

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Zemědělská fakulta



Bakalářská diplomová práce

**Studium procesů odstraňování vybraných rizikových prvků z komunálních
odpadních vod na kořenových čistírnách.**

Ivana Mrázková

Vedoucí práce : Ing. Jaroslav Švehla, CSc.

České Budějovice 2008

Anotace

Cílem této bakalářské práce je formou literární rešerše podat přehled současných vědeckých poznatků o procesech odstraňování vybraných rizikových prvků z odpadních vod na umělých mokřadech, tzv. kořenových čistírnách (KČOV). Práce hodnotí účinnost odstraňování vybraných prvků (Arsen, olovo, nikl, rtuť, kadmium, mangan) z odpadních vod a na základě literárních údajů uvádí, ve kterých částech KČOV jsou tyto prvky nejvíce zadržovány. Podává také srovnání kořenových čistíren s klasickými typy čistíren odpadních vod a jejich výhody i nevýhody.

Klíčová slova: odpadní vody, umělé mokřady–kořenové čistírny, rizikové prvky, těžké kovy, účinnost procesů odstraňování.

Annotation

The purpose of this bachelor work is to provide a literature survey aimed at the processes responsible for removal of selected risk elements (arsenate, lead, nickel, Mercury, kadmium and manganese) during the wastewater treatment in constructed wetlands. Also, constructed wetlands are compared with conventional treatment plants.

Keywords: wastewaters, constructed wetlands, risk elements, heavy metals, effectivity of removal processes

Prohlašuji, že jsem předloženou práci vykonala 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 bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě, fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne 10.4. 2008

.....

vlastnoruční podpis

PODĚKOVÁNÍ

Chtěla bych poděkovat svému školiteli Ing. Jaroslavu Švehlovi, CSc. především za trpělivost a ochotu při vedení práce, doc.Ing. Janu Vymazalovi, CSc za cenné připomínky a poskytnutou literaturu a RNDr. Vladislavu Chrastnému Ph.D. za rady při zpracování této práce.

Vřelý dík patří také mým rodičům, kteří mi po celou dobu studia byli velkou oporou a umožnili mi studium na vysoké škole.

Tato práce byla součástí především projektu Grantové agentury ČR

č. 206/06/0058–„Monitoring odstraňování rizikových prvků na kořenových čistírnách“

a též výzkumného záměru ZF JCU: **MSM 6007665806** - „*Trvale udržitelné způsoby hospodaření v podhorských a horských oblastech zaměřené na vytváření souladu mezi jejich produkčním a mimoprodukčním uplaněním*“, který navazuje na dřívější výzkumný záměr **MSM 122200003**- „*Interakce chemických složek v ekosystému povrchových vod*“.

Obsah

1. Úvod	7
2. Literární přehled	8
2.1. Přírozené mokřady	8
2.2. Základní charakteristiky mokřadů	9
2.2.1. Vegetace	9
2.2.2. Mokřadní půda	9
2.2.3. Hydrologie	10
2.3. Definice a typy umělých mokřadů	11
2.3.1. Umělé mokřady	11
2.3.2. Umělé mokřady s emerzními (vynořenými) rostlinami	11
2.3.3. Umělé mokřady se submerzními (ponořenými) rostlinami	13
2.3.4. Umělé mokřady s plovoucími rostlinami	14
2.4. Historie KČOV (kořenové čistírny odpadních vod)	15
2.5. Procesy podílející se na přírodním čištění odpadních vod	16
2.6. Mokřadní rostliny a jejich fyziologické vlastnosti	17
2.6.1. Mokřadní rostlinstvo	17
2.6.2. Fyziologické vlastnosti mokřadních rostlin	17
2.7. Konstrukční uspořádání KČOV	18
2.7.1. Návrh konstrukce KČOV	18
2.7.2. Rozdělení odpadních vod	20
2.8. Aplikace procesů odstraňování s ohledem na vybrané prvky	21
2.8.1. Fyzikálně-chemické procesy	21
2.8.2. Biologické procesy	22
2.8.3. Bakterie kumulující kovy	23
2.8.4. Kumulace těžkých kovů	23
2.8.5. Proč rostliny přijímají toxické kovy?	24
2.9. Zhodnocení toxicity vybraných prvků, příklady reakcí	25
2.9.1. Arsen	25
2.9.2. Kadmium	27
2.9.3. Rtuť	28
2.9.4. Mangan	30
2.9.5. Olovo	30

2.9.6. Nikl.....	31
2.10. Účinnost čištění	31
2.10.1. Celkové zhodnocení účinnosti.....	32
2.10.2. Účinnost čištění s ohledem na vybrané kovy	33
2.10.3. Srovnání KČOV a klasické ČOV	33
3. Závěr.....	35
4. Seznam použité literatury	37
5. Příloha	45

1. Úvod

Uplynulo jen několik desetiletí od doby, kdy si lidstvo začalo uvědomovat ohrožování a ničení životního prostředí vlastními odpadními produkty. Mrtvé vody byly prvním varováním před nebezpečím nekontrolované produkce odpadních látek, jimiž člověk devastuje životní prostředí (Herle, Bareš 1990).

V posledních letech se ve větší míře začíná rozvíjet využití alternativních čistírenských procesů, které jsou využívány již řadu let s velmi dobrými výsledky (Kočková et al., 1994). Nejčastěji se jedná o tzv. extenzivní metody čištění. Z nichž jsou nejčastěji používány kořenové (vegetační) čistírny odpadních vod (KČOV). Tyto metody využívají přirozených procesů ke zlepšení kvality vod. Pro jejich použití hovoří jednoduchost, minimální provozní náklady a také to, že velmi dobře zapadnou do krajiny (Herle, Bareš 1990).

Předložená práce se zabývá zkoumáním procesů, které se podílejí na odstraňování těžkých kovů z umělých mokřadů. Zhodnocuje efektivnost odstranění, srovnává účinnost s klasickými čistírnami. Dále podává informace o toxicitě vybraných kovů.

Cíl: sestavení důkladné literární rešerše na téma odstraňování vybraných rizikových prvků z odpadních vod na KČOV:

- A) Sestavení důkladné literární rešerše na téma studium procesů odstraňování rizikových prvků z odpadních vod na KČOV
- B) Zhodnocení a diskuze potenciálních možností účinnosti čištění odpadních vod na KČOV z literárních údajů.

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1. Přirozené mokřady

Mokřadní ekosystémy tvoří přirozený přechod mezi vodními a suchozemskými ekosystémy (Gopal et al., 1990) a jsou rozšířeny v různých formách na všech kontinentech kromě Antarktidy, od tropů po tundry (Mitsch, Gosselink, 2000). Tyto ekosystémy mají mnoho podob, které se vždy liší od těch ostatních. Jmenujme například bažiny, tůně, rašeliniště, slatiniště, lužní louky a lesy (Hammer, Bastian, 1989). Přibližně 6% zemského povrchu lze klasifikovat jako mokřad. Z historického hlediska to byly právě mokřady v období karbonu, které vytvořili většinu fosilních paliv, na kterých jsme nyní závislí. Z krátkodobého hlediska jsou mokřady významné jako zdroj a místo ukládání a přeměny mnohých chemických, biologických a genetických materiálů (Mitsch, Gosselink, 1986).

Existují různé definice mokřadů :

(Scott, Jones, 1995) : „Mokřiny, slatiny, rašeliniště, území pokrytá vodou, ať přirozená nebo uměle vytvořená, stálá či dočasná, s vodou stojatou či tekoucí, sladkou, brakickou či slanou, zahrnující také mořské oblasti, kde hloubka při odlivu nepřesahuje 6 m.“

Pravděpodobně nejkompexnější klasifikace mokřadů byla vypracována pro U.S.Fish and Wildlife Service (Cowardin et al., 1979). Ta definuje mokřady jako přechod mezi suchozemským a vodním prostředím, kde je vodní hladina v úrovni povrchu země nebo blízko povrchu nebo je povrch pokryt mělkou vrstvou vody. Pro účely této klasifikace musí být splněna alespoň jedna z následujících podmínek:

1. půda alespoň periodicky podporuje růst hydrofyt;
2. substrát je převážně hydrická půda;
3. substrát není zemní, je saturován vodou nebo je překryt mělkou vrstvou vody v průběhu vegetačního období, a to každý rok;

Přirozené mokřady se využívají pro čištění odpadních vod mnoho desítek let. Nekontrolovatelné vypouštění odpadních vod vedlo v mnoha případech k devastaci velkých mokřadních ploch. Jelikož mokřady byly dlouho považovány za zcela nevyužitelné a nepotřebné oblasti, nevrátne ztráty příliš nikoho netížily. Teprve výrazná změna v chápání role mokřadů v biosféře způsobila konec tomuto vypouštění znečištěných vod do přírodních

mokřadů. Přirozené mokřady jsou sice ještě využívány pro čištění odpadních vod, ale stále větší význam má využití mokřadů umělých (Hammer, 1989, Cooper, Findlater, 1990).

2.2. ZÁKLADNÍ CHARAKTERISTIKY MOKŘADŮ

2.2.1. Vegetace

Převládající vegetace jsou makrofyty, která jsou adaptována na hydrologické a půdní podmínky popsané definicemi. Hydrofytní druhy rostlin díky fyziologickým a reprodukčním adaptacím mají schopnost růst, rozmnožovat se a úspěšně konkurovat a přežívat v anaerobních půdních podmínkách (Vymazal, 1995).

2.2.2. Mokřadní půda

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, 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 základních skupin: minerální a organické (Vymazal, 1995).

1) Minerální půdy

Minerální půdy se většinou skládají z aluviálních materiálů, jsou nesmírně variabilní od prakticky polotekutých půd až po masivní prismatické struktury např. v periodicky vynořených mokřadech. Zrnitostní charakteristika se pohybuje od jílu až po hrubé písky s mocností téměř od nuly do masivně vyvinuté vrstvy (Brinkman, van Diepen, 1990).

2) Organické půdy

Většina z organických půd se vyskytuje v mokřadech, kde je vzhledem k nedostatku kyslíku nízká rychlost dekompozice organické hmoty. Na rozdíl od minerálních půd, jejichž tvorba závisí na přísunu materiálu z oblasti mimo mokřad, závisí akumulace organických půd na produkci a dekompozici materiálu. Dekompozice je dezintegrace odumřelých organismů

na menší částice až do rozpadu všech struktur, přičemž komplexní organické molekuly jsou rozloženy na CO₂, H₂O a minerální komponenty (Johnston, 1991).

V mokřadních půdách dominují anaerobní podmínky, které jsou indukovány saturací a zaplavení vodou. Nejvýznamnější efekt zaplavení je izolace půdního systému od atmosférického kyslíku, čímž se systém mění od aerobního oxidačního na anaerobní (Faulkner, Richardson, 1989).

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 podmínkách“.

Hydrologie vytváří v mokřadech unikátní fyziologické podmínky, které činí toto prostředí odlišným od systémů suchozemských a vodních s hlubokou vodou. Mezi procesy, které transportují energii a živiny do a z mokřadů patří srážky, povrchové odtoky, podzemní voda, příliv a odliv a říční záplavy (Mitsch a Gosselink, 1986).

Hloubka vody, charakter toku vody, délka a četnost zaplavení, které jsou výsledkem hydrologických vstupů a výstupů ovlivňují biochemii půd a jsou hlavními faktory, které určují rostlinné a živočišné složení mokřadů. Hydrologie je pravděpodobně nejdůležitějším elementem, který určuje utváření a přetrvávání specifických typů mokřadů a mokřadních procesů (Mitsch a Gosselink, 1986).

2.3. DEFINICE A TYPY UMĚLÝCH MOKŘADŮ

2.3.1. Umělé mokřady

Umělé mokřady jsou uměle vytvořený komplex zvodnělého nebo mělce zaplaveného zemního lože, vegetace, živočichů a vody, který napodobuje přirozené mokřady pro praktické využití (Hammer, Bastian, 1989). V kořenových čistírnách probíhají naprosto stejné procesy jako v přirozených mokřadech, a proto je možno zkušenosti získané při studiu přirozených mokřadů aplikovat na kořenové čistírny.

Umělé mokřady se rozdělují podle několika kritérií, především podle druhu použité vegetace a způsobu průtoku odpadní vody.

