke všem analýzám byla použita demineralizovaná voda (el.vodivost >18.2 MΩ) z aparatury Milli-Q Element (f. Millipore, USA). Byly používány chemikálie (např.

kyselina dusičná, chlorovodíková, peroxid vodíku, 1,10-fenantrolin, etc.) v čistotě „p.a.“ a vyšší většinou od f. Merck (Německo).

Pro zajištění správnosti výsledků byly používány následující certifikované referenční materiály a kalibrační standardy: SDWA-09-05 od f. AccuStandard Inc., SPS-WW1 (Wastewater) od Spectrapure Standards as., CRM 144R (Trace elements in sewage sludge from domestic origin (IRMM, Belgium)).

## 4. VÝSLEDKY A DISKUZE

### 4.1 Výsledky obsahu forem železa a manganu na KČOV

V roce 2007 bylo provedeno celkem šest mimořádných odběrů pro studium distribuce výskytu forem železa a celkového manganu na KČOV-Slavošovice v těchto termínech: č. odběru 715 - 10.4.2007 (čištění sond), č. 719 - 11.5.2007, č. 724 - 29.6.2007, č. 725 - 31.7.2007, č. 732 - 14.8.2007, č. 742 - 4.10.2007.

Ukázka získaných výsledků je uvedena v následujících tabulkách a grafech.

Tab.č.8.: Obsah železa v odpadní vodě KČOV - Slavošovice z odběru 4.10.2007

Č.vz.	Místo odběru	Fe(total) mg/l	Fe(2+) mg/l	% (Fe <sup>2+</sup> z Fe <sub>total</sub> )
742/30	nátok-za česlemi	0,75	0,618	82,2
742/28	nát.děl.šachta	0,82	0,449	54,5
742/12	nátok-L-20cm	13,14	0,519	4,0
742/14	nátok-L-60cm	38,22	0,419	1,1
742/8	nátok-S-20cm	1,73	0,393	22,7
742/10	nátok-S-60cm	3,73	0,505	13,5
742/4	nátok-P-20cm	2,41	0,642	26,7
742/6	nátok-P-60cm	4,72	0,535	11,4
742/16	odtok-L-20cm	9,56	0,736	7,7
742/18	Odtok-L-60cm	10,99	0,580	5,3
742/20	Odtok-S-20cm	7,19	0,757	10,5
742/22	Odtok-S-60cm	7,76	0,304	3,9
742/24	Odtok-P-20cm	5,43	0,166	3,1
742/26	Odtok-P-60cm	5,62	0,240	4,3
742/2	Odtok-šachta	7,77	0,453	5,8
742/32	Odtok-vnější	8,33	0,133	1,6

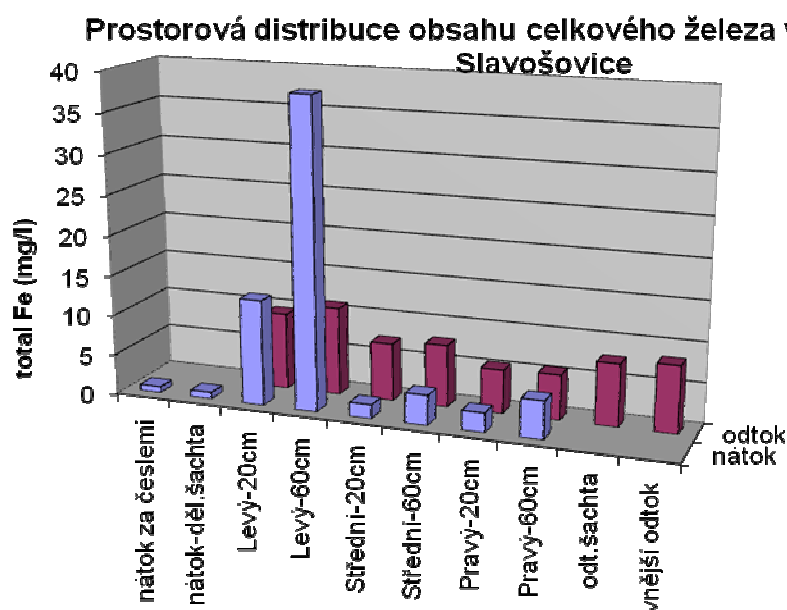
Z hodnot obsahů celkového Fe a Mn uvedených v tabulkách a grafech je zřejmé, že obsah obou prvků je nejnižší ve vodě přítoku a nejvyšší většinou v odtoku z KČOV, 10x nárůst pro Fe a cca 2x pro Mn. Extrémní navýšení jen celkového Fe v levé partii nátoků pole, by mohlo být způsobeno zkratovými proudy, zcela vyloučit nelze zřejmě ani výron

spodních vod s vysokým obsahem Fe. Z dále uvedených výsledků v tab.č.9 je vidět, že poměr mezi obsahem Fe/Mn se podél KČOV výrazně zvyšuje, a to až téměř stokrát v hlubší vrstvě nátokové zóny.

Tab.č. 9.: Obsah celkového manganu v odpadní vodě KČOV-Slavošovice

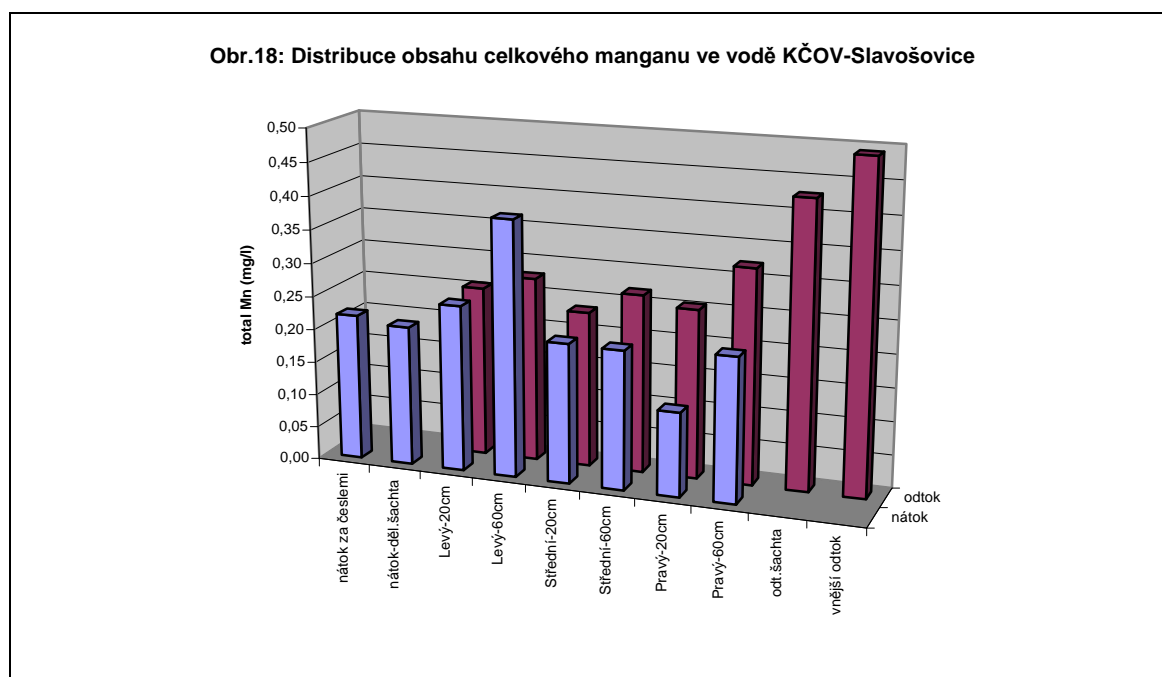
Č.vz.	místo odběru	Fe(total) mg/l	<b>Mn(total)</b> <b>mg/l</b>	poměr Fe/Mn
742/30	nátok-za česlemi	0,75	<b>0,22</b>	3,4
742/28	nát.děl.šachta	0,82	<b>0,21</b>	3,9
742/12	nátok-L-20cm	13,14	<b>0,25</b>	52,6
742/14	nátok-L-60cm	38,22	<b>0,38</b>	<b>99,5</b>
742/8	nátok-S-20cm	1,73	<b>0,21</b>	8,2
742/10	nátok-S-60cm	3,73	<b>0,21</b>	18,0
742/4	nátok-P-20cm	2,41	<b>0,13</b>	19,1
742/6	nátok-P-60cm	4,72	<b>0,22</b>	21,8
742/16	odtok-L-20cm	9,56	<b>0,26</b>	37,3
742/18	odtok-L-60cm	10,99	<b>0,28</b>	39,5
742/20	odtok-S-20cm	7,19	<b>0,23</b>	30,7
742/22	odtok-S-60cm	7,76	<b>0,27</b>	28,9
742/24	odtok-P-20cm	5,43	<b>0,25</b>	21,4
742/26	odtok-P-60cm	5,62	<b>0,32</b>	17,5
742/2	odtok-šachta	7,77	<b>0,43</b>	18,1
742/32	odtok-vnější	8,33	<b>0,49</b>	16,9

Zatímco koncentrace celkového manganu se podél KČOV významněji nemění. V odtékající vodě bylo zjištěno dvojnásobné zvýšení koncentrace manganu.



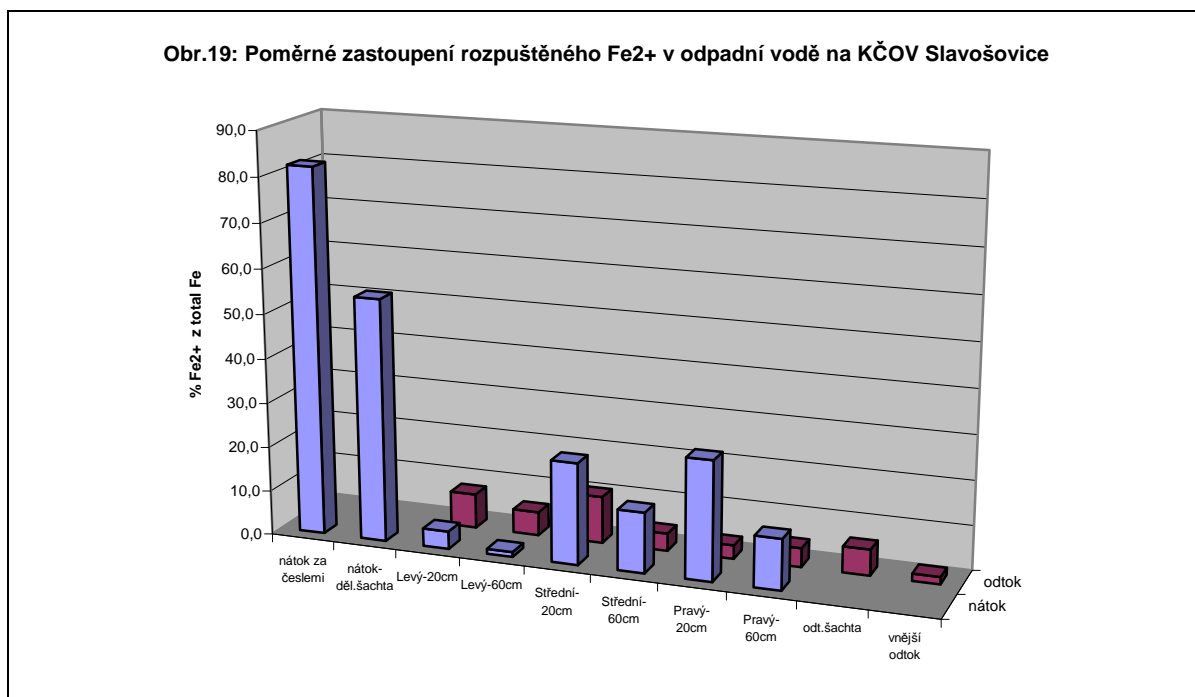
Obr. Č, 17: Prostorová distribuce celkového železa ve vodě KČOV-Slavošovice

Z výše uvedeného grafu (Obr.č.17.) je vidět značná prostorová (horizontální i vertikální) rozdílnost obsahů celkového železa s poměrně vyrovnanými a výrazně vyššími obsahy na odtoku v levé části pole (pohled po toku). Dále je patrný zejména extrém na nátoku v levé části pole při odběru v hloubce 60 cm, přičemž mírně zvýšený je i obsah celkového železa ve stejném místě, ovšem při odběru v hloubce 20 cm.



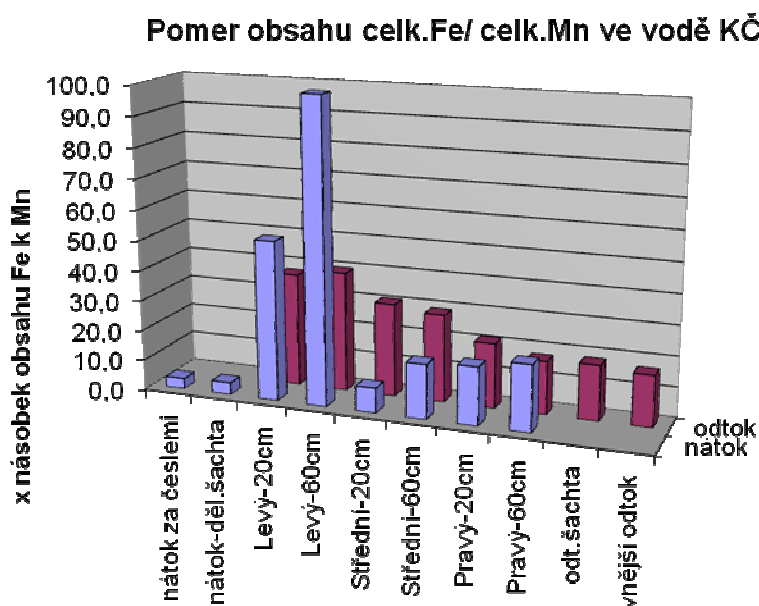
Obr. č. 18.: Distribuce obsahu celkového manganu ve vodě KČOV Slavošovice

Z Obr.18 je zřetelný výrazný nárůst koncentrace celkového manganu na odtoku KČOV, zřejmě vlivem vymývání prvku z podložních jílových minerálů, což bylo předmětem dalšího experimentu.



Obr. č. 19 Poměrné zastoupení rozpuštěného Fe<sup>2+</sup> v odpadní vodě na KČOV - Slavošovice

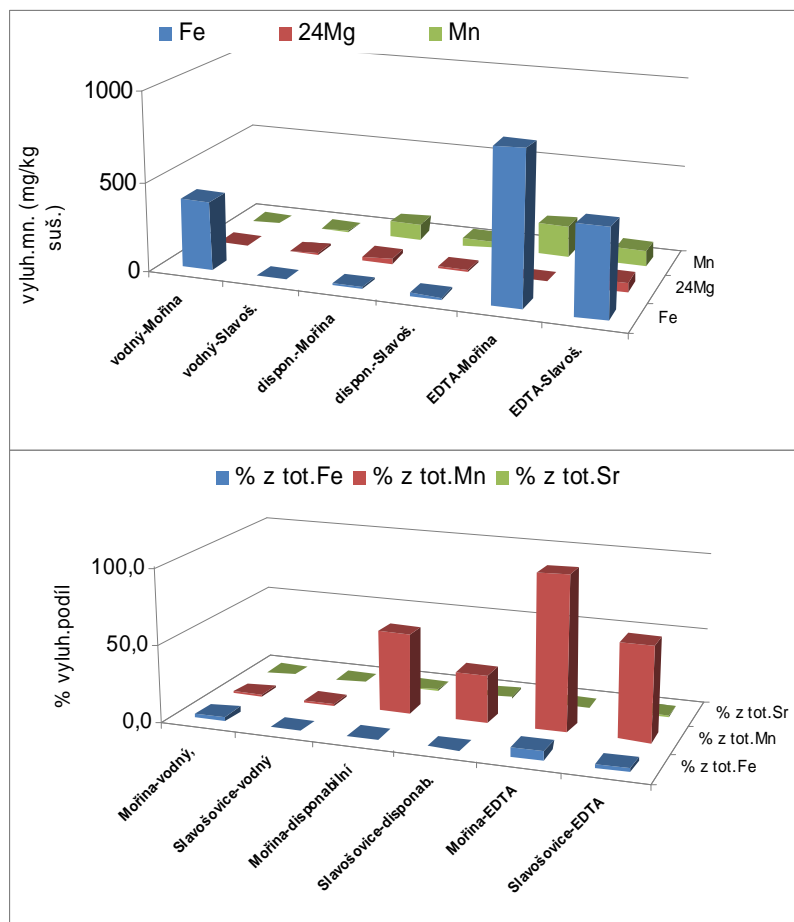
Z obrázku č.19 je vidět opačný trend v relativním zastoupení rozpuštěného dvojmocného železa ve vodě. V přítokové vodě je naprosto dominantní (více než 80% ) formou Fe<sup>2+</sup>, kdežto na odtoku je dominantní Fe<sup>3+</sup>. Pokles relativního zastoupení Fe<sup>2+</sup> od nátoku k odtoku není lineární, ale je spíše kolísavé a to platí jak na nátoku, tak na odtoku. Dalším trendem, který lze vypočítat z tohoto grafu je vyšší zastoupení dvojmocného železa v hloubce 20 cm, než v houbce 60 cm na nátoku. Na odtoku tento trend platí také, s výjimkou pravé odtokové části pole, kde převažuje dvojmocné železo v hloubce 60 cm nad Fe<sup>2+</sup> ve 20 cm.



Obr.20: Poměr obsahů celkového Fe ku celkovému Mn

Na obr.č. 20 je znovu zřetelné anomální zvýšení obsahu Fe v levé spodní partii kořenového pole – nabízí se možné vysvětlení vlivem výronu spodní vody z terénu, velmi obohacené železem z podložních jílu. V odtokové části je vidět patrný pokles obsahu železa. Pokud bychom chtěli srovnávat poměr celkového Mn a Fe v různých hloubkách, tak dojdeme k závěru, že v nátokových partiích je vyšší obsah Fe v hloubce 60 cm a v odtokových částech spíše ve 20 cm s výjimkou levé odtokové části.

Data na obrázcích 21 a 22 znázorňují vyluhovatelné množství prvku z uvedených materiálů různými činidly, jako je voda, slabá kyselina uhličitá (generovaná v roztoku sody pomocí kyseliny chlorovodíkové) a komplexační činidlo EDTA (resp. její dvojsodné soli - Chelatonu III). Vodou vyluhovatelný podíl prvku představuje většinou ty nejslaběji vázané formy prvků, především iontově vázané formy kovů. Uhličitánový výluh reprezentuje přirozeně snadno mobilizovatelné (tzv. „disponibilní“) formy prvku, které mohou být uvolněny např. ze sedimentu dna rybníka. Chelatonový výluh bývá považován za množství prvku dostupného kořenovým systémem rostlinám, proto bývá používán termín „bio-dostupné formy prvku“.