2.3.2. Umělé mokřady s emerzními (vynořenými) rostlinami

První pokusy s využitím emerzních mokřadních rostlin pro čištění odpadních vod byly prováděny v Německu již na začátku 50. let 20. století, avšak první plnoprovozní mokřadní čistírny byly uvedeny do provozu až koncem 60. a začátkem 70. let v Nizozemí a Německu (Vymazal, 1995). Tyto mokřady jsou jednoznačně největší skupinou umělých mokřadů. Systémy využívající emerzní rostliny lze rozdělit do tří hlavních skupin (Brix, 1993).

- a. s povrchovým tokem
- b. s podpovrchovým horizontálním tokem (kořenové čistírny)
- c. s podpovrchovým vertikálním tokem

a. Umělé mokřady s povrchovým tokem

Čištění odpadních vod se uskutečňuje při průtoku odpadní vody hustým porostem mokřadních rostlin, které rostou v relativně málo propustném substrátu (Vymazal 1995). Tento typ čištění odpadních vod je používán především v USA, v Evropě je využíván méně často (Hammer, Bastian, 1989).

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 nejsou vždy důsledně odděleny od podloží nepropustnou bariérou (Vymazal, 1995).

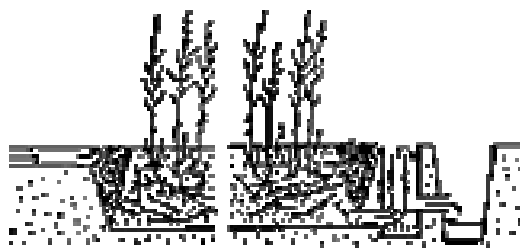


Obrázek č.1: Umělý mokřad s povrchovým tokem (Vymazal,2005)

b. Umělé mokřady s podpovrchovým horizontálním tokem (KČOV)

Do kořenové čistírny přitéká odpadní voda kontinuálně na rozdíl od vertikálního systému kde je dávkována přerušovaně. (Vymazal, 2005)

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 (Vymazal, 1995). Účinnost odstranění dusíku a fosforu je nižší, ale tyto systémy nejsou určeny speciálně pro odstraňování těchto živin.



Obrázek č.2: Umělý mokřad s podpovrchovým horizontálním tokem (Vymazal, 2005)

c. 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 (Vymazal, 1995).

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 (Vymazal, 2005).

Systém s vertikálním průtokem je vhodné kombinovat s horizontálním průtokem.



Obrázek č.3: Umělý mokřad s podpovrchovým vertikálním tokem (Vymazal, 2005)

2.3.3. Umělé mokřady se submerzními (ponořenými) rostlinami

Submerzní rostliny mají fotosyntetické orgány zcela ponořené. Tyto rostliny přijímají živiny především systémem kořenů ze sedimentů, jsou však schopny asimilovat i živiny z vodního sloupce. Relativní význam obou těchto zdrojů je předmětem výzkumu již řadu let. Submerzní rostliny mohou růst pouze v dobře prokysličených vodách. Z tohoto důvodu není možno využívat tyto systémy pro čištění odpadních vod s vysokým obsahem snadno rozložitelných organických látek. Jejich využití se proto omezuje především na dočišťování (Vymazal, 2005).

Přítomnost submerzních rostlin má za následek odčerpání a rozpuštění anorganického uhlíku a zvýšení koncentrace rozpuštěného kyslíku v průběhu vysoké fotosyntetické aktivity rostlin. Zvýšené hodnoty pH vytvářejí optimální podmínky pro těkání amoniaku a srážení

fosforu. Vysoké koncentrace rozpuštěného kyslíku také vytvářejí předpoklad pro mineralizaci organických látek. Asimilované živiny jsou vesměs zadržovány v kořenovém systému vyšších rostlin a v nárostových společenstvech. Živiny uvolňované v průběhu dekompozice submerzních rostlin jsou snadno asimilovány nárostovými společenstvy (Brix, 1993).



Obrázek č.4: Umělý mokřad se submerzními (ponořenými) rostlinami (Vymazal, 2005)

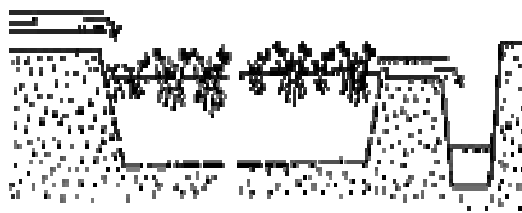
2.3.4. Umělé mokřady s plovoucími rostlinami

Využívají většinou vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*) nebo z rostliny z čeledi Lemnaceae (okřehkovité, např. *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia*).

Lze rozlišit dvě použití systémů využívajících vodní hyacint:

- 1) Dočišťovací systémy zaměřené na odstraňování živin, které jsou inkorponovány v biomase (pravidelné sklizení narostlé biomasy zaručuje maximální produktivitu (Bastian, Reed, 1980).
- 2) Kombinované sekundární a terciární čištění pro odstranění organického a minerálního znečištění, přičemž rozklad organického znečištění a mikrobiální transformace probíhají současně. Vodní hyacint se v tomto případě sklízí pouze v rámci údržby systému. Systém vyžaduje přítomnost aerátorů (aeračního zařízení) a doba zdržení kolísá v závislosti na charakteru odpadní vody v rozmezí 5-15 dní (Vymazal, 1995).

Mokřadní systémy s vodním hyacintem snášejí velké zatížení - až 440kg BSK₅ ha⁻¹ d⁻¹. Růst vodního hyacintu je však výrazně omezen při teplotách pod 10°C (Hayes et al., 1987).



Obrázek č.5: Umělý mokřad s plovoucími rostlinami (Vymazal, 2005)

Živiny jsou asimilovány ze sedimentů v případě vynořených rostlin a rostlin s plovoucími listy, z vody jsou živiny asimilovány rostlinami plovoucími. Ponořené rostliny přijímají živiny ze sedimentů, ale také přímo z vody stonky a listy. Kvantitativní rozdělení příjmu živin mezi kořeny a stonky je stále diskutovanou otázkou. Mokřadní vegetace je na celém světě podobná, narozdíl od suchozemské vegetace (Vymazal, 1995).

Další využití mokřadů (Kadlec, Knight, 1996):

- ❖ náhrada za odvodněné přirozené mokřady, které byly převedeny na zemědělskou půdu
- ❖ čištění odpadních vod a zlepšení kvality vody
- ❖ protipovodňová ochrana
- ❖ pěstování rychle rostoucích mokřadních dřevin

2.4. Historie KČOV (kořenové čistírny odpadních vod)

Pro čištění odpadních vod se umělé mokřady využívají již 40 let a v současné době se jejich počet ve světě odhaduje na více než 80 000 (jen v Německu je v provozu asi 50 000 KČOV) (Vymazal, 2008). Např. čistírna v Othfresenu byla uvedena do provozu v roce 1974 (Vymazal, 2008). U nás se objevuje po první zmínce v roce 1987 na semináři v Brně (Končalová, Květ, 1987), o dva roky později v roce 1989 byla uvedena do provozu 1. plnoprovozní KČOV v Petrově u Jílového (Vymazal 1995).

V některých státech (např. USA Velká Británie, Dánsko, Německo) jsou kořenové čistírny považovány za rovnocennou alternativu klasických čistírenských způsobů (tj. systémy

s aktivovaným kalem, rotující biologické kontaktry, biofiltry) a jejich použití je běžně povolováno vodohospodářskými organizacemi (Vymazal, 1995).

Největší KČOV pro čištění procesních vod z ropných polí se nachází v súdánském Hegligu (240 000 m², 60 000 m³/d). U nás je největší KČOV ve Spáleném Poříčí (5 000 m², ca. 1100 obyvatel) (Vymazal 2008).

V České republice se počet KČOV blíží ke třem stům (viz. graf č.1 v příloze).

2.5. PROCESY PODÍLEJÍCÍ SE NA PŘÍRODNÍM ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

Hlavní charakteristikou mokřadů je trvalé zaplavení. Substrát je izolován vodou od atmosférického kyslíku, čímž se v systému ustavují redukční podmínky. Omezený vstup kyslíku do zatopené zóny je však zprostředkováván kořeny rostlin, takže dochází ke střídání zón s oxidačními a redukčními vlastnostmi (Armstrong et al., 1990, 1991, Brix, 1993).

Procesy, probíhající v mokřadních a vodních společenstvech k odstraňování organického znečištění, živin i škodlivých látek z vody, jsou založeny na řízeném průtoku předčištěné odpadní vody umělým mokřadem, osázeným bažinnými rostlinami, vodní kulturou s plovoucími nebo ponořenými vodními rostlinami nebo jiným prostředím, schopným odebírat vodě znečišťující látky přirozenými procesy (Vymazal, 2005).

Procesy důležité pro čištění odpadních vod lze shrnout do tří kategorií (Stowell et al., 1981):

- 1) Fyzikální (sedimentace, filtrace, fyzikální adsorpce, difuze, evapotranspirace aj.),
- 2) Chemické (srážení, chemisorpce, rozklad -oxidace, redukce, působení UV záření aj.),
- 3) Biologické (Bakteriologické procesy na povrchu kořenů rostlin a média pro rozklad a odstraňování látek, nitrifikace/denitrifikace. Biologický metabolismus, příjem živin, kyslíku, CO₂, organických látek rostlinami, transpirace aj.).

2.6. MOKŘADNÍ ROSTLINY A JEJICH FYZIOLOGICKÉ VLASTNOSTI

2.6.1. Mokřadní rostlinstvo (Vymazal, 1995)

- rákos obecný (*Phragmites australis*) – nejčastěji používaný, je tolerantní k znečištění, již osvědčený – většinou časem vytlačí ostatní rostliny. Sází se nejlépe 4 sazenice na 1 m , vyžínána se v zimě. Jeho sazenice lze zakoupit v zahradnictví
- chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) – používá se obyčejná nebo okrasná forma ,sází se až 10 sazenic na 1 m , vyžínává se i uprostřed sezóny pokud je třeba, lze ji kombinovat s jinými rostlinami, roste rychleji než-li rákos
- další rostliny v různých dekorativních kombinacích – orobinec širokolistý nebo úzkolistý (*Typha latifolia*, *T. angustifolia*), kosatec bahenní (*Iris pseudacorus*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*), ostřice (*Carex spp.*), skřípina (*Scirpus spp.*), šmel okoličnatý (*Butomus umbellatus*) aj.

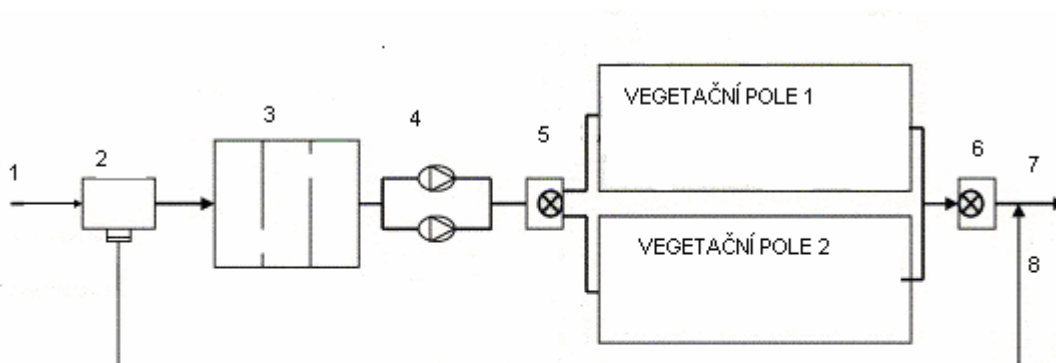
2.6.2. Fyziologické vlastnosti mokřadních rostlin

- rychlý růst, vytváření velké biomasy a maximální využití dostupných živin (*Typha latifolia* – orobinec širokolistý, *Glyceria maxima* – zblochan vodní, *Eichhornia crassipes* – tokozelka sličná).
- dlouho trvající vegetační klid podzemních orgánů a semen v průběhu nepříznivého počasí (dlouhá doba zaplavení nebo sucha, např. (*Bolboschoenus maritimus* – kamyšník přímořský).
- přerušení klidu semen v příznivých podmínkách pro jejich klíčení a rozvoj (*Oenanthe aquatica*) (Hejný, Hroudová, 1987).