Obr.č.21a,b:Vyluhovatelný obsah prvku z uvedených materiálů KČOV Slavošovice a Mořina.

Podle výše uvedených charakteristik je z uvedených materiálů nejvíce vyluhovááno železo jednak Chelatonem ale i jen demineralizovanou vodou z drtě slínu KČOV Mořina, což ovšem tvoří jen 6,3 resp. 2,9 % z celkového obsahu. A to navzdory tomu, že jíl z KČOV Slavošovice obsahuje téměř dvojnásobně vyšší množství Fe (2,26 %) než slín z KČOV Mořina (1,34%).

Druhým nejvíce uvolnitelným (resp. nejvíce disponibilním v hydrogenuhličitanové formě) prvem je vápník ze slínu KČOV-Mořina, a je zde následován stronciem a manganem.

Mangan se nejvíce uvolňuje do komplexačního roztoku Chelatonu také ze slínu KČOV Mořina, kam přechází až 100%. Mangan je v obou materiálech nejdokonaleji mobilizovatelným prvem.

#### 4.2 Celkové obsahy dalších vybraných prvků v odpadních vodách

Následující údaje o koncentracích vybraných prvků v odpadních vodách KČOV pro bilanční odhady byly převzaty od konzultanta diplomové práce Jana Vymazala (Vymazal a kol., 2008).



Tabulka č.10: Odstraňování stopových prvků v kořenové čistírně v Břehově od března 2006 do června 2008

Prvek	Přítok ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	SD	Odtok ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	SD	Účinnost (%)
U	4,69	2,49	1,44	1,41	69,3
Zn	186	198	26	23	86
Hg	0,18	0,17	0,11	0,12	38,9
Pb	13,2	15,1	2,9	3,8	78,0
Co	2,46	1,41	1,87	1,24	24,0
Cd	0,33	0,29	0,10	0,12	69,7
As	2,45	1,42	3,80	1,89	-55,1

Tabulka č.11: Odstraňování stopových prvků v kořenové čistírně v Mořině od března 2006 do června 2008

Prvek	Přítok ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	SD	Odtok ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	SD	Účinnost (%)
U	1,93	0,38	0,47	0,73	75,6
Zn	232	172	22	30	90,5
Hg	0,17	0,21	0,12	0,11	29,4
Pb	15,6	25,4	2,46	2,86	84,2
Co	1,31	0,73	1,30	0,90	0,76
Cd	0,32	0,30	0,07	0,17	78,1
As	1,15	0,73	1,56	1,39	-35,7

Tabulka č.12: Odstraňování stopových prvků na kořenové čistírně ve Slavošovicích od března 2006 do června 2008

Prvek	Přítok ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	SD	Odtok ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	SD	Účinnost (%)
U	2,94	1,05	0,81	1,29	72,4
Zn	72	64	30	32	58,3
Hg	0,19	0,54	0,10	0,35	47,4
Pb	3,66	3,32	2,72	3,60	25,7
Co	1,22	0,93	1,23	1,24	-0,8
Cd	0,10	0,09	0,17	0,34	-70,0
As	1,39	1,36	2,49	1,12	-79,1

Zinek byl ve sledovaných systémech účinně zadržován – průměrná eliminace byla 78

%. Tento výsledek je shodný s předchozími publikovanými výsledky z České republiky (Vymazal a Krása, 2003) a Belgie (Lesage, 2006) nebo z USA (Gersberg et al., 1984). Vysoká eliminace zinku byla také publikována Eckhardtem et al.(1999) a Mæhlumem et al. (1999) pro KČOV navržených pro čištění průsaků ze skládek komunálního odpadu v USA a Norsku. Zinek tvoří nerozpustné sulfidy, uhličitany a také je zinek srážen v Fe a Mn oxidech (Stumm and Morgan, 1981).

Velice dobře byly eliminovány i Uran (72%), olovo (63%). Za anaerobních podmínek může olovo tvořit nerozpustné sulfidy (PbS), ale také může být účinné srážení uhličitany (Lin, 1995). Obarska-Pempowiak (2000, 2003) uvádí srovnatelnou hodnotu eliminace olova (53,5%) v KČOV v Polsku, Lesage publikovala (2006) vysokou hodnotu eliminace olova (98%) v Nučicích v České republice.

Rtuť byla v průměru za studované období 2006-8 zadržována v rozsahu 25-50%. Koncentrace rtuti na přítoku se v monitorovaných systémech pohybovala mezi 0,88 a 0,15  $\mu\text{g.l}^{-1}$  a průměrná eliminace byla nižší než uváděné hodnoty z Belgie 87% a 84% (Lesage, 2006).

Odstraňování kadmia z odpadní vody se na jednotlivých lokalitách během období 2006-8 se značně lišilo. Např. na KČOV Břehov činilo 69,7%, v Mořině 78,1% avšak u Slavošovic -70%.

Eliminace kobaltu byla velmi nízká a arsen vykazoval negativní eliminaci, což znamená, že byl ze systému vyplavován. Při vyšších hodnotách redoxního potenciálu (+200 až +500 mV) je  $\text{As}^{5+}$  převládající formou arsenu. Arsen se může v těchto podmínkách simultánně srážet s oxidy železa (Otte et al., 1989; St-Cyr and Campbell, 1996). Redukce  $\text{As}^{5+}$  na  $\text{As}^{3+}$  probíhá za redoxních podmínek vhodných pro denitrifikaci (+200 až 300 mV, DeLaune et al., 1998)

### 4.3 Celkové obsahy prvků v sedimentech

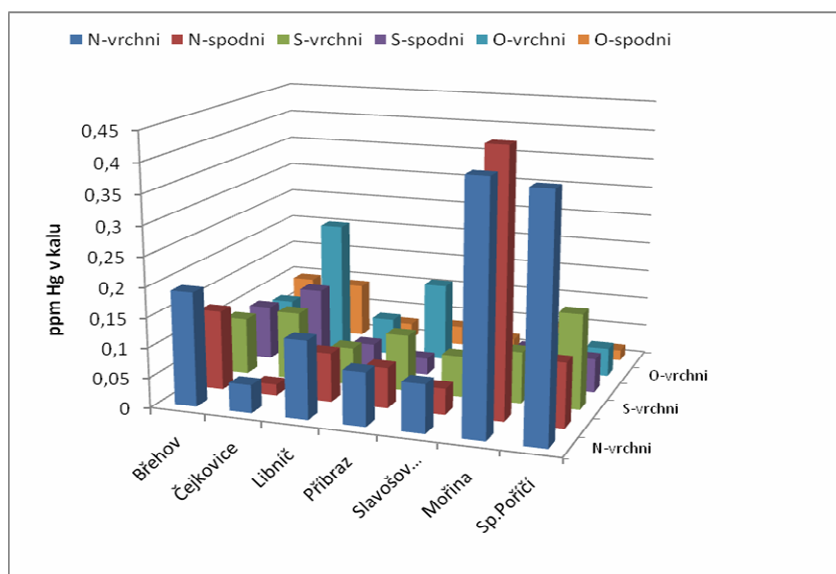
Tabulka č. 13: Průměrné obsahy vybraných prvků v sedimentech KČOV Slavošovice v mg.kg<sup>-1</sup> suš.

		U	Zn	Hg	Pb	Co	Cd	As
Nátok	N-vrchní	4,246	293,50	0,081	17,46	8,556	0,289	3,497
	N-spodní	3,902	177,80	0,044	12,17	6,778	0,199	2,384
Střední	S-vrchní	4,681	159,14	0,069	16,02	12,708	0,189	4,567
	S-spodní	3,348	50,92	0,016	8,77	6,393	0,089	1,847
Odtok	O-vrchní	4,620	135,67	0,078	14,22	14,363	0,206	4,772
	O-spodní	2,747	39,29	0,019	7,49	5,572	0,053	1,851

Z tabulky č.13 je vidět, že nejvyšší obsahy v sedimentu vykazuje Zn na vrchním a spodním nátoce, v dalších částech pole obsah zinku klesá, což je logické. Vyšší koncentrace všech uvedených prvků jsou ve vrchních částech, než ve spodních částech.

U uranu koncentrace v sedimentu klesá směrem od nátoce k odtoku ve spodních částech, naproti tomu ve vrchních částech má spíše kolísavý charakter. V podstatě to samé lze pozorovat u kadmia a kobaltu.

U rtuti je kolísavý trend pozorovatelný ve svrchní i spodní části pole, tak tomu je i u arsenu, i když ve vyšších koncentracích, než u rtuti.