2.7. KONSTRUKČNÍ USPOŘÁDÁNÍ KČOV

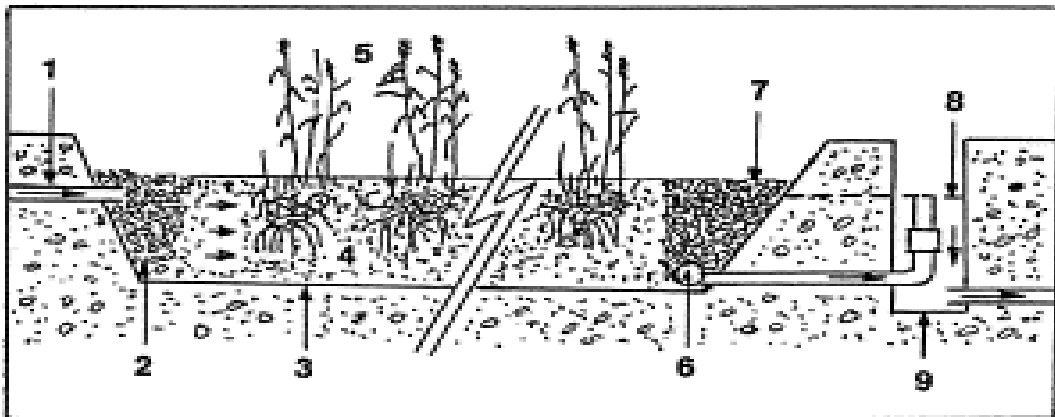
2.7.1. Návrh konstrukce KČOV

Existují různé varianty uspořádání KČOV, jedním z nich je model na obr.č.6, který znázorňuje celkové schéma KČOV a obr.č.7, který zobrazuje průřez vegetačním polem. (Vymazal, 2005).



Obrázek č.6. Celkové schéma uspořádání KČOV

- 1- přítok odpadní vody
- 2 dešťový odlehčovač
- 3 mechanické předčištění (usazovací nádrž, septik, česle, lapák tuku...)
- 4 čerpadla používána jen ojedíněle
- 5 odběr vzorků
- 6 kontrolní odtoková šachta
- 7 odtok odpadní vody
- 8 dešťová voda smíchaná se splašky



Obrázek č.7:Průřez polem na KČOV (tady by mělo být, z jaké publikace to je)

- 1 – přítok odpadní vody
- 2 – distribuční zóna
- 3 – nepropustná vrstva
- 4 – substrát (štěrk, drcený kámen)
- 5 – vegetace
- 6 – sběrné potrubí
- 7 – sběrná zóna
- 8 – regulátor výšky
- 9 – odtok

Vegetační pole jsou mělké nádrže (0,6-0,8 m) izolované od svého okolí. K tomu se používá jíl (Cooper et al., 1990) nebo plastová fólie (PVC- typ 803, polyethylén-0,5 až 2 mm). Fólie se někdy chrání jemným pískem neb geotextilií (Vymazal,1995).

Podle potřeby může mít KČOV půdní nebo pískový filtr, okrasný rybníček, zavlažovaný porost dřevin nebo okrasných rostlin.

Jednotlivé části jsou uspořádány podle situace do optimální funkční sestavy a dimenzovány podle množství a složení odpadních vod tak, aby odtékající voda byla dostatečně vyčištěná a splňovala předepsané limity (1995).

Přírodní čistírna může za vhodných podmínek fungovat i bez odtoku (všechna voda se v systému odpaří nebo se využije na závlahu). Ale musí se použít vrby, např. *Salix viminalis*. Zatím se používá jen v Dánsku a Estonsku (Vymazal,2008).

Vždy je nutné před KČOV umístit mechanické předčištění. V případě nedokonalého předčištění se dostatečně neodstraní nerozpuštěné látky, které mohou následně ucpat vlastní filtrační lože (Vymazal, 1995). Předčištění může být v podobě septiku, sedimentační nádrže, česel či lapáku písku. Při čištění odpadních vod, které obsahují zvýšenou koncentraci ropných produktů se používají lapoly (Vymazal, 2008) a při zvýšené přítomnosti tuků je vhodné zařadit lapák tuků (Chudoba et al., 1991).

Předčištěná odpadní voda je přiváděna do rozvodné zóny, která je vyplněna hrubým kamením. Pro rozvod se většinou používají plastové trubky s velkými otvory, aby se zabránilo ucpávání. Rozvodné potrubí může být uloženo buď pod úroveň povrchu filtračního pole a povrch rozvodné zóny je ve stejné úrovni jako povrch filtračního pole nebo jsou rozvodné trubky uloženy nad úroveň povrchu filtračního pole a jsou převrstveny hrubým kamenivem (Vymazal, 1995).

Filtrační lože je většinou 60 až 80 cm hluboké a substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k ucpávání. V současné době se používá: praný štěrk, drcené kamenivo nebo kačírek o zrnitosti 4/8 nebo 8/16 mm. Doporučuje se používat jen jednu frakci, aby nedocházelo ke špatnému promísení jednotlivých frakcí, díky nimž by se mohly vytvářet zkratové proudy ve filtrační loži (Vymazal, 2005).

2.7.2. Rozdělení odpadních vod

A – splaškové odpadní vody :

Jsou to odpadní vody vypouštěné do veřejné kanalizace z bytů a obytných domů (i škol, restaurací apod.). Průměrně se počítá se specifickou produkcí splaškových vod 150 l/osobu/ den.

B – odpadní vody průmyslové :

Jsou to odpadní vody vypouštěné do veřejné kanalizace z průmyslových závodů a výroben. Řadí se k nim i odpadní vody zemědělské.

C – odpadní vody srážkové :

Jsou to odpadní vody odváděné z intravilánu obce jednotnou veřejnou kanalizací. Jejich velikost závisí na intenzitě srážek.

D – vody balastní :

Do veřejné kanalizace se dostává určité množství podzemních vod netěsnostmi kanalizace (Wanner, Hlavínek, 1997).

2.8. APLIKACE PROCESŮ ODSTRAŇOVÁNÍ S OHLEDEM NA VYBRANÉ PRVKY (As, Hg, Mn, Cd, Pb, Ni).

2.8.1. Fyzikálně-chemické procesy

Rizikové prvky a těžké kovy jsou běžnou součástí městských splaškových vod. Koncentrace těchto prvků na odtoku z čistíren odpadních vod nejsou limitovány, proto chybí dostatek údajů o jejich zadržování či vyplavování (Vymazal, 2005).

Zadržování či případně uvolňování rizikových prvků a těžkých kovů v mokřadech je výrazně ovlivněno redoxním potenciálem a chemizmem železa a manganu (Khalid et al., 1978).

Oxidačně redukční potenciál (ORP)

V odpadních vodách je hodnota ORP obvykle dána koncentrací rozpuštěného kyslíku. ORP je jednou z fyzikálně chemických vlastností vody. Využívá se pro vyjádření schopnosti prostředí přijmout nebo poskytnout elektrony. Aerobní prostředí je charakterizováno nejvyššími hodnotami ORP, přítomný kyslík se zde nejnáze stává akceptorem elektronů (Schlesinger, 1997).

Některé prvky (např. Mn, Cr, As) se vyskytují ve vodách v různém oxidačním stupni, s čímž souvisí i jejich rozdílné chemické a biologické vlastnosti a mobilita v prostředí. ORP slouží i k odhadu poměrného zastoupení jednotlivých oxidačních stupňů daného prvku ve vodě (Pitter, 1999). Jedním z důvodů proč jsou těžké kovy a rizikové prvky zadržovány v substrátu, je tvorba nerozpustných oxidovaných 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. Oxidy Fe i Mn se jeví na kořenech načervenalou barvou (Crowder, 1991). Tato sraženina poskytuje efektivní bariéru pro příjem těžkých kovů kořeny, neboť tyto kovy jsou zadržovány simultánním srážením v matrici (Crowder, 1991). Oba oxidy mohou nést další kovové ionty Pb a Hg (Lee et al., 1987), Cd (Rozema et al., 1985). Kovy jako Cu, Zn nebo Ni nepodléhají oxidačního stupně působením oxidačně redukčnímu potenciálu. Ale prvky As, Cr, Se, podléhají transformaci v mokřadech, které jsou výrazně ovlivňovány oxidačně-redukčním potenciálem (Gambrell, 1994).

Mezi další faktor, který ovlivňuje vyplavování a retenci kovů ze sedimentů, je vylučování slabých kyselin kořeny rostlin. Jde především o slabé kyseliny (nazývané souhrnně metalofóry), které rozpouští nerozpuštěné formy a váží je v chelatované podobě, která je nutná pro jejich příjem rostlinami (Lipton, 1987).

V anaerobních podmínkách jsou železité ionty a mangančité sloučeniny redukovány na železité 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 redukci na sulfan (sirovodík), který může vytvářet s přítomnostními kovovými ionty nerozpustné sirníky. Tyto sirníky mohou být oxidovány v aerobním prostředí za současného uvolňování kovových iontů (Gardiner, 1974).

K této oxidaci dochází i působením difúze 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, 1970).

Nesmíme opomenout vliv pH, které hraje důležitou roli při sorpci kovů (Yuh Shan Ho, 2005). Maximální sorpční schopnost byla pozorována blízko neutrálního prostředí pro Cu^{2+} , Cd^{2+} a Ni^{2+} zatímco pro Pb^{2+} se sorpce pohybovala v kyselém prostředí pro pH nižší než-li 4 (Sag, Kutal, 1995).

2.8.2. Biologické procesy

Pro biologické odstraňování těžkých kovů a rizikových prvků kumulací mikroorganismů, je vždy nutné zhodnocení jejich toxicity. Mnohé z těžkých kovů a rizikových prvků jsou nezbytné pro fyziologické a metabolické procesy v živých organismech. Přesto jsou všechny těžké kovy a rizikové prvky při dosažení určitých, zatím přesně nestanovených koncentrací toxické (Véber, Zahradník, 1986).

1) Biosorpce

Biosorpce je proces, ve kterém mikroorganizmy pasivně, tedy bez požadavku na energii, odstraňují těžké kovy a rizikové prvky. Biomasa (baktérie, vláknité houby, kvasinky, řasy), kterou můžeme odstranit těžké kovy, může být často tvořena neživými

preparáty. Proces biosorpce je velmi rychlý a poměrně účinný. Biosorpce byla prokázána u Cd, Ni, Pb, Cu, Zn a Mn (Miretzky et al., 2006). Mechanismus biosorpce se uskutečňuje hlavně iontovýměnnou rovnováhou a výměny iontů mezi kovem a sorbetem (Satyakala, Jamil, 1992, Veglio, Beolchini, 1997, Schiewer, Volesky, 1997).

Biosorpci ovlivňuje pH (Mehta a Gaur 2001), koncentrace kovů (Mehta et al., 2000) a množství biomasy (Chubar et al., 2004).

Může probíhat i aktivním způsobem. Jde o transport kovových iontů do buněčné hmoty a jejich vázání ve specifických frakcích buněčné hmoty nebo v některých orgánech. Je to proces, který je spojen s životaschopností a metabolickou aktivitou mikroorganismů a vyžaduje energii (Véber, Zahradník, 1986).

2) Bioremediace

V bioremediaci probíhá redukce kovů, která je uskutečňována celou řadou mikroorganismů. Vede ke změně toxicity kovu, rozpustnosti a mobility. Oxidace, precipitace, metylace kovů patří rovněž k remediačním technologiím. Obzvláště proces precipitace je využíván k rychlému odstranění některých kovů z vodních zdrojů. V tomto procesu jsou nejčastěji využívány bakterie redukující sírany, obzvláště druhy rodu *Desulfovibrio*. V procesu anaerobního metabolismu těchto mikroorganismů jsou vytvářeny nerozpustné sulfidy Zn, Pb, Ni, Cr, Cd, Cu, Fe, Hg a dalších kovů. Tyto nerozpustné sulfidy mohou být odstraněny sedimentací nebo filtrací, popř. separační centrifugací. Tento proces odstraňování těžkých kovů bývá využíván ve i speciálních reaktorech (Horáková, 2006).