Obr.č. 22: Obsah rtuti v samotných kalech KČOV z odběrů 2008

Dle obsahu prvků v kalcích lze zjistit souvislosti mezi různými prvky na základě korelačních koeficientů. Z tabulky korelačních koeficientů, která je v příloze č.8. lze rozdělit prvky do pěti skupin:

1. Prvky, u kterých byla zjištěna korelace s většinou prvků menší, než 0,4 znamenající neprokázanou korelaci, tj. statistická nezávislost
2. Prvky, u kterých byla zjištěna korelace s většinou prvků v rozmezí 0,4 (včetně) až 0,5 znamenající malou korelaci, tj. velmi volný vztah
3. Prvky, u kterých byla zjištěna korelace s většinou prvků v rozmezí 0,5 (včetně) až 0,85 znamenající dobrou korelaci, tj. prokázaný vztah
4. Prvky, u kterých byla zjištěna korelace s většinou prvků vyšší nebo rovna 0,85, tj. velmi těsný vztah
5. Prvky, u kterých byla zjištěna významná negativní korelace s většinou prvků

Do první skupiny hodnocených prvků, kde nebyla prokázána žádná korelace patří následující:

Mn až na výjimku u selenu ( $r=0,42$ ) kde byla prokázána malá korelace

Ag kromě Se ( $r=-0,40$ ) a Hf ( $r=0,58$ ), kde byla prokázána dobrá korelace

Au kromě Al ( $r=0,49$ ) a Hf ( $r=0,55$ ) kde byla prokázána dobrá korelace

Do druhé skupiny, kde byla prokázána malá korelace patří následující prvky:

Ni až na výjimky s dobrou korelací u: Fe, Cr, Be

Do třetí skupiny, kde byla prokázána dobrá korelace, patří :

Na až na 13 prvků se kterými nemá prokázanou korelaci,

Se až na 6 prvků se kterými nemá prokázanou korelaci a 9 prvků s malou a s Ag vykazuje zápornou malou korelaci ( $r=-0,40$ ),

Cd až na Au, Al, Mn, Co a Ag kde nebyla prokázána korelace, malá s Ni ( $r=0,495$ ), dobrá se Zn, Sb, Hg Sn, Ba a negativní s Hf ( $r=-0,42$ ),

Zn až na výjimku u Au, Ag, Al, Mn a Co kde nebyla prokázána korelace, a záporná u Hf ( $r=-0,54$ ),

Cu až na výjimku u Au, Ag, Al, Mn a Co kde nebyla prokázána korelace, a záporná u Hf ( $r=-0,52$ ) a malá s Li a Ni,

Tl, Sb, Fe.

Do čtvrté skupiny, kde byl prokázán velmi těsný vztah s většinou prvků:

Hg, Pb, Ba, Sn, Sr, Rb, Ga, Ca, K, P, Mg, B

Do páté skupiny, kde byla zjištěna „záporná korelace“ patří:

především u Hf kromě Ag kde byla prokázána dobrá korelace ( $r=0,58$ )

Korelací lze také posoudit obsahy daného prvků v sedimentu na různých KČOV. K tomuto posouzení byla použita shluková analýza programu STATISTIKA 6.0. Z grafů, které jsou v přílohách č. 2. až 7. lze vypožorovat, že obsah arsenu v sedimentech čtyř KČOV (Břehov, Čejkovice, Spálené Poříčí a Slavošovice) byl podobný, zatímco na KČOV v Příbrazi se obsah arsenu liší. Pokud touto metodou srovnáme uran, tak můžeme pozorovat, že opět KČOV v Příbrazi vykazuje hodnoty, které se významně liší od ostatních KČOV. U olova se od všech KČOV mírně liší obsah v Čejkovicích a velmi významně se liší obsah v Mořině.

To vypovídá o tom, že lokalita Příbraz je extrémní v As a U, kdežto Mořina hlavně v Pb a Au.

#### 4.4 Průměrné rychlosti ukládání vybraných prvků v sedimentech

V následující tabulce č.14 jsou uvedeny vypočtené hodnoty průměrných rychlostí ukládání prvků v sedimentech polí KČOV. Hodnoty byly vypočteny z celkového akumulovaného množství prvku od začátku provozu k roku 2008, vydělením celkovou plochou polí a roky provozu (viz kapitola 3.1.).

Tab.č. 14: Průměrné hodnoty rychlosti ukládání prvků v sedimentech KČOV

g/m <sup>2</sup> /rok	Břehov	Čejkovice	Libnic	Příbraz	Slavošovice	Morina	Sp.Poříčí
Zn	0,3532	<m.s.	0,2418	0,3136	0,4213	2,5512	1,0631
Hg	0,0006	0,0002	0,0002	0,0002	0,0001	0,0007	0,0008
Pb	0,1060	0,0235	0,0423	0,0718	0,0376	0,2051	0,1006
Cd	0,0012	0,0005	0,0008	0,0018	0,0005	0,0021	0,0013
Al	144,2206	47,5402	39,1899	40,1028	43,1895	64,7399	111,7750
Mn	1,3082	1,3411	1,2309	0,8193	0,5260	0,7139	0,6327
Fe	111,2713	53,4680	43,4833	53,4914	68,3545	40,5541	51,8365
As	0,0039	0,0022	0,0215	0,3121	0,0083	0,0154	0,0106
Co	0,1172	0,0336	0,0247	0,0158	0,0242	0,0302	0,0286
Cu	0,2002	0,0641	0,0752	0,0854	0,0922	0,2590	0,1875
U	0,0253	0,0056	0,0055	0,0521	0,0125	0,0083	0,0056

Největší průměrnou rychlost akumulace vykazovalo jednak železo na lokalitách Čejkovice, Libnič, Příbraz a Slavošovice (od 43,5 do 68,4 g.m<sup>2</sup>.rok) a také hliník na lokalitách Břehov, Mořina, Sp. Poříčí (od 64,7 do 144,2 g.m<sup>2</sup>.rok). O druhou nejvyšší rychlost akumulace se tedy na všech lokalitách dělí hliník se železem. Podstatně nižší

rychlosti akumulace vykazovaly ostatní prvky, jak je patrné z tab. č. 14. Z těchto prvků se nejrychleji ukládal mangan, kromě dvou lokalit (Mořina, Sp.. Poříčí), kde se rychleji ukládal zinek. Arsen se ukládal většinou poměrně malou rychlostí (od 2 do 21 mg.m<sup>2</sup>.rok), až na výjimku KČOV Příbraz, kde byla rychlost akumulace řádově vyšší (0,312 mg.m<sup>2</sup>.rok), zřejmě vlivem extrémní kontaminace lokality. Nejpomaleji se ukládají logicky prvky o nejnižší koncentraci v kalech, tedy kadmium a rtuť (od 0,1 do 2,1 mg.m<sup>2</sup>.rok).

Pro názornější představu celkově akumulovaného množství např. rtuti v kalu uvádím, že nejmenší množství (0,4g) bylo obsaženo na KČOV Libnič a naopak nejvyšší (30,4 g) na KČOV Sp. Poříčí. Přičemž náplň jednoho klasického lékařského teploměru používaného v domácnostech obsahuje přibližně 1,6 gramu kovové rtuti.

## 5. ZÁVĚR

1) Monitoring forem Mn a Fe v systému kořenové čistírny odpadních vod ve Slavošovicích přinesl zjištění, že celkové železo a mangan je na odtoku vyšší (Fe(total) z 0,8 na 8,3 mg/l, Mn(total) z 0,2 na 0,5 mg/l), tzn. že dochází k vymývání celkového železa a manganu ze systému. Dále se ukázalo, že na přítoku převažuje  $\text{Fe}^{2+}$  (0,6 mg/l), zatímco na odtoku převládá  $\text{Fe}^{3+}$  (8,2 mg/l). Dvojmocné železo je více zastoupeno v hloubce 20 cm, než v hloubce 60 cm, v rámci daného odběrového místa. Jedinou výjimkou je pravá odtoková část, kde je tomu naopak. V levé spodní partii dochází k náhlému nárůstu koncentrace železa, na odtoku dochází opět k poklesu obsahu železa.

2) Dalším bodem bylo srovnání obsahu rizikových prvků v odpadní vodě a účinnost kořenových čistíren při jejich odstraňování. Sledovány byly tři kořenové čistírny (Slavošovice, Mořina a Břehov). Velmi účinně byl zadržován zinek a to ze 78%. Dalšími účinně odstraňovanými prvky byly uran (72%) a olovo (63%). Kadmium bylo zadržováno v rozsahu od -70 do + 78%. Rtuť byla eliminována v rozsahu 25-50 %. Nejnižších hodnot bylo dosahováno u kobaltu a u arsenu, který vykazoval negativní eliminaci - vyplavování ze systému.

3) Při studiu obsahu rizikových prvků v sedimentech byla pozornost zaměřena především na KČOV ve Slavošovicích. Pro zinek byly nejvyšší obsahy změřeny na nátoku a směrem k odtoku obsah zinku klesal. U uranu, kobaltu a kadmia dochází k poklesu směrem k odtoku ve spodní části, zatímco ve vrchní části obsah těchto prvků kolísá. U rtuti koncentrace kolísají ve spodní i vrchní částí směrem od nátoku k odtoku. U arsenu kolísají hodnoty ve spodní části, zatímco ve vrchní části dochází k nárůstu obsahu arsenu v sedimentu, směrem k odtoku.

Obsahy prvků na KČOV v Břehově byly korelovány a rozděleny do skupin podle toho, jaké vykazovaly s většinou prvků korelační koeficienty. Negativní korelace byla zjištěna u Hf, neprokázaná korelace s většinou prvků byla zjištěna u Mn, Ag a Au. Malá korelace s většinou prvků byla pozorována pouze u Ni. Dobrou korelaci s nadpolovičním počtem prvků vykazoval sodík a selen. A v páté skupině byly prvky, které silně korelovaly s většinou prvků. Do této skupiny patří Hg, Pb, Ba, Sn, Sr, Rb, Ga, Ca, K, P, Mg, B.

4) Nejvyšší akumulční rychlost v sedimentech na všech studovaných KČOV měly hliník a železo, a to v řádu desítek až stovek  $\text{mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{rok}$ . Střední akumulční rychlost dosahovala hodnot od desetin do jednotek  $\text{mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{rok}$  rozdílně dle jednotlivých lokalit. Nejnižší akumulční rychlost měly vždy kadmium a rtuť, dále arsen a uran na některých lokalitách. Uvedené akumulční rychlosti jsou vypočteny za předpokladu lineární závislosti akumulovaného množství prvku a času, což ovšem nemohlo být ověřeno.



## 6.PŘÍLOHY

### 6.1 Seznam příloh

Příloha č.1.: Graf koncentrace rozpuštěného  $\text{Fe}^{2+}$  ve vodě KČOV-Slavošovice

Příloha č.2.: Korelační graf obsahu Cd v sedimentu na různých KČOV

Příloha č.3.:Korelační graf obsahu As v sedimentu na různých KČOV

Příloha č.4.: Korelační graf obsahu Hg v sedimentu na různých KČOV

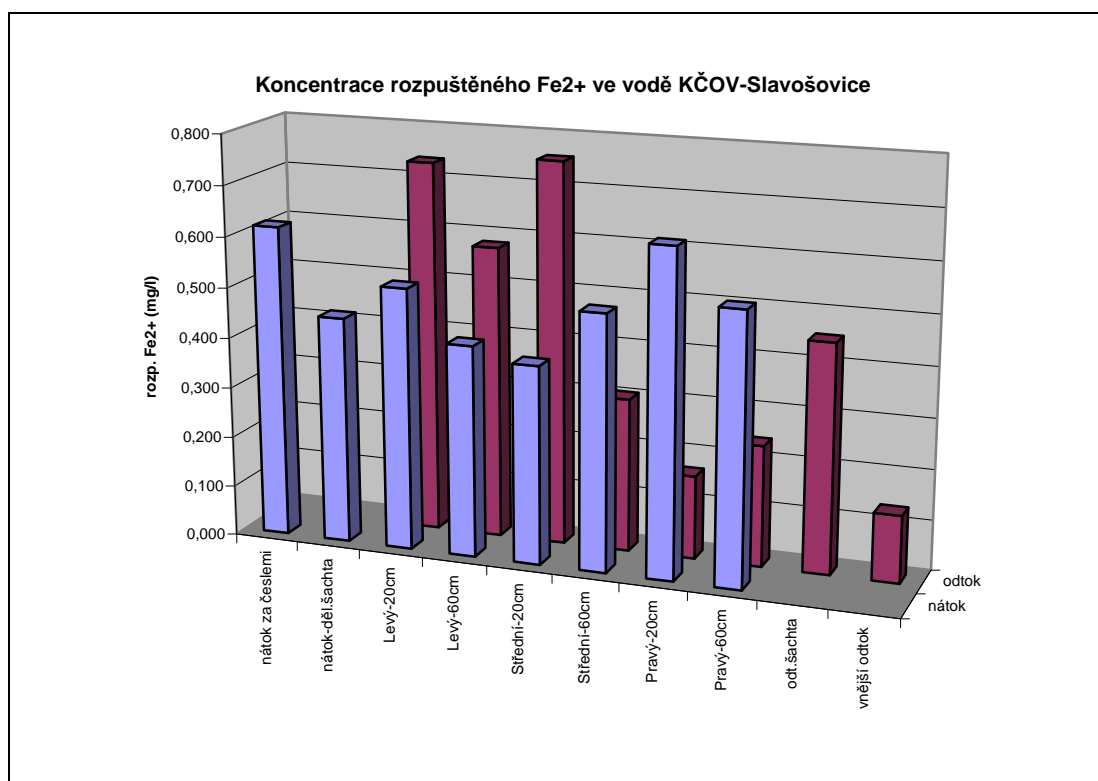
Příloha č.5: Korelační graf obsahu Pb v sedimentu na různých KČOV

Příloha č.6.: Korelační graf obsahu U v sedimentu na různých KČOV

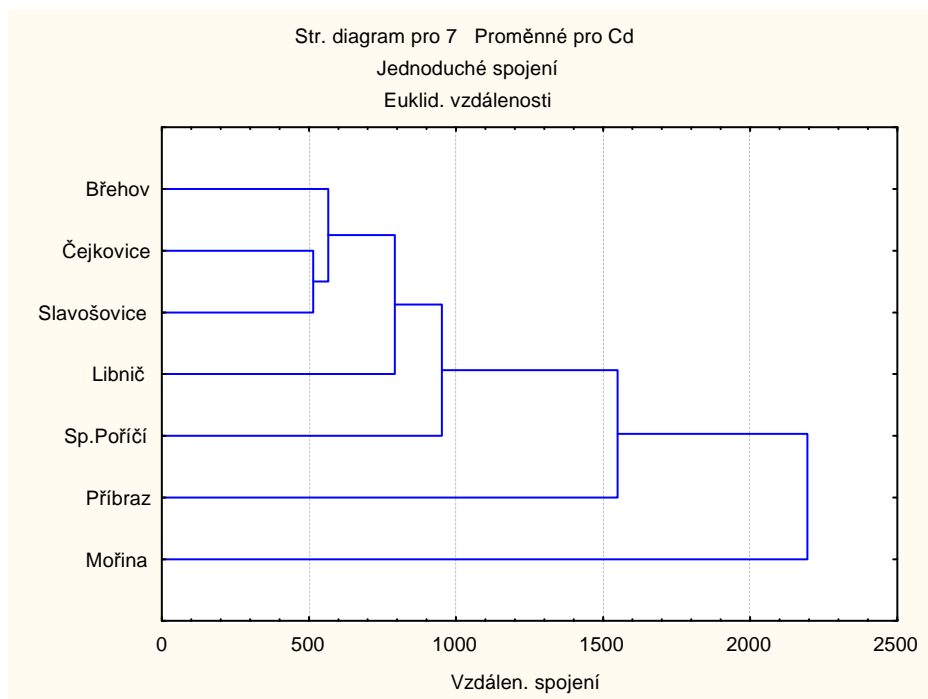
Příloha č.7.: Korelační graf obsahu Fe v sedimentu na různých KČOV

Příloha č. 8.: Tabulka korelací všech měřených prvků na KČOV v Břehově

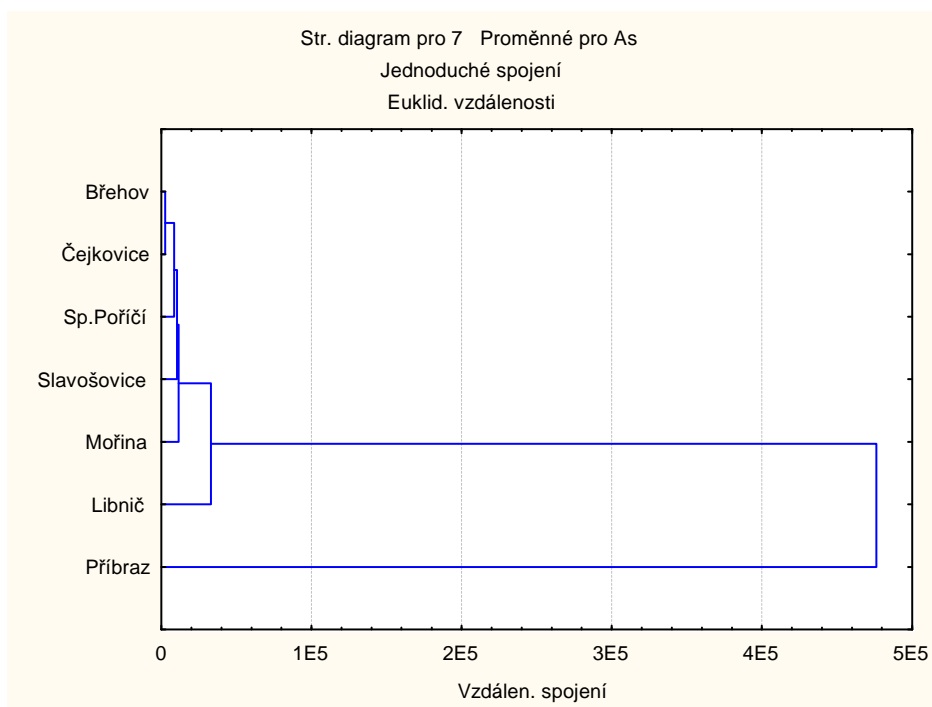
Příloha č.1.: Graf koncentrace rozpuštěného  $\text{Fe}^{2+}$  ve vodě KČOV-Slavošovice



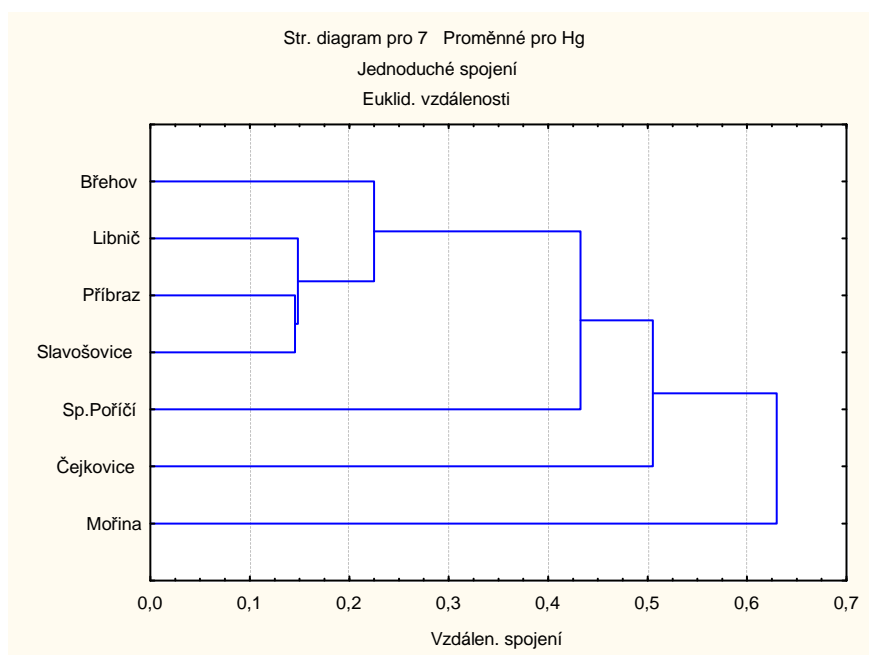
Příloha č.2.: Korelační graf obsahu Cd v sedimentu na různých KČOV