2.8.3. Bakterie akumulující kovy

Mnohé bakterie tvoří polysacharidový obal, tzv. „glykokalyx“, a díky němu jsou schopné akumulovat velké množství kovů. Polymery v glykokalyxu mohou často vázat velké množství kadmiových, měďnatých, olovnatých a jiných iontů. K jejich zajímavým producentům patří například bakterie *Klebsiella aerogenes*, *Pseudomonas putida*, *Arthrobacter viscosus*, *Enterobacter aerogenes* či *Zooglea ramigera* (Patzak et al., 1997).

Například gramnegativní bakterie *Zooglea ramigera* může vázat více než 300 mg kadmia, 70 mg olova nebo 800 mg rtuti/gram suché hmotnosti biomasy (Rudd, 1984). Kmeny *Klebsiella aerogenes*, které tvoří extrémní množství polysacharidů, odstraňují kadmium lépe než kmeny *Pseudomonas putida* a *Arthrobacter viscosus* (Patzak et al., 1997).

Bakterie *Citrobacter species* jsou schopné srážet velké množství kadmennatých a jiných dvojmocných kovových iontů na buněčném povrchu ve formě fosforečnanů. Jiné bakterie, například rodů *Desulphovibrio*, *Desulphotomaculum*, *Thiobacillus* nebo *Klebsiella*, mohou kovové ionty vysrážet ve formě sulfidů kovů (Patzak et al., 1997).

Mnoho dalších bakteriálních rodů a kmenů bylo a je zkoumáno pro své schopnosti odstraňovat kovy z roztoků. Mezi ně patří například zástupci rodů *Escherichia*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus*, *Micrococcus*, *Azotobacter*, *Acinetobacter*, *Mycobacterium* nebo *Streptomyces* (Kálalová, Mastný, 1987).

2.8.4. Kumulace těžkých kovů

Mokřadní rostliny mají vysoký potenciál kumulovat těžké kovy ve svých pletivech, a to zejména v kořenech (Pevery et al., 1995), díky své schopnosti rychlého růstu a vysoké produkci biomasy. (Pevery et al., 1995). Množství kovu akumulovaných v částech rostlin se může lišit, během vegetační doby. Někteří autoři ohlásili nejvyšší koncentrace těžkých kovů na podzim a relativně nízké hladiny během jara (Hardej, Ozimek, 2002). Rákos obecný (*Phragmites australis*) je jedním z nejvíce rozšířených druhů na světě. Je všeobecně známo, že akumuluje některé z těžkých kovů zřetelně více než ostatní mokřadní rostliny (Aksoy et al., 2006).

2.8.5. Proč rostliny přijímají toxické kovy?

K růstu a dokončení životního cyklu potřebují rostliny nejen makronutrienty (N, P, K, S, Ca a Mg), ale také esenciální mikronutrienty (Fe, Zn, Mn, Ni, Cu a Mo). Rostliny si vyvinuly vysoce specifický mechanismus příjmu, translokace a ukládání těchto nutrientů. Navíc citlivé mechanismy udržují intracelulární koncentrace iontů kovů uvnitř fyziologického rozmezí. Obecně lze říci, že mechanismus příjmu je selektivní, rostliny upřednostňují příjem některých iontů před jinými. Mnoho těžkých kovů jako například Zn, Mn, Ni a Cu jsou esenciální mikronutrienty. Rostliny neakumulují pouze vysoké hladiny esenciálních mikronutrientů, ale také absorbují významná množství neesenciálních kovů jako je např. Cd. Je možné že příjem tohoto kovu v kořenech je přes systém účastníků se transportu jiného esenciálního dvojmocného mikronutrientu, zřejmě Zn^{2+} . Kadmium je chemický analog zinku a rostliny nejsou schopny rozlišovat mezi těmito dvěma ionty (Lasat, 2000).

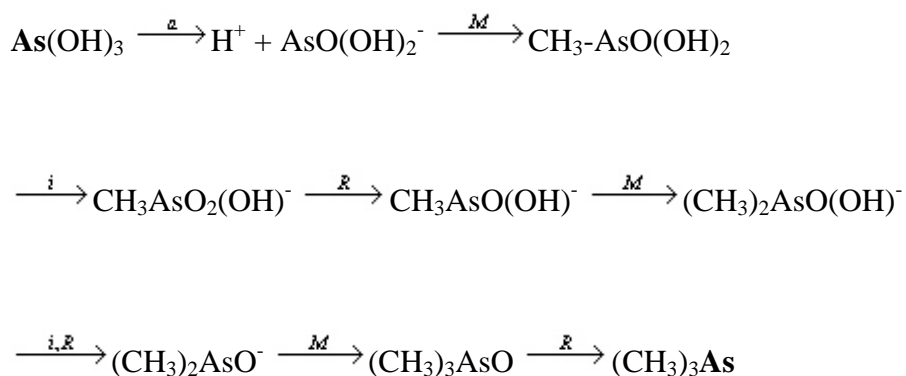
Pro zvýšení ochrany proti toxickým těžkým kovům musely rostlinné buňky vyvinout mechanismy, pomocí nichž jsou ionty kovů, které se dostanou do cytosolu buňky, ihned komplexovány a inaktivovány. Sloučeniny, které se účastní komplexace kovů zahrnují organické kyseliny, volné aminokyseliny, glutathion, fytochelatin, metalothioneiny, metalochaperony a proteiny. Metalothioneiny jsou polypeptidy bohaté na cystein, které jsou kódovány skupinou genů. Na druhou stranu fytochelatin jsou skupinou enzymaticky syntetizovaných peptidů bohatých na cystein (Eapen a D'Souza, 2005, Hall, 2002).

2.9. Zhodnocení toxicity vybraných prvků,

2.9.1. Arsen

Na KČOV dochází k postupné redukci na As^{3+} . V sedimentech se As sráží jako málo rozpustné sulfidy (Hughes, 2002). Na KČOV se arsen neeliminuje, jako jeden z mála prvků (Vymazal, 2008).

Znázornění methylace As dle autorů (Fergusson, 1990, Hughes, 2002)



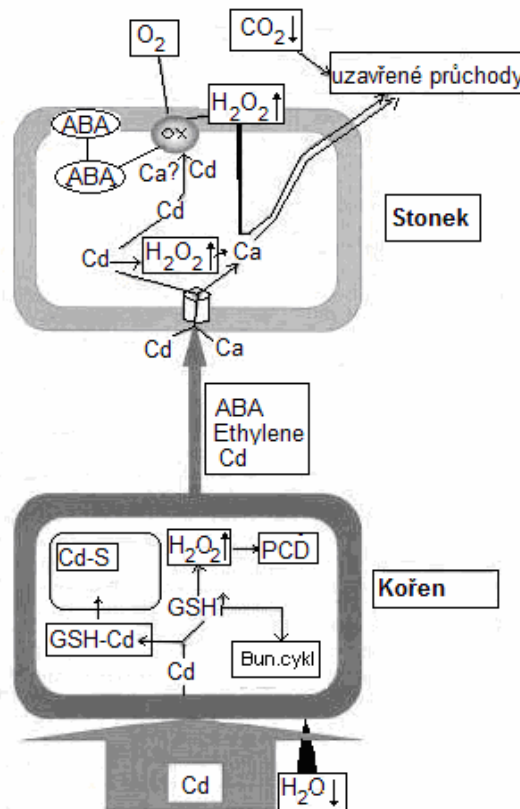
i = ionizace R = redukce M = CH_3

Arsenové otravy z vody s vyššími koncentracemi jsou po celém světě v několika regionech. Alarmující jsou obzvláště v Jižní Asii hlavně ze špatné hygieny a zacházení s vodou (Chakraborti et al., 2004; Kapaj et al., 2006). Arsen je snad jediný karcinogen, u kterého jsou adekvátní důkazy o karcinogenitě u člověka jak cestou inhalační, tak i z příjmu potravin (Chakraborti et al., 2004). Je rychle vylučován ledvinami již v několika dnech. Inhalační expozice se projevuje bolestí v krku a podrážděním plic a kůže, zvyšuje se pravděpodobnost nádorů jater, ledvin a močového měchýře. Pro chronickou orální expozici je

charakteristické především změny na pokožce, může dojít k vypadávání vlasů a nehtů, poněvadž se v nich akumulují vysoké koncentrace. Během těhotenství vysoká orální expozice způsobuje poškození plodu (Karagas et al., 2000, Mandal et al., 2003). Častý je také úbytek váhy a anemie. Poškození jater může mít za následek až cirhózu. Dochází k abnormalitám na elektrokardiogramu a k nemocem cév. Novodobá studia našla v lidské moči monomethylarzenovou kyseliny (MMAII) a dimethylarzenovou kyselinu (MMAIII), obecně je toxicitější MMAII nežli As⁵ a As³ (Petrick et al., 2000, Petrick et al., 2001)

2.9.2. Kadmium

Jedním z principů odstraňování kadmia je jeho velká kumulační schopnost v biomase, níže uvedený cyklus znázorňuje proces zachycení kademnatých iontů kořeny rostlin.



Obázek č.8: Model kumulace kadmia kořeny rostlin dle Prášila, 2007 (www.vurv.cz)

Vysvětlivky:

GSH= tripeptid (γ -Glu-Cys-Gly)

ABA= ABA kyselina abscisová (abscisic acid)

PCD= programovaná buněčná smrt

Ionty kadmia jsou zachycovány kořeny rostlin. Cd je fixován a detoxikován koenzymem GSH. Spotřeba GSH vede k zastavení buněčného cyklu a k hromadění

peroxidu vodíku, který spouští naprogramovanou buněčnou smrt. Tvorba kyselin vede ke sníženému příjmu vody z prostředí.

Cd je molekulami přepravován do listů. Kyseliny a peroxid vodíku umožňují otevření Ca-kanálku, kudy je Cd transportovaný dovnitř buňky, tvoří se další peroxid vodíku, který je oxidován na kyslík a oxid uhličitý.

Přijaté kadmium se z organismu vylučuje jen velmi pozvolna a obtížně, jeho většina se přitom koncentruje především v ledvinách a v menší míře i v játrech. Bylo prokázáno, že kadmium může v ledvinách setrvat až desítky let. Právě ty jsou při chronické otravě kadmii nejvíce ohroženy (Horáková, 2006). Do organismu se kadmium dostává z kontaminované vody nebo z potravy (Leffel et al., 2003, Satarug, Moore, 2004), je to známý karcinogen a jeho vysoký obsah v organismu zvyšuje riziko vzniku rakovinného bujení (Sato et al., 2002, Banerjee, Flores-Rozas, 2005) a teratogen (Hovland et al., 2000). Dále může způsobovat neplodnost (Bench et al., 1999), poškození ledvin (Cai et al., 2001), poškození jater (Horiguchi et al., 2000). Patrně nejohroženější skupinu osob však tvoří kuřáci. Je jednoznačně prokázáno, že v náhodně vybraném vzorku populace obsahují ledviny silného kuřáka minimálně 10x více kadmia než u nekuřáka. Z výše uvedených faktů pak jasně vyplývá, že kuřák je kromě běžně uváděné rakoviny plic ohrožen i rakovinou nebo chronickým selháním činnosti ledvin (Satarug, Moore, 2004).

2.9.3. Rtuť

Sloučeniny rtuti ve vodách podléhají změnám a to jak chemickým, tak biochemickým. Může probíhat oxidace, redukce a transformace anorganicky vázané rtuti na organickou a opačně (Pitter, 1999).

Některé mikroorganismy mohou enzymaticky methylovat Hg^{2+} na methylrtuť CH_3Hg^+ , která se díky svým fyzikálním vlastnostem rozptýluje do okolí ve formě par (www.chemicke-listy.cz). Na kořenových čistírnách probíhají methylační reakce v sedimentech za anaerobních podmínek a v aktivovaném kalu za aerobních podmínek.

K rozkladu alkylderivátů rtuti na anorganické sloučeniny vede demethylační reakce. Vzhledem k rychlé kumulaci a sorpci v biomase a sedimentech, vede k vazbě do komplexních sloučenin (jde především o komplexy vázané prostřednictvím síry) a rozkladu, bývá koncentrace volných methylderivátů asi o řád nižší než koncentrace celkové rtuti ve vodě.