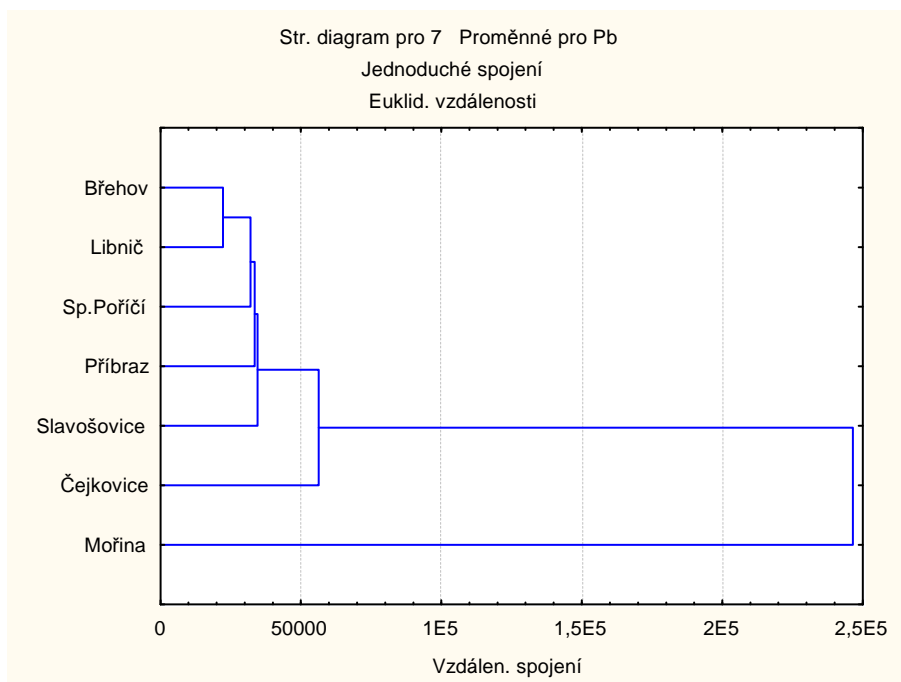
Příloha č.3.:Korelační graf obsahu As v sedimentu na různých KČOV



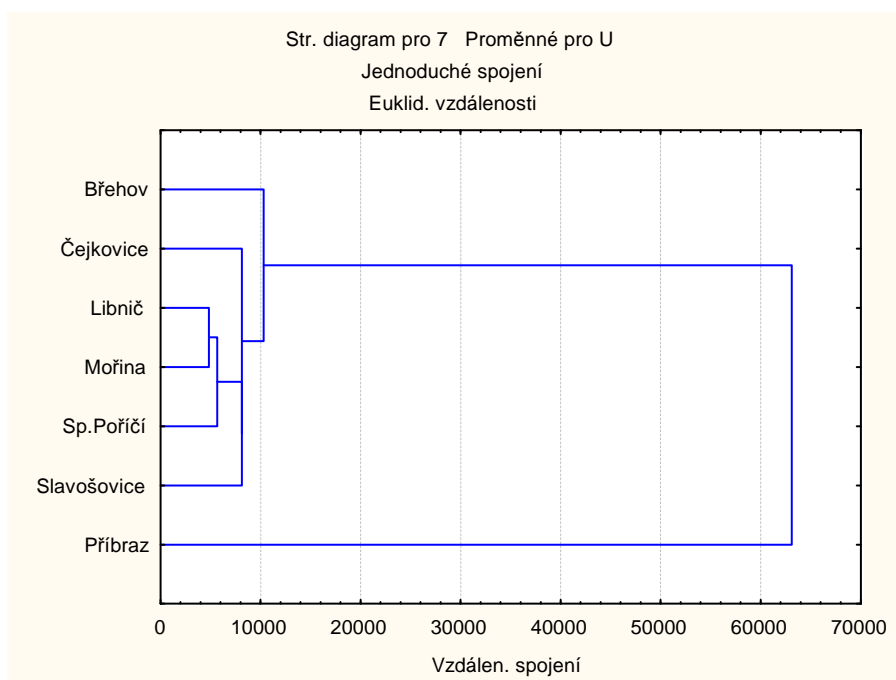
Příloha č.4.: Korelační graf obsahu Hg v sedimentu na různých KČOV



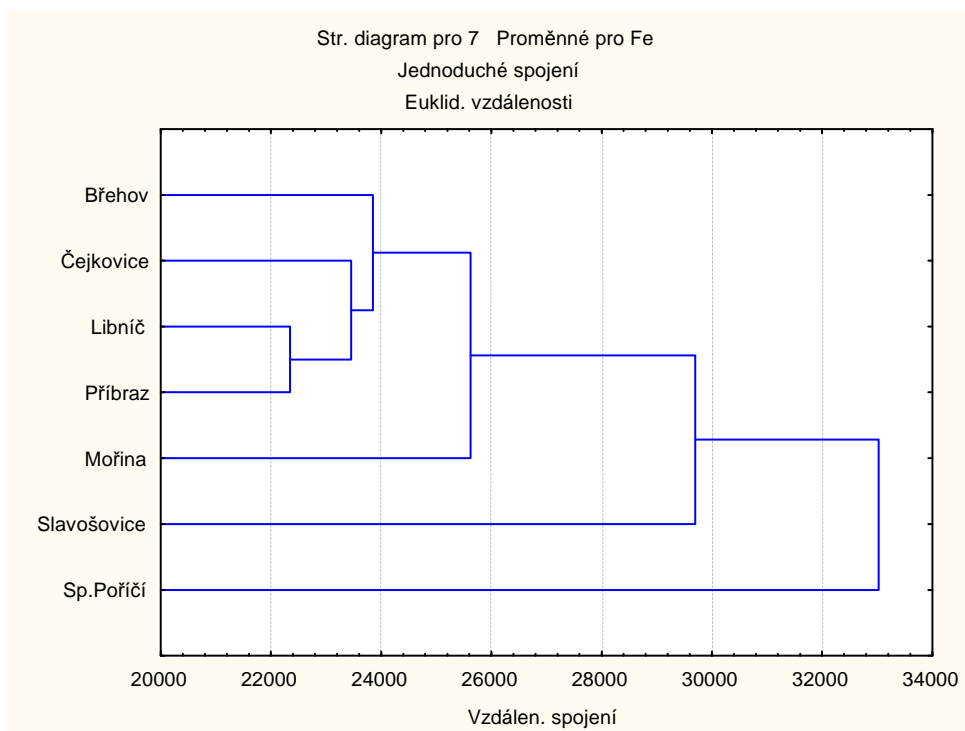
Příloha č.5.: Korelační graf obsahu Pb v sedimentu na různých KČOV



Příloha č.6.: Korelační graf obsahu U v sedimentu na různých KČOV



Příloha č.7.: Korelační graf obsahu Fe v sedimentu na různých KČOV



	Be	B	Na	Mg	Al	P	K	Ca	V	Cr	Fe	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	As	Se	Rb	Sr	Mo	Ag	Cd	Sn	Sb	Ba	Hf	Au	Tl	Pb	U	Hg	
Li	0,05	0,92	0,67	0,87	0,84	0,92	0,92	0,74	0,92	0,07	0,32	0,28	0,28	0,34	0,47	0,54	0,85	0,06	0,32	0,95	0,89	0,14	0,02	0,52	0,82	0,51	0,80	0,29	0,17	0,08	0,85	0,13	0,69	
Be		0,08	0,29	0,14	0,02	0,15	0,07	0,33	0,33	0,86	0,86	0,17	0,67	0,54	0,70	0,62	0,37	0,90	0,52	0,07	0,29	0,86	0,11	0,64	0,31	0,62	0,41	0,06	0,09	0,91	0,43	0,87	0,54	
B			0,77	0,98	0,75	0,97	0,98	0,92	0,93	0,18	0,46	0,32	0,34	0,30	0,66	0,73	0,92	0,07	0,45	0,98	0,97	0,02	0,07	0,64	0,94	0,70	0,89	0,54	0,05	0,06	0,90	0,03	0,79	
Na				0,75	0,56	0,77	0,82	0,81	0,71	0,37	0,52	0,12	0,07	0,28	0,65	0,71	0,70	0,27	0,38	0,69	0,78	0,23	0,23	0,54	0,74	0,69	0,68	0,32	0,20	0,27	0,77	0,20	0,80	
Mg					0,65	0,95	0,95	0,95	0,92	0,26	0,52	0,28	0,28	0,35	0,71	0,78	0,92	0,14	0,44	0,95	0,97	0,11	0,12	0,70	0,95	0,75	0,91	0,60	0,12	0,09	0,90	0,11	0,84	
Al						0,79	0,82	0,49	0,80	0,12	0,20	0,37	0,35	0,25	0,27	0,36	0,69	0,11	0,35	0,83	0,68	0,28	0,17	0,37	0,65	0,33	0,60	0,03	0,49	0,10	0,69	0,23	0,46	
P							0,97	0,87	0,93	0,22	0,50	0,37	0,27	0,39	0,64	0,72	0,90	0,14	0,52	0,96	0,96	0,06	0,09	0,63	0,91	0,67	0,87	0,46	0,04	0,15	0,87	0,04	0,77	
K								0,87	0,92	0,13	0,43	0,33	0,32	0,30	0,60	0,69	0,88	0,06	0,44	0,97	0,94	0,02	0,01	0,60	0,90	0,67	0,83	0,42	0,05	0,09	0,88	0,02	0,76	
Ca									0,86	0,46	0,69	0,24	0,11	0,38	0,85	0,90	0,90	0,36	0,54	0,85	0,95	0,37	0,10	0,78	0,93	0,89	0,91	0,65	0,28	0,23	0,90	0,36	0,89	
V										0,31	0,61	0,25	0,13	0,44	0,73	0,79	0,96	0,26	0,54	0,96	0,96	0,16	0,00	0,78	0,94	0,75	0,93	0,35	0,12	0,33	0,96	0,19	0,86	
Cr											0,86	0,14	0,46	0,61	0,78	0,72	0,43	0,85	0,43	0,13	0,38	0,93	0,04	0,65	0,38	0,72	0,49	0,28	0,34	0,63	0,47	0,88	0,58	
Fe												0,10	0,44	0,55	0,92	0,90	0,70	0,90	0,71	0,43	0,63	0,85	0,12	0,84	0,64	0,88	0,74	0,35	0,20	0,72	0,69	0,87	0,74	
Mn													0,07	-0,04	0,01	0,06	0,28	0,05	0,42	0,33	0,27	0,08	0,32	0,02	0,11	0,03	0,26	0,35	0,22	0,14	0,11	0,05	0,05	
Co														0,16	0,17	0,09	0,10	0,69	0,23	0,36	-0,18	0,61	0,08	0,15	0,24	0,11	0,05	0,15	0,03	0,64	0,10	0,64	0,05	
Ni															0,49	0,50	0,45	0,43	0,41	0,34	0,44	0,46	0,20	0,49	0,39	0,49	0,45	0,09	0,27	0,40	0,46	0,38	0,48	
Cu																0,99	0,82	0,73	0,66	0,61	0,78	0,73	0,09	0,94	0,83	0,98	0,86	0,52	0,28	0,55	0,83	0,74	0,89	
Zn																	0,86	0,67	0,67	0,69	0,84	0,66	0,09	0,94	0,87	0,99	0,89	0,54	0,23	0,50	0,87	0,66	0,91	
Ga																		0,35	0,60	0,93	0,97	0,28	0,14	0,84	0,95	0,82	0,99	0,52	0,01	0,30	0,96	0,32	0,88	
As																			0,66	0,04	0,26	0,95	0,13	0,66	0,27	0,67	0,41	0,17	0,16	0,76	0,34	0,95	0,47	
Se																				0,45	0,52	0,50	0,40	0,68	0,52	0,63	0,61	0,34	0,15	0,51	0,48	0,54	0,48	
Rb																						0,95	0,04	0,07	0,65	0,93	0,65	0,88	0,45	0,10	0,08	0,90	0,01	0,75
Sr																							0,22	0,11	0,76	0,96	0,80	0,96	0,56	0,10	0,22	0,95	0,22	0,89
Mo																								0,13	0,61	0,23	0,68	0,36	0,27	0,35	0,65	0,30	0,97	0,45

	Be	B	Na	Mg	Al	P	K	Ca	V	Cr	Fe	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	As	Se	Rb	Sr	Mo	Ag	Cd	Sn	Sb	Ba	Hf	Au	Tl	Pb	U	Hg		
Cd																									0,82	0,93	0,86	0,42	-	0,01	0,56	0,83	0,64	0,86	
Sn																											0,85	0,94	0,51	-	0,11	0,27	0,96	0,26	0,90
Sb																												0,85	0,52	-	0,24	0,49	0,85	0,69	0,89
Te																													n	n	n	n	n	n	
Ba																												0,59	-	0,10	0,30	0,94	0,38	0,89	
Hf																													0,55	0,29	0,39	0,25	0,45		
Ir																													n	n	n	n	n		
Pt																														n	n	n	n		
Au																														0,14	0,04	0,31	0,20		
Tl																															0,37	0,69	0,44		
Pb																																0,33	0,92		
U																																	0,44		

Příloha č. 8.: Tabulka korelací všech měřených prvků na KČOV v Břehově

## 7. SEZNAM POUŽITÉ LITARATURY

- AOMINE, S., 1962: A review of research on redox potentials of paddy soils in Japan. *Soil Sci.* 94, 6.
- BEHREND, L.L., BAILEY, E., BULLS, M.J., COONROD, H.S. a SIKORA, F.J., 1994: Seasonal trends in growth and biomass accumulation of selected nutrients and metals in six species of emergent aquatic macrophytes. In *Sborník konf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Guangzhou, ICWS*, 274.
- BRIX, H., 1993: Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance. In *Sborník konf. Constructed Wetlands for water Quality Improvement, CRC Press/Levis Publisher, Boca Raton, Florida*, 9.
- COWARDIN, L.M., CARTER, V., GOLET, F.C. a LA ROE, E.T., 1979: *Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States*. U.S. Fish and Wildlife Service Publ. FWS/OBS-79/31, Washington, D.C.
- CRITES, R.W., MIDDLEBROOKS, E.J., REED, S.C., 2005: *Natural Wastewater Treatment Systems*, CRC, Boca Raton, Florida.
- CURTIS, J.T., 1959: *The Vegetation of Wisconsin*. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin.
- DELAUNE, R.D., PATRICK, W.H., Jr., GUO, T., 1998: The redox-pH chemistry of chromium in water and sediment, in Allen, H.E., Garrison, A.W., Luther, G.W., (Eds.), *Metals in Surface Waters*, Sleeping Bear Press, Inc., pp, 241-255.
- DIÁKOVÁ, K., 2007: *Bakalářská diplomová práce: Redoxní procesy železa v umělém mokřadu*, 35-36.
- DICKINSON, C.H., 1974: Decomposition of litter in soil. In *Biology of Plant Litter*, Dickinson, C. H. a Pugh, G.F.J., Eds., Academic Press, New York, 633.
- DUŠEK, J., PICEK, T., 2008: Oxidačně redukční potenciál v kořenovém poli umělého mokřadu. Ve *Sborníku Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech, Třeboň*, 136-137.
- ECKHARDT, D.A.V., SURFACE, J.M., PEVERLY, J.H., 1999: A constructed wetland system for treatment of landfill leachate, Monroe County, New York, in: Mulamootil, G., McBean, E.A., Revers, F., (Eds.), *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*, Lewis Publisher/CRC Press, Boca Raton, pp, 205-222.

ENVIRONMENTAL LABORATORY, 1987: Corps of Engineers Wetlands Delineation Manual. Tech. Rept. Y-87-1, US Army Engineer Waterways Experimental Station, Vicksburg, Mississippi.

ETHERINGTON, J.R., 1983: Wetland Ecology. Studies in Biology 154, Edward Arnold, Londýn.

FAULKNER, S.P. a RICHARDSON, C.J., 1989: Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils. In Sborník konf. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Hamer, D.A., Ed., Lewis Publisher, Chelsea, Michigan, 41.

FEDERAL MANUAL (1989) for Identification and Delineating Jurisdictional Wetlands. Cooperative Publ. Fish and Wildlife Service, EPS, Department of the Army nad Soil Conservation Service.

GAMBRELL, R.P., 1994: Trace and toxic metals in wetlands-a review. J Environ Qual, 23, 883-891.

GARDINER, J., 1974: The chemistry of kadmium in natural water. I. Study of kadmium complex formation – use the kadmium specific-ion electrode. Water research, 8, 23-30.

GERSBERG, R.M., LYONS, S.R., ELKINS, B.V., and GOLDMAN, C.R., 1984: The removal of heavy metals by artificial wetlands, in Proceedings of Water Reuse Symposium III, Vol.2, American Water Works Association Research Foundation, Denver, CO, 639-648.

GOPAL et. al.: Definition and classification, In Wetlands nad Shallow Continental Water Bodies, Patten, B.C., Ed., SPB Academic Publishing, The Hague, 9, 1990.

GOULET, P.R., PICK, F.R., 2001: Chenges in dissolved and total Fe and Mn in a young constructed wetland: Implications for retention performance. Ecol Eng 2001; 17:373-84.

HAMMER, D.A. a BASTIAN, R.K., 1989: Wetland ecosystems: natural water purifiers? In Sborník konf. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Lewis Publisher, Chelsea, Michigan, 1.

HENDRY, G.R., CLINTON, J., BLUMER, K., and LEWIN, K., 1979: Lowland Recharge Project Operations: Physical, Chemical and Biological changes 1975-1978, Final Report to the Town of Brookhaven National Laboratory, Brookhaven, NY.

HILL, D.E. a SHAWNEY, B.L., 1981: Removal of phosphorus from wastewater by soil under aerobic and anaerobic conditions. J. Environ. Qual. 10, 401.

HOLMER, M., JENSEN, H.S., CHRISTENSEN, K.K., WIGAND, C., ANDERSEN, F.Q., 1998: Sulfate reduction in lake sediments inhabited by the isoetid macrophyte *Littirella uniflora* and *Isoetes lacustris*. Aquatic Botany, 60, 307-324.