Zajímavostí a v budoucnu možné využití geneticky modifikovaných mokřadních rostlin, by vedlo ke zvýšení efektivity odstraňování iontů rtuti.

Pokusy byly zatím prováděny jen na suchozemských rostlinách. Gen kódující reduktasu rtuti se podařilo vnést do genomu rostliny *Arabidopsis thaliana* (huseníček rolní) a také do rostliny *Liriodendron tulipifera* (liliovník tulipánokvětý). Expresí tohoto genu se zvýšila odolnost rostlin vůči koncentraci Hg^{2+} iontů v jejich tkáních a současně se podařilo převést větší část rtuti ve formě Hg^0 do ovzduší. V případě použití tohoto způsobu musí však být realizováno opatření, které by zamezilo nekontrolovanému rozptylu plyných zplodin. Vedle výběru rostlin a klasických šlechtitelských metod jsou genové manipulace technikou, která může výrazně přispět k lepšímu využití rostlin pro fytořediční účely (<http://www.diamo.cz>).

Toxicita jednotlivých sloučenin rtuti je především závislá na rozpustnosti ve vodě. Z tohoto pohledu jsou nejvíce rizikové sloučeniny dvojmocné rtuti Hg^{+2} . Anorganická rtuť byla nalezena v kosmetických prostředcích a do organismu se může dostat prostřednictvím kůže nebo potravou (Ozuah, 2000). Organická rtuť se dostane do organismu těmito cestami: methyl rtuť CH_3Hg^+ z kontaminovaných ryb a ethylrtuť $\text{CH}_2\text{H}_5\text{Hg}^+$, která se dříve používala v konzervárenství (Braunwald et al., 2001).

Z organismu se rtuť vylučuje jen velmi pozvolna a obtížně, většina se přitom koncentruje především v ledvinách, nervové soustavě a v menší míře i v játrech a slezině (Braunwald et al., 2001). Bylo prokázáno, že rtuť může v ledvinách setrvat až desítky let. Právě ty jsou při chronické otravě rtuťmi nejvíce ohroženy, projevy chronické otravy jsou nespecifické, může se jednat o studené končetiny, neurologické a psychické potíže, zažívací potíže (Greenwood, 1993). Spekuluje se, že rtuť může mít vliv na onemocnění Alzheimerovou chorobou, Parkinsonovou chorobou či sklerózou (Clarkson, 2002, Mutter et al., 2004).

2.9.4. Mangan

V redukčních podmínkách za nepřístupu rozpuštěného kyslíku a jiných oxidačních činidel je nejstabilnější forma Mn^{2+} , může se vyskytovat i v oxidačních stupních II, III, IV (Horáková et al., 1989). Patří mezi prvek, který je z KČOV vyplavován.

Mangan patří mezi stopové prvky s nejnižší toxicitou, aktivuje řadu enzymů, proto má velmi důležitou biologickou funkci (Navarro-Alarcón, 2005). Mangan je důležitý i pro správný metabolismus cukrů a jeho nedostatek může vést k nebezpečí onemocnění cukrovkou (Anderson, 2004; Aschner et al., 2005). Hlavními přirozenými zdroji manganu v potravě je rostlinná strava jako obilniny, hrášek, olivy, borůvky, špenát a ořechy. Doporučená denní dávka v potravě se pohybuje mezi 20 – 30 mg Mn denně. Naopak přebytek manganu v potravě působí negativně především na nervovou soustavu a působí potíže podobné projevům Parkinsonovy nemoci (Barceloux, 1999).

2.9.5. Olovo

Zdroj emisí je z automobilismu, v odpadních vodách převažuje z rozpuštěných forem výskytu, v závislosti na hodnotě pH a koncentraci veškerého oxidu uhličitého, především jednoduchý ion Pb^{2+} (Pitter, 1999). Olovo má vysoký akumulární potenciál hromadí se nejenom v sedimentech, ale i v biomase mikroorganismů a rostlin. Potenciální využití v čištění odpadních vod na KČOV k odstranění olova je mimo jiné také rostlina *Lepironia articulata* (www.diamo.cz), která ale roste jen v Austrálii a jihovýchodní Asii (Vymazal, 2008)

Toxicita olova je zvláště významná pro dětský organismus. Zdrojem nálezů jsou kontaminovaná půda a výfukové plyny. Nízké dávky mohou způsobovat podrážděnost, nechutenství (Lead Reference Centre, 1997). V současné době, je díky používání olova v rozvodu pitné vody, širokému použití olova při výrobě barev, rozsáhlému použití olova jako aditiva v benzínu a díky jeho ostatnímu využití v průmyslu, je olovo všudypřítomným kontaminantem prostředí (Needleman, 1998). Olovo se po vniknutí do organismu ukládá hlavně v kostech a v určitém množství se nachází v krvi.

2.9.6. Nikl

Ve vodách se nachází buď jako jednoduchý ion Ni^{2+} , ale i jako hydroxokomplexy (Pitter, 1999). Nikl patří mezi prvky, které jsou mokřadními rostlinami zadržovány ve značné míře.

Nikl je běžnou součástí zemské kůry, zvyšuje se jeho používání v průmyslu a tím i jeho koncentrace, nejčastější potíže související s niklem jsou kožní dermatitidy. Projevuje se u 6 – 10 % obyvatelstva a doprovází ji nejprve zarudnutí kůže, později až vznik kožních ekzémů (International Agency, 1990). Při velkých nebo pravidelně zvýšených dávkách se silně zvyšuje riziko vzniku rakoviny plic (IARC Working Group, 1990). Řadí se mezi mutageny, tedy látky schopné negativním způsobem ovlivnit vývoj lidského plodu. Sloučeniny niklu proniknou do jádra buňky a poškodí DNA (Costa, Heck, 1984), kde reagují s H_2O_2 za vzniku reaktivních druhů kyselin, které jí poškodí (Kawanishi et al., 1989).

2.10. ÚČINNOST ČIŠTĚNÍ

2.10.1. Celkové zhodnocení účinnosti

KČOV jsou v našich podmínkách stavěny především za účelem odstraňování organického znečištění a nerozpustných látek z odpadních vod z malých obcí nebo samostatných obydlí. Míra organického znečištění se uvádí jako BSK_5 (biochemická spotřeba kyslíku za pět dní) nebo $CHSK_{Cr}$ (chemická spotřeba kyslíku stanovená dichromanovou metodou) (Pitter, 1999). Účinnost odstraňování organických a nerozpustných látek je nejvyšší vždy hned po kontaktu vody se substrátem. Proto je důležitým parametrem vegetačního pole poměr délka/šířka, který by se měl pohybovat v rozmezí 0,4 – 3 (Reed, 1993). Výhodou kořenových čistíren je schopnost čistit i odpadní vodu s nízkou koncentrací znečišťujících látek. Proto jsou vhodné pro malé obce s jednotnou kanalizací nebo jako stupeň dočištění po jiných technologiích (Vymazal, 1995).

Pokud jsou KČOV dimenzovány za účelem odstranit především organické a nerozpuštěné látky, je eliminace fosforu a dusíku poměrně nízká a pohybuje se v rozmezí 40–50% pro splaškové vody. Hlavním důvodem nízkého odstranění fosforu je malá sorpční

kapacita používaných filtračních materiálů (štěrk, kačírek, drcené kamenivo). Eliminace dusíku je limitována slabou schopností kořenových čistíren oxidovat amoniak, který je hlavní formou dusíku ve splaškových odpadních vodách. Na účinnost má i rozhodující vliv jaké konstrukční uspořádání zvolíme. Následující tabulka zobrazuje srovnání účinnosti při jednostupňovém a dvoustupňovém uspořádání (Šálek, 1999).

Uspořádání vegetační čistírny	Čistící účinek%					
	CHSK _{Cr}	BSK ₅	Amoniak	fosforečnany	P celkový	Nerozp.látky
Horizontální	60,3	68,7	78,8	76,6	70,8	91,9
Horiz.a Vertikl	78,4	82,2	96,0	92,3	90,3	93,6

Při běžném zatížení jen s horizontálním uspořádáním se odstranění např. amoniaku pohybuje jen okolo 78,8% (to je naprosto výjimečné, většinou bývá tak 20-40%, ale je nutné uvést zatížení, např. v g m⁻² rok⁻¹). Naproti tomu při kombinaci KČOV s horizontálním a vertikálním prouděním docílujeme výsledků podstatně příznivějších 96%.

2.10.2. Účinnost čištění s ohledem na vybrané kovy

V roce 2006 proběhl roční výzkum tří KČOV (Mořina, Slavošovice, Břehov), jednotlivé prvky byly sledovány na přítoku, odtoku. Zjistilo se, že některé prvky jsou na KČOV zadržovány v malé míře, jiné prvky jsou zadržovány ve velké míře a malá skupina prvků je z KČOV vyplavována. Všechny tři KČOV představují typ s horizontálním podpovrchovým průtokem (Kröpfelová et.al, 2007).

Jednotlivé výsledky jsou zahrnuty v tabulce ($\mu\text{g l}^{-1}$)

	<i>MOŘINA</i>		<i>SLAVOŠOVICE</i>		<i>BŘEHOV</i>	
	přítok	odtok	přítok	odtok	přítok	odtok
Cd	0,27	0,14	0,12	0,29	0,35	0,15
Hg	0,134	0,074	0,039	0,020	0,109	0,033
Ni	37,9	16,9	25,9	24,3	35,7	8,4
Pb	26	4,0	5,7	10,2	12,9	3,41
Mn	181	144	263	349	237	270
As	1,4	2,35	2,0	3,0	2,6	4,2

Z tabulky je patrné, že prvky kadmia, rtuti jsou z KČOV zadržovány v malé míře, oproti tomu prvky niklu a olova jsou většinou v KČOV zadržovány ve značné míře a prvky manganu a arsenu jsou z KČOV vyplavovány. Z toho vyplývá, že těžké kovy nelze posuzovat z pohledu odstraňování z KČOV souhrnně, ale musíme je hodnotit jednotlivě. Z údajů, které jsou k dispozici vyplývá, že eliminace těžkých kovů se pohybuje kolem 80%, ale míra eliminace silně kolísá mezi jednotlivými kovy. Gersberg et al., 1984 prováděli pokusy zaměřené na odstraňování těžkých kovů v kořenové čistírně a zjistili, že zadržování Cu, Zn se pohybovalo v rozmezí 98-99%, pro ostatní kovy jsou mírně nižší.

Bylo zjištěno, že největší část (cca 90%) je zadržena v sedimentu a jen asi 10% ze zachyceného množství se nachází v nadzemní biomase, přičemž koncentrace těžkých kovů v listech a stoncích rostlin jsou jen mírně zvýšené oproti přirozeným lokalitám (Vymazal, 2004). Vysoká schopnost vyjmutí kovů byla ohlášena i jinými autory (Obarska - Pempkowiak, 2001).

2.10.3. Srovnání KČOV a klasické ČOV

Náklady na realizaci kořenových čistíren jsou v dnešní době již srovnatelné, s náklady na realizaci klasických mechanicko-biologických typů čistíren (Vymazal, 2008).

Markantní rozdíl je u provozních nákladů, kdy tyto u kořenových čistíren dosahují pouze 15% až 30% provozních nákladů klasických typů čistíren (Kočková et al., 1994).

Rozpětí investičních nákladů je velmi široké. Nejčastěji se pohybují kolem 16 000 Kč/EO (Vymazal,2008).

Životnost kořenových čistíren se předpokládá 20-25 let (Vymazal, 1995). U klasických ČOV je životnost nižší.

Ve srovnání s klasickými typy čistíren jsou kořenové čistírny méně náročné z hlediska obsluhy, tj. není třeba neustálého dozoru a také nejsou kladeny vysoké nároky na odbornost obsluhy. Právě fakt, že na malých klasických čistírnách obvykle chybí stálá a kvalifikovaná obsluha, může zapříčinit nedostatečnou funkci čistírny (Vymazal, 1995).