- HORÁKOVÁ, M., 2003: Analytika vody, Vysoká škola chemicko-technologická, Praha, 335.
- JENNY, H., 1961: Derivation of the State Factor Equations of soil and ecosystems. Soil Sci Soc. Am. Proc. 25, 385.
- JOHNSTON, C.A., 1991: Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. CRC Crit. Rev. Environ. Control. 21, 491.
- KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L., 1996: Treatment Wetlands, CRC Press, Boca Raton, Florida, 893.
- KOČKOVÁ, E., KRÍŽ, P., LEGÁT, V., ŠÁLEK, J., ŽÁKOVÁ, Z., 1994: Vegetační kořenové čistírny odpadních vod, Brno: Ministerstvo zemědělství ČR, 67.
- KRÖPFELOVÁ, L., VYMAZAL, J., ŠVEHLA, a NĚMCOVÁ, J., 2008: Odstraňování stopových prvků v kořenových čistírnách, Ve Sborníku: Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech, Třeboň, 45-49.
- LAANBROEK, H.J., 1990.: Bacterial cycling of minerals that affect plant growth in waterlogged soils: a review. Aquat. Bot. 38, 109.
- LESAGE, E., 2006: Behaviour of Heavy Metals in Constructed Treatment Wetlands, Ph.D, Thesis, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Belgie.
- LESAGE, E., ROUSSEAU, D.P.L., MEERS, E., TACK, F.M.G., PAUW, N.D., 2007: Science of the Total Environment 380, 102-115.
- LIN, L.Y., 1995: Wastewater treatment for inorganics, in Encyclopedia of Environmental Biology, vol, 3, Academic Press, San Diego, pp, 479-484.
- LOVLEY, D.R., 1995: Microbial reduction of iron, manganese, and other metals. Advances in agronomy, 54, 175-231.
- MÆHLUM, T., WARNER, W.S., STÄLNACKE, P., JENSEN, P.D., 1999: Leachate treatment in extended aeration lagoons and constructed wetlands in Norway, in: Mulamootil, G., McBean, E.A., Revers, F., (Eds.), Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates, Lewis Publisher/CRC Press, Boca Raton, pp, 151-163.
- MALTBY, E., 1991: Wetlands and their values, In Wetlands, Finlayson, M., a Moser, M., Eds. Facto on File, Oxford, 8.
- MIAO, S.Y., CHEN, G.X., LI, S.H., TAM, N.F.Y. a WONG, Y.S., 1994: A study on the purifying effects of simulated *Kandelia* wetland on artificial wastewater. In Sborník konf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Guangzhou, ICWS, 254.

- MITSCH, W.J. a GOSSELINK, J.G., 1986: Wetlands. Van Nostrand Reinhold Company, New York.
- MOHANTY, S.K. a PATNAIK, S., 1975: Effect of submergence on the physicochemical and chemical changes in different rice soils. 1.Kinetics of pH, Eh, C and N..Acta Argon.Acad. Sci. Hungary 24, 446.
- MOHANTY, S.K., 1969: Effect of submergence on nutrient dynamics, yield and nutrient uptake by rice and different soil types. Ph.D. Thesis, Utkal University, Bhubaneswar, India.
- NOLTE ASSOCIATES, 1999: Five-Year Summary Report, 1994-1998, Sacramento Constructed Wetlands Demonstration Project, Sacramento Regional County Sanitation District, Sacramento, CA.
- OBARSKA-PEMPOWIAK, H., 2000: Retention of selected heavy metals: Cd, Cu, Pb in a hybrid wetland system , in: 7<sup>th</sup> Internat, Conf, on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lake Buena Vista, Florida, University of Florida. Gainesville and Internat, Waer Association, pp, 1285-1294.
- OBARSKA-PEMPOWIAK, H., 2001: Retention of selected heavy metals: Cd, Cu, Pb in a hybrid wetland system. Water Sci Technol, 44 (11-12): 463-8.
- OBARSKA-PEMPOWIAK, H., 2003: Removal and retention of selected heavy metals in components of a hybrid wetland system in: Mander, Ü., Jenssen, P.(Eds.), Constructed Wetlands for Wastewater treatment in Cold Climates, WIT Press, Southampton, UK, pp, 299-309.
- ORME, A.R., 1990: Wetland morphology, hydrodynamice and sedimentation.In Wetlands: A Threatened Landscape, Willimas, M., Ed., Basil Blackwell, Oxford, 42.
- OTTE, M. L., ROZEMA, J., KOSTER, L., HAARSMA, M.S., BROEKMAN, R.A., 1989: Iron plaque on roots of Aster tripolium L.: interaction with zinc uptake, New Phytologist 111, 309-317.
- PITTER, P., 1999: Hydrochemie, Vydavatelství VŠCHT, Praha, 568.
- PONNAMPERUMA, F.N., 1984: Effect of flooding on soil. In: Vymazal, J.(Ed.): Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách.ENVI s.r.o., Třeboň, 146.
- REDDY, K.R. and D'ANGELO, E.M., 1994: Soil Processes Regulation Water Quality in Wetlands. Pp. 309-324. In Kadlec, R.H., Knight, R., L., 1996, Treatment wetlands, CRC Press, Boca Raton, Florida, 893.
- ROZKOSNY, M, SALEK, J., KOCKOVA, E., 2004: Intenzification and optimalization of constructed wetlands design in the Czech Republic. In: Wetland Systems, Avignon: IWA,

- ASTEE, 2004, CD – PC5DCO09, 4p 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control Avignon (Francie).
- SAG, Y., KUTAL, T.:1995: Biosorption of heavy metals by *Zoogloea ramigera*: use of adsorption isotherms and a comparison of biosorption characteristics, *Chem. Eng.*, 181-188.
- SCHÖNBORN a kol., 1995. In Šálek a Tlapák, 2006, Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod, Informační centrum ČKAIT, s.r.o., Praha, 283.
- SMITH, S.R.,1996: Agricultural recycling of sewage sludge and the environment. CAB International, Walingford, 382.
- ST-CYR, L., CAMPBELL, P.G.C., 1996: Metals (Fe, Mn, Zn) in the root plaque of submerged aquatic plants collected in situ: Relations with metal concentrations in the adjacent sediments and in the root tissue, *Biogeochemistry* 33, 45-76.
- STEPNIEWSKI, W. a GLINSKI, J., 1988: Gas exchange and atmospheric properties of flooded soils. In the ecology and Management of Wetlands, Part 1. Ecology of Wetlands, Hook, D.D. et al., Eds., Timber Press, Portland, Kreton, 269.
- STOWELL, R., LUDWIG, R., COLT, J. a TCHOBANOGLOUS, G., 1981: Concepts in aquatic treatment system design. *J. Environ. Eng. Div. ASCE*, Vol. 107, No. EE5, Prop.Paper 16555, 919.
- STUMM, W., MORGAN, J.J., 1981, *Aquatic Chemistry, An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*, 2<sup>nd</sup> edition, Wiley-Interscience, New York.
- STUMM, W., MORGAN, J.J., 1996: *Aquatic Chemistry-Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. Wiley-Interscience, New York, 1022.
- ŠÁLEK, J. a TLAPÁK. V., 2006: Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod, Informační centrum ČKAIT, s.r.o., Praha, 283.
- ŠTĚPÁNEK, J., 2007: Magisterská diplomová práce: Plynné produkty mikrobiálního rozkladu v umělém mokřadu využívaném pro čištění odpadních vod, 11.
- ŠVEHLA, J., VYMAZAL, J., KRÖPFLOVÁ, L., NĚMCOVÁ, J., BASTL, J, BERÁNKOVÁ, M., SUCHÝ, V., 2008: Vybrané stopové prvky v sedimentech kořenových čistíren, Ve Sborníku: Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech, Třeboň, 69-75.
- TIMER, R.W., Jr. a WENEMEN, P.L.M., 1987: *Hydric soils of New England*. University of Massachusetts, Cooperation Extension Commun. Center.

- U.S.EPA, 1981: Process Design Manual Treatment of Municipal Wastewater, EPA 625/1-81-013, U.S. Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, OH.
- U.S. EPA, 1985: Protection of public water supplies from ground water contaminations. Center for Environ. Res. U.S. EPA Seminar Publ. 625/4-85/016.
- U.S.EPA, 1999: Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment, Office of Water Management, U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.
- VYMAZAL, 2008: Kořenové čistírny odpadních vod a jejich využití pro různé druhy odpadních vod, Ve Sborníku: Monitoring těžkých kovů a vybraných rizikových prvků při čištění odpadních vod v umělých mokřadech, Třeboň, 69-75, 5-6.
- VYMAZAL, J., 2003: Distribution of iron, cadmium, nickel and lead in a constructed wetland receiving municipal sewage, In. Vymazal J., editor. Wetlands - nutrients, metals, and mass cycling, Leden: Backhuys Publisher, 341-363.
- VYMAZAL, J., COOPER, P.F., GREEN, M.B., HABERL, R., 1998: Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe, Backhuys Publisher, Leiden, 366 pp.
- VYMAZAL, J., KRÁSA, P., 2003: Distribution of Mn, Al, Cu and Zn in a constructed wetland receiving municipal sewage. Water Sci Technol, 48(5): 299-305.
- VYMAZAL, J., 1995: Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách, ENVI, Třeboň.
- WETZEL, R.G., 1983. In: Šálek a Tlapák, 2006, Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod, Informační centrum ČKAIT, s.r.o., Praha, 283.
- YE, Z.H., BAKER, A.J.M. a WONG, M.H., 1994: Heavy metal tolerance, uptake and accumulation in populations of *Typha latifolia* L. and *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. In Sborník konf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Guangzhou, ICWS, 297.
- YUH-SHAN HO., 2005: Effect of pH on lead removal from water using tree fern as the sorbent, Biores. Technol. 96, 1292-1296.