Účinnost kořenové čistírny je ve světě většinou hodnocena podle toho, zda je dosahováno předepsaných limitních koncentrací na odtoku bez ohledu na dosahovanou účinnost. Účinnost čistírenských zařízení je v České Republice bohužel často hodnocena také podle stupně odstraňovaných sledovaných látek, který je vyjádřen v procentech. Takové hodnocení je však zavádějící. Neboť neříká nic o koncentraci přitékající, případě odtékající vyčištěné odpadní vody. Hodnocení účinnosti pouze v procentech odstranění je zcela nevhodné u méně koncentrovaných odpadních vod, což je případ většiny čistíren na jednotlivých kanalizací (tj. splaškové vody společně s dešťovými) (Vymazal, 1995).

Nižší účinek vyjádřený v procentech, který je charakteristický pro čistírny, kam přitékají zředěné odpadní vody, se bohužel často stává argumentem odpůrců kořenových čistíren. Tito lidé velmi často poukazují na to, že kořenové čistírny nejsou schopny zajistit určitý stupeň čištění, aniž by vzali v úvahu kvalitu surové a vyčištěné vody.

Často se v tomto případě zapomíná na fakt, že klasické čistírny v takových případech nefungují vůbec (Vymazal, 1995).

Konkrétní údaje o účinnostech klasických ČOV jsou většinou vysoké a umožňují dosahovat na odtoku hodnot znečištění pod úrovní hodnot povolených Nařízením vlády č. 61/2003 Sb.. Obecně se uvádí fakt, že malé klasické ČOV mají na odtoku vyšší hodnoty nerozpuštěných látek (Chudoba et al., 1994).

3. ZÁVĚR

Čištění odpadních vod na KČOV je kombinací fyzikálních, chemických a biologických interakcí mezi rostlinami, substráty a mikroorganismy.

Mezi základní fyzikálně chemické faktory, které ovlivňují odstraňování těžkých kovů z KČOV patří oxidačně redukční potenciál, chemismus železa a manganu, pH. Metabolismus mokřadů vede ke snižování pH (kořeny rostlin respirují, tudíž uvolňují CO₂, čímž se snižuje pH. Ve většině případů se v mokřadech pH ustálí v oblasti neutrální), což jsou vhodné podmínky pro srážení kovů. V blízkosti kořenů se tvoří sraženiny oxidů železa a manganu, následkem difúze kyslíku z kořenů vzniká vysoký redoxní gradient, jehož výsledkem je srážení železa ve formě komplexních hydratovaných hydroxo-oxidů. Tato sraženina poskytuje efektivní místo pro zachycení dalších kovů.

Těžké kovy se dále odstraňují absorpcí rostlinami, účinnost sorpce je závislá na pH, teplotě a druhu rostliny. Rostlinné buňky svou metabolickou aktivitou mohou převést toxické ionty na méně toxické formy. Kovové ionty mohou být navázány na buněčné stěny nebo na extracelulární polymery. Dále za přispění aktivního nebo pasivního transportu se mohou dostat do buněk a pak do organel. Rostlinné buňky si ale musely vyvinout mechanismus pro zvýšení ochrany proti toxickým kovům. Ionty kovů, které se dostanou do cytosolu buňky ihned komplexují a inaktivují. Sloučeniny, které se účastní komplexace kovů zahrnují organické kyseliny, volné aminokyseliny, glutathion, fytochelatiny, metalothioneiny, metalochaperony a proteiny.

Kumulace kovů v mokřadních rostlinách se nalézají v nejvyšších koncentracích v kořenech, nižší v oddencích a nejnižší v listech.

Budoucnost by mohla být vkládána do transgenních rostlin, které by měly použití v širším měřítku v KČOV, neboť by byli geneticky upravené tak, aby měli větší kumulační schopnost nejen pro těžké kovy, ale dosavadní pokusy byly prováděny zatím jen se suchozemskými rostlinami.

Na jednotlivé těžké kovy nemůžeme ale pohlížet jednostranně, musíme je hodnotit zvlášť. Každý kov má jiné vlastnosti a jiným mechanismem se z KČOV odstraňuje.

Z uvedené literatury vyplývá, že mangan a arsen jsou ze systému vesměs vyplavovány, nikl a olovo se zadržují v KČOV ve značné míře, oproti tomu rtuť a kadmium jsou zadržovány v malé míře.

Vysoká efektivnost odstranění těžkých kovů z odpadních vod na KČOV je ohlášena mnoha autory. Procento odstranění se liší pro každý kov, průměrnou hodnotu odstranění pro těžké kovy dosavadní literatura udává kolem 80%.

Výhodou kořenových čistíren je schopnost čistit i odpadní vodu s nízkou koncentrací znečišťujících látek, vyžadují minimální, ale pravidelnou údržbu, většinou nevyžadují elektrickou energii, mají menší náchylnost k havárii systému a dobře zapadnou do krajiny.

Jejich nevýhodou je, že jsou náročnější na plochu a nejsou vhodné k odstraňování amoniaku a fosforu.

4. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Anderson, J.J.B., 2004.** Minerals. In: L.K. Mahan and S. Escott-Stump, Editors, *Food, nutrition, & diet therapy* (11th ed.), Saunders, Philadelphia
- Aksoy, A., Demirezen, D., 2006.** Common hydrophytes as indicators of iron and manganese pollutions, *Ecological Indicators*, Volume 6:338-393.
- Armstrong, J., Armstrong, W., 1990.** Light enhanced convective through-flow increases oxygenation in rhizomes of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *New Phytol.* 114,121.
- Armstrong J., Armstrong, W. 1991.** A convective through-flow of gases in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Aquat. Bot.* 39: 75.
- Aschner, M., Erikson, K.M., Dorman, D.C., 2005.** Manganese dosimetry: Species differences and implications for neurotoxicity, *Critical Reviews in Toxicology* 35: 1–32.
- Banerjee, S., Flores-Rozas, H., 2005.** Cadmium inhibits mismatch repair by blocking the ATPase activity of the MSH2–MSH6 complex, *Nucleic Acids Res.* 33: 1410–1419.
- Bastian, R.K., Reed, S.C., Eds, 1980.** *Aquaculture Systems for Wastewater Treatment. Seminar Proceedings and Engineering Assessment.* EPA Report EPA 430/9-80-006, Washington, D.C.
- Barceloux, D.G., 1999.** Manganese, *Journal of Toxicology–Clinical Toxicology* 37: 293–307.
- Bench, G., Corzett, M.H., Martinelli R., Balhorn, R., 1999.** Cadmium concentrations in the testes, sperm, and spermatids of mice subjected to long-term cadmium chloride exposure, *Cytometry* 35: 30–36.
- Braunwald, E., Fauci, A.S., Kasper, D.L., Hauser, S.L., Longo, D.L., Jameson J.L., 2001.** *Harrison's Principles of Internal Medicine*, McGraw-Hill 467–469, 2592–2593, 2602.
- Brinkman, R., Van Diepen, C.A., 1990.** Mineral soils. In *Wetlands and Shallow Continental Water Bodies*, Patten, B.C., Ed., SPB Academic Publishing, The Hague, 37.
- Brix, H., 1993.** *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement.* CRC Press. Boca Raton. 391
- Brix, H., Schierup, H.H., 1989.** Danish experience with sewage treatment in constructed wetlands. In *sborník konf. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Hammer, D.A., Ed., Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, 565.
- Cai, Y., Aoshima, K., Katoh, T., Teranishi H., Kasuya, M., 2001.** Renal tubular dysfunction in male inhabitants of a cadmium-polluted area in Toyama, Japan — an eleven-year follow-up study, *J. Epidemiol.* 11:180–189.
- Clarkson, T.W., 2002.** The three modern faces of mercury, *Environ. Health Perspect.* 110 (Suppl. 1), 11–23.

Cooper, P., et al., 1990. European design and operation guidelines for reed bed treatment systéme.EC/EWPCA Emergent Hydrophyte Treatment Systéme Expert Contant Group Report.

Cooper, P.F., Findlater, B.C., Eds., 1990. Sborník konf.Constructed Wetlands in Water Popullition Control In: Vymazal J.(Ed.). Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI s.r.o., Třeboň,146.

Costa, M., Heck J. D., 1984. Perspectives on the mechanism of nickel carcinogenesis. In: G.L. Eichhorn and L. Marzilli, Editors, *Advances in organic biochemistry* vol. 6, Springer-Verlag, Berlin , 285–309.

Cowardin, L.M., Carter, V.,Golet, F.C., La Roe, E.T., 1979. Clasification of Wetlands and Deepwater Habitats of United States.U.S.Fish and Wildlife Serise Publ. FWS/OBS-79/31,Washington,D.C.

Crowder, A., 1991. Crowder, Acidification, matals and macrophytes, Environ Pollut 71: 171–203.

Eapen, S., D'Souza, S.F., 2005. Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals, Biotechnology Advances 23: 97-114.

Environmental Laboratory, 1987. Corps of Engineers Wetlands Delineation Manual. Tech. Rept. Y-87-1, us Army Engineer Waterways Experimental Station, Vicksburg, Mississippi. Stránky neuvedeny.

Faulkner, S.P., Richardson, C.J., 1989. Physical and chemical characteristic of freshwater wetland soils In: Vymazal J.(Ed.): Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách.ENVI s.r.o.Třeboň,146

Fergusson, J.E., 1990. The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon press, Oxford.

Gambrell, R.P., 1994. Trace and toxic metals in wetlands a review. Journal of Enviromental Duality,23: 883-891.

Gardiner, J., 1974. The chemistry of kadmium in natural water.IA. study of kadmium complex formation usány the kadmium specific-ion electrode.Water Research, 8: 23-30.

Gersberg, R.M., Lyon, S.R., Elkins, B.V., Goldman, C.R., 1984. The removal of heavy metals by artifical wetlans. In Sborník konf. Future of Water Reuse.Vol.2,AWWA Research Foundation, Denver, Colorado, 639.

Gopal, B., Květ, J., Löffler, H., Masing, V., Patten, B.C., 1990. Definition and classification. Ve sborníku Wetlands and shallow continental water bodies. SPB Academic publishing by The Hague. The Netherlands. 1. 9-15.

Greenwood, N.N., 1993. Chemie prvků svazek 1, Chemistry of elements(orig.), Praha, 793.

Greenwood, N.N., 1993. Chemie prvků svazek 2, Chemistry of elements (orig), Praha 794-1635

Hayes, T.D., Isaacson, H.R., Reddy, K.R., Chynoweth, D.P., Biljetina, R., 1987. Water hyacinth systems for water treatment. In Sborník konf. Aquatic Plants for Wastewater Treatment ad Resource Recovery, Reddy, K.R., Smith, W.H., Eds., Magnolia Publishing, Orgando, Florida, 121.

Hall, J.L., 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance, J. Exp. Botany 53: 1-11.

Hammer, A.D. 1989. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Sborník konf., Lewis Publisers, Chelsea, Michigan.

Hammer, D.A., Bastian, R.K., 1989. Wetland ecosystems: natural water purifiers? Ve sborníku konference Constructed wetlands for wastewater treatment. Lewis publishers. Chelsea, Michigan.1.

Hardej, M., Ozimek T., 2002. The effect of sewage sludge flooding on growth and morphometric parameters of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. Ecological Engineering, Issue 3: 343-350.

Hejný, S., Hroudová, Z., 1987. Plant adaptations to shallow water habitats. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 27: 157.

Herle, J., Bareš, P., 1990. Čištění odpadních vod z malých zdrojů znečištění. SNTL, Praha, 207

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., Lischke P., Grünwald, A., 1989. Chemické a fyzikální metody analýzy vod SNTL/ALFA, Praha. 389.

Horáková, D., 2006. Bioremediace, Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav experimentální biologie, Brno.

Horiguchi, H., Farada, A., Oguma, E., Sato, M., Hojna, Y., Kayama, F., Fukushima M., Matsushima, K., 2000. Cadmium-induced acute hepatic injury is exacerbated in human interleukin-8 transgenic mice, *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 163: 231-239.

Hovland, Jr., D. N., Cantor, R.M., Lee, G.S., Machalo, A.F., Collins, M.D., 2000. Identification of a murine locus conveying susceptibility to cadmium-induced forelimb malformations, *Genomics* 63: 193-201.

Hughes, M.F., 2002. Arsenic toxicity and potential mechanisms of action. Toxicology Letters. 133: 1-16.

Chakraborti, D., Sengupta, M.K., Rahaman, M.M., Ahamed, S., Chowdhury, U.K., Md. A. Hossain et al. 2004. Groundwater arsenic contamination and its health effects in the Ganga–Megna–Brahmaputra Plain, *J Environ Monit* 6: 74–83.

Chubar, N., Carvalha, J.R., Correia, N.J.M., 2004. Cork biomass as biosorbent for Cu(II), Zn(II) and Ni(II), *Colloids Surf.: Phycochem. Eng. Aspects* 230: 57–65.

Chudoba, J., Dohányos, M., Wanner, J., 1991. Biologické čištění odpadních vod. Praha. 457.

IARC Working Group, 1990. Nickel and nickel compounds. In: *IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans* (vol. 49). Lyon, France: International Agency for Research on Cancer; :257–446.

Inoue, S., Kawanishi S., 1989. ESR evidence for superoxide, hydroxyl radicals and singlet oxygen produced from hydrogen peroxide and nickel(II) complex of glycylglycyl-L-histidine. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 159: 445–451.

International Agency, 1990. for Research on Cancer *IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans Chromium, nickel and welding* 49, IARC, Lyon .

Johnston, C.A., 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands : Effects on surface water quality. *CRC Crit. Rev. Environ. Kontrol.* 21, 491.

Kadlec, R.H., Knight, R. L., 1996. Treatment Wetlands. Lewis Publisher USA. 893.

Kapaj, S., Peterson, H., Liber, H., Bhattacharya, P., 2006. Human health effects from chronic arsenic poisoning a review, *J Environ Sci Health Part A, Environ Sci Eng Toxic Hazard Substance Control* 41: 2399–2428.

Karagas, M.R., Tosteson, T.D., Blum, J., Klaue B., Weiss J.E., Standard V. et al. 2000. Measurement of low levels of arsenic exposure: a comparison of water and toenail concentrations, *Am J Epidemiol* 152:84–90.

Kawanishi, S., Inoue, S., Yamamoto, K., 1989. Site-specific DNA damage induced by nickel(II) ion in the presence of hydrogen peroxide. *Carcinogenesis* 10: 2231–2235.

Kálalová, E., Mastný, L., 1987. Příspěvek k odstraňování některých těžkých kovů z průmyslových vod, *Vodní hospodářství* 4, 101.

Khalid, R.A., Patrick, W.H., Jr., Gambrell, R.P., 1978. Effect of dissolved oxygen on chemical transformations of heavy metals, phosphorus, and nitrogen in an estuarine sediment. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 6: ,21-35.

Kočková, E., Kříž, P., Legát, V., Šálek, J., Žáková, Z., 1994. Vegetační kořenové čistírny odpadních vod. Edice obnova venkova, MZ ČR, 67

Končalová H., Květ J., 1987. Možnosti a omezení kořenových čistíren s využitím helofyt. In Sborník konf. Vegetační způsoby čištění vody a možnosti jejich aplikace, Žáková, Z., Květ, J., Lhotský, O., Marvan, P., Eds., ČSVTS, 187.

Kröpfelová L., Vymazal J., Švehla J., Chrastný V., Štíhová J., 2007. Odstraňování těžkých kovů a dalších rizikových prvků kořenových čistírnách In: Sborník přednášek, Vysoké učení technik v Brně, 40-44.

Kráska, P., Vymazal J., 2003. Distribution of Mn, Al, Cu, and Zn in a constructed wetland receiving municipal sewage, *Water Sci Technol* 48 (5) (2003), 299–305.

Lasat, M.M., 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues, *J. Hazard. Subst. Res.* (2000) 2: 5/1-5/25. chybí stránky

Lead Reference Centre, Lead Safe, 1997. A guide for Health Care Professionals, New South Wales Environment Protection Authority (1997). chybí stránky

Lee, C.R., Smart, R.M., Sturgis, T.C., Gordon, R.N., Landin, M.C., 1987 Prediction of heavy metal uptake by marsh plants based on chemical extraction of heavy metals from dredged material, US Army Engineer Waterways Expt. Station, Vicksburg, Tech. Report D-78-6 (1978).

Leffel, E.K., Wolf, C., Poklis, A., White, J., 2003. Drinking water exposure to cadmium, an environmental contaminant, results in the exacerbation of autoimmune disease in the murine model, *Toxicology* 188: 233–250.

Lipton, D.S., Blanchar, R.W., Blevins, D.G., 1987. Citrate, malate, and succinate concentration in exudates from P-stressed *Medicago sativa* L. seedlings. *Plant Physiology*, 85: 315-317.

Ma, L. Q., Komar, K. M., Tu, C., Zhang, W. H., Cai, Y., Kennelley, E. D., 2001. *Nature* 409, 579 chybí stránky

Mandal, B.K., Ogra Y., Sužuji, K.T., 2003. Speciation of arsenic in human nail and hair from arsenic-affected area by HPLC-inductively coupled argon plasma mass spectrometry, *Toxicol Appl Pharmacol* 189: 73–83.

Mehta, S.K., Gaur, J.P., 2001. Characterization and optimization of Ni and Cu sorption from aqueous solution by *Chlorella vulgaris*, *Ecol Eng.* **18** (2001), 1–13.

Mehta, S.K., Tripathi, B.N., Gaur, J.P., 2000. Influence of pH, temperature, culture age and cations on adsorption and uptake of Ni *Chlorella vulgaris*, *Eur. J. Protistol.* 36: 443–450.

Miretzky, P., Sarelegui A., Cirelli, F., 2006. Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes, *Chemosphere* 62: 247–254.

Mitsch, W., Gosselnik J.G., 1986. Wetlands. Van Nostrand Reinhold Copany Inc. 537 .Orme, A.R. (1990): Wetland morphology, hydrodynamice and sedimentation. In: Williams M. (Ed) : Wetlands: A Threatened Landscape, Basil Blackwell, Oxford, 42.

- Mitsch, W. J., Gosselink, J.G., 2000.** Wetlands. John Wiley & Sons, Inc. Ohio, USA. 920
- Mutter, J., Neumann, J., Sadaghiani, C., Walach, H., Drasch, G., 2004.** Amalgam studies disregarding basic principles of mercury toxicity, *Int. J. Hyg. Environ. Health* 207: 391–397.
- Navarro Alarcón, M., Gil Hernandez F., Selenio P., 2005.** manganeso, cromo, molibdeno, yodo y otros oligoelementos minoritarios. In: A. Gil-Hernández, Editor, *Tratado de nutrición Vol. II*, Acción Médica, Madrid . chybí stránky
- Needleman., 1998.** Childhood lead poisoning: the promise and abandonment of primary prevention. *Am J Pub Health* 88: 1871–1877.
- Obarska-Pempkowiak, H., 2001.** Retention of selected heavy metals: Cd, Cu, Pb in a hybrid wetland system, *Water Sci Technol* 44 (11–12): 463–468.
- Ozuah, P.O., 2000.** Mercury poisoning, *Curr. Probl. Pediatr.* 30: 91–99.
- Patzak, M., Dostalek, P., Fogarty, R., Safafik V., Tobin L., J. M., 1997.** Development of magnetic biosorbents for metal uptake. *Biotechnology Techniques*, 11(7): 483–487.
- Patzak, M., 2001.** Disertační práce – Odstraňování kovů z roztoků pomocí biomasy. VŠCHT, chybí stránky
- Petrick, J.S., Ayala-Fierro, F., Culen, W.R., Carter, D.E., Aposhian, H.V., 2000.** Monomethylarsonous acid (MMA^{III}) is more toxic than arsenite in Chang human hepatocytes, *Toxicol Appl Pharmacol* 163: 203–207.
- Petrick, J.S., Jagadish, B., Mash, E.A., Aposhian, H.V., 2001.** Monomethylarsonous acid (MMA^{III}) and arsenite: Ld₅₀ in hamsters and in vitro inhibition of pyruvate dehydrogenase, *Chem Res Toxicol* 14: 651–656.
- Peeverly, J.H., Surface, J.M., Wang, T., 1995.** Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. *Ecological* 5: 21–35.
- Pitter, P., 1999.** Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT. Praha. 568
- Reed, S.C., 1993.** Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment. A technology assessment. U.S. EPA Office of Water, EPA 832-R-93-008.
- Rozema, J.R., Otte, R., Vroekman, B., Punte, H., 1985.** Accumulation of heavy metals in estuarine salt marsh sediment and uptake of heavy metals by salt marsh halophytes. In: T.D. Lekkas, Editor, Proc. Internat. Conf. Heavy Metals in the Environment, CEP Consultants, Edinburgh, Athens, 545–547.
- Rudd, T., et al. 1984.** Formation and conditional stability constants of complexes formed between heavy metals and bacterial extracellular polymers. *Wat. Res.* 18: 379.

- Sag, Y., Kotal, T., 1995.** Biosorption of heavy metals by *Zoogloea ramigera*: use of adsorption isotherms and a comparison of biosorption characteristics, *Chem. Eng. J.* 60: 181–188.
- Satarug, S., Moore, M.R., 2004.** Adverse health effects of chronic exposure to low-level cadmium in foodstuffs and cigarette smoke, *Environ. Health Perspect.* 112: 1099–1103.
- Satoh, M., Koyama, H., Kaji, T., Kito, H., Tohyama, C., 2002.** Perspectives on cadmium toxicity research, *Tohoku J. Exp. Med.* 196: 23–32.
- Satyakala, G., Jamil, K., 1992.** Chromium induced biochemical changes in *Eichhornia crassipes* (Mart) Solams and *Pistia stratiotes*, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 48: 921–928.
- Scott, D.A., Jones, T.A., 1995.** Classification and inventory of wetlands: A global overview. *Plant ecology.* 118 (1-2): 3-16.
- Schiewer, S., Volesky, B., 1997.** Ionic strength and electrostatic effects in biosorption of divalent metal ions and protons, *Environ. Sci. Technol.* 31: 2478–2481.
- Schlesinger W.H. (1997):** Biogeochemistry: an analysis of global change. Academic press. Amsterdam, 588.
- Stowell, R., Ludwig, R., Colt, J., Tchobanoglous, G., 1981.** Concepts in aquatic treatment system design. *Journal of the environmental engineering division ASCE.* 107 (5). 919-940.
- Stumm, W., Morgan, J.J., 1970.** *Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters.* Wiley-Interscience, New York,
- Šálek, J., 1999.** *Vodní hospodářské noviny*, 214, číslo 10.
- Sladká, A., 1975.** *Biocenóza a morfologie aktivovaného kalu.* Práce a studie VÚV Praha, stránky neuvedeny.
- United States department of agriculture (U.S. DA), 1985.** United States Soil Conservation Service : Hydric Soils of the United States. In : Vymazal J (Ed.): Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI s.r.o., Třeboň, 146
- Veglio, B., Beolchini, F., 1997.** Removal of heavy metals by biosorption: a review, *Hydrometallurgy* 44: 301–316.
- Vébr, K., Zahradník, Z., 1986.** Dočišťování vod autotrofními mikroorganismy a vyššími rostlinami. Praha. 153.
- Visoottiviseth, P., Francesconi, K., Sridokchan, W., 2002.** *Environ. Pollut.* 118: 453
- Vymazal, J., 1995.** Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách, ENVI Třeboň, 147.
- Vymazal, J., 2005.** Removal of heavy metals in horizontal sub-surface flow constructed wetland. *Journal of environmental science and health part a toxic/hazardous substances & environmental engineering.* 40 (6-7): 1369-1379.

Vymazal, J., Kröpfelová, L., Švehla, J., Štíhová, J., Chrastný, V., 2007. Těžké kovy v biomase rostlin na kořenových čistírnách odpadních vod In: Sborník přednášek ze semináře, Vysoké učení technické v Brně, 90-94.

Vymazal, J., 2008. Ústní sdělení.

Wanner, J., Hlavínek, P., 1997. Moderní trendy v čištění odpadních vod .Brno,151

Yuh-Shan Ho., 2005. Effect of pH on lead removal from water using tree fern as the sorbent, *Biores. Technol.* 96: 1292–1296.

Internetové odkazy:

http://www.diamo.cz/hpvt/2002/sekce/zahlazovani/Z07/P_07.htm

<http://www.ekolist.cz/zprava.shtml?x=153400>

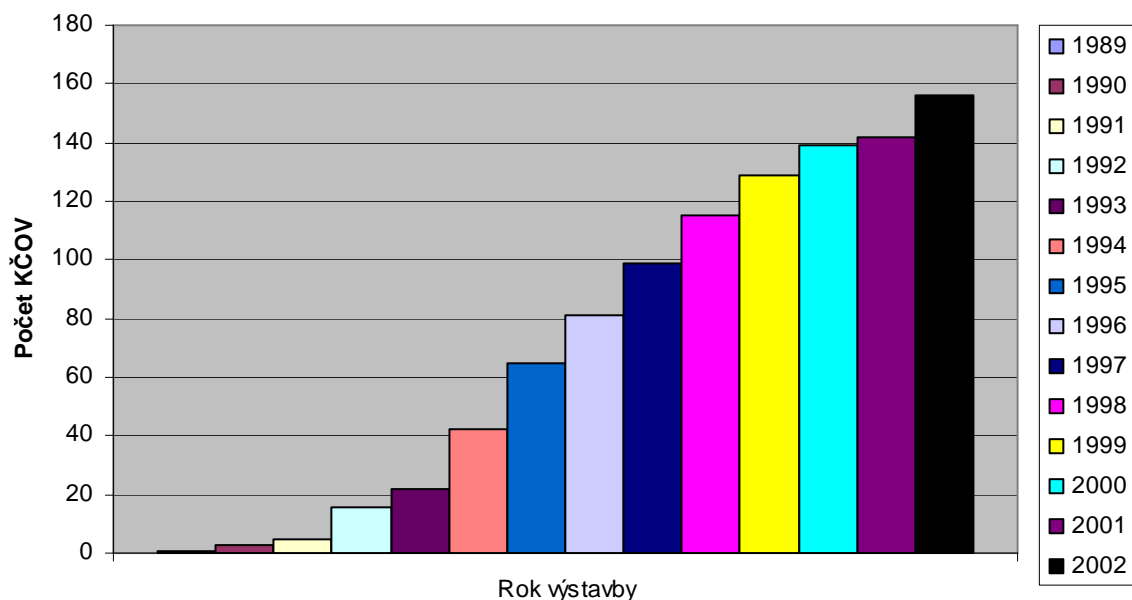
http://www.vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-002_v1/hesla/glutathion.html - 3

http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2006_10_862-876.pdf

5.PŘÍLOHA

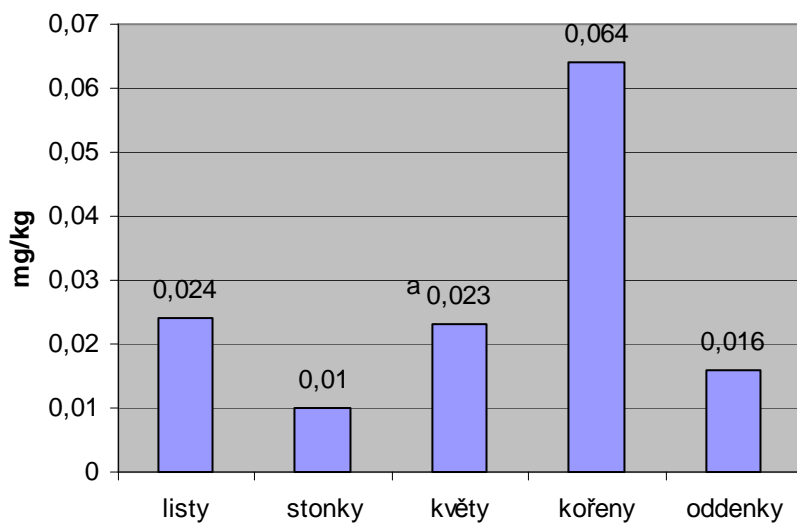
3. PŘÍLOHY:

Příloha č.1. Znázornění počtu KČOV v České republice v daných letech

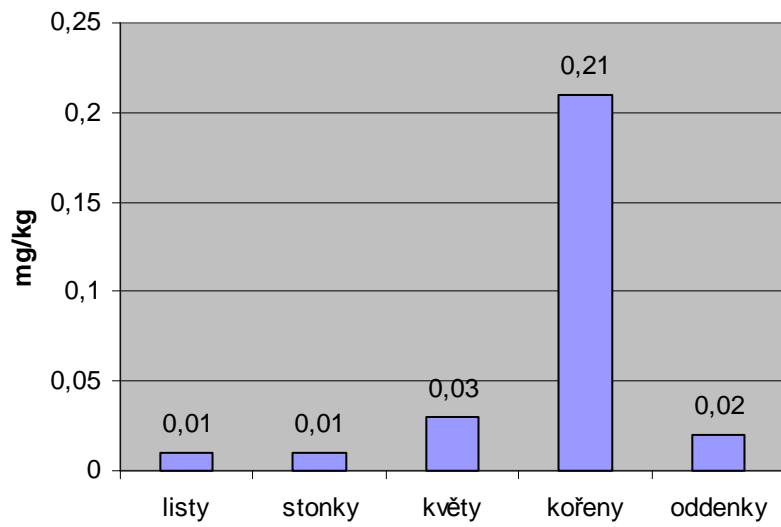


Příloha č.2. Znázornění koncentrací vybraných prvků v mg/kg v různých částí rostlin dle Vymazala et al., 2007 A = rtuť, B = kadmium C = nikl D = mangan E = olovo F = arsen

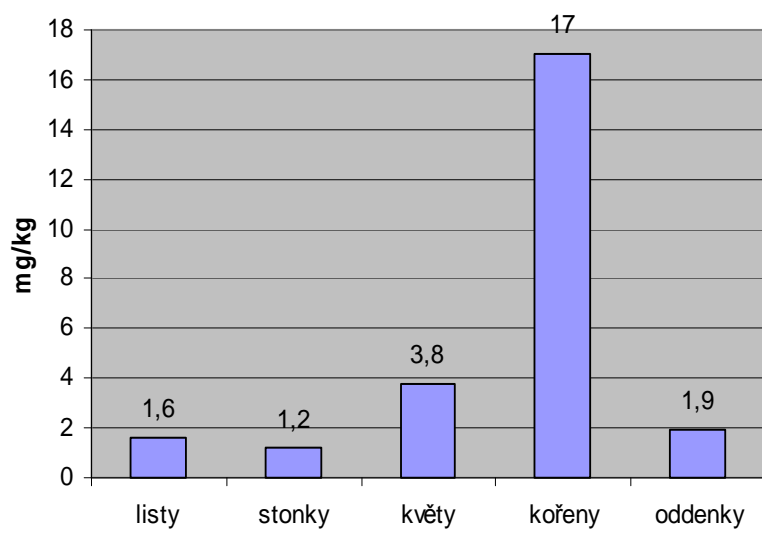
a)



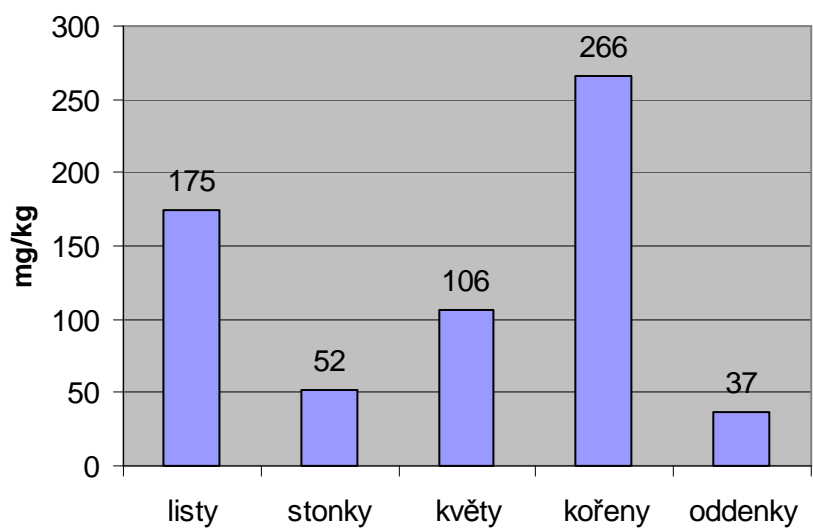
b)



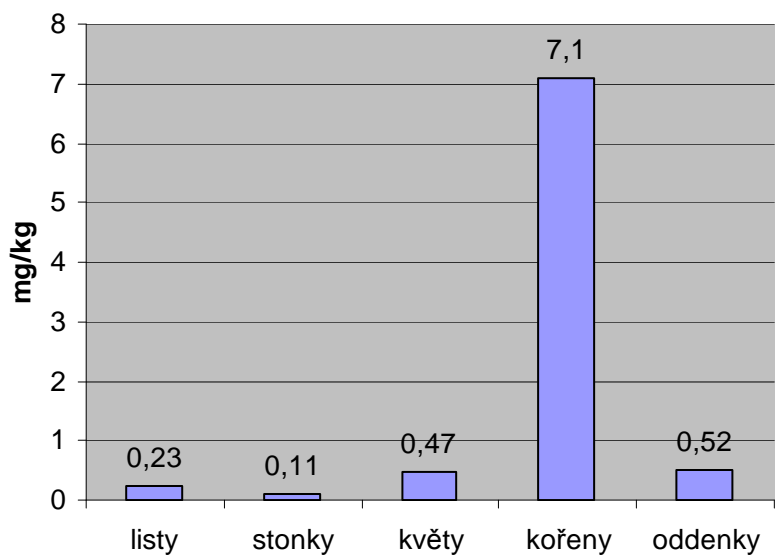
c)



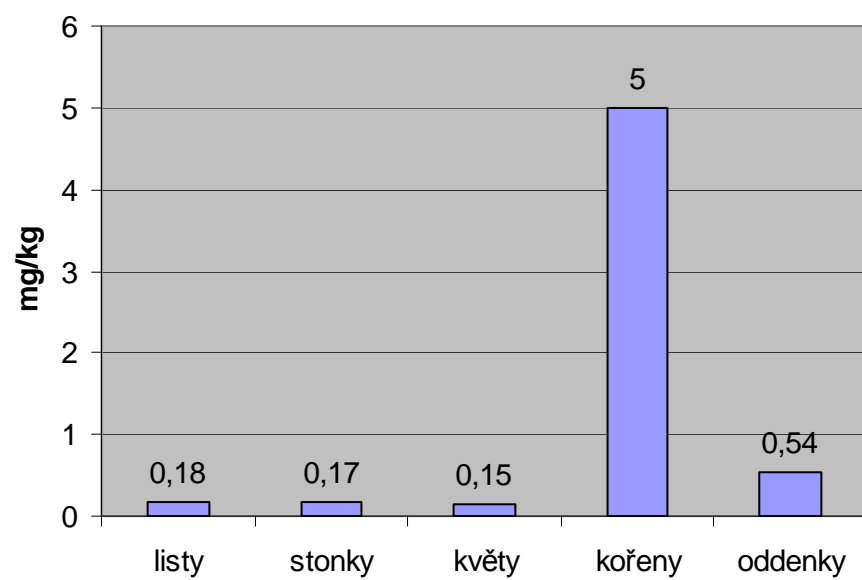
d)



e)



f)



Příloha č.3.Fotografie kořenových čistíren odpadních vod



Kámen,2003,Vymazal Jan (www.ekolist.cz)



Příbraz,2003,Dušek Jan (www.ekolist.cz)

Příloha č.4. Fotografie mokřadních rostlin
(kco.v.wz.cz)

Rákos obecný (*Phragmites Austrálie*)



Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*)



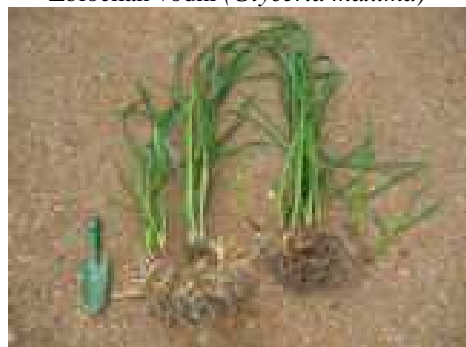
Orobinec širokolistý (*Typha latifolia*)



Kyprej vrbice (*Lythrum salicaria*)



Zblochan vodní (*Glyceria maxima*)



Blatouch bahenní (*Caltha palustris*)



Kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*)



Skřípina lesní (*Scirpus silvaticus*)



Tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*)



