

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



DIPLOMOVÁ PRÁCE

Možnosti remediace odkaliště teplárny

Autor diplomové práce: Ludmila Havrdová

Vedoucí diplomové práce: prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc.

2010

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci na téma „Možnosti remediace odkaliště
teplárny“ vypracovala samostatně s použitím pramenů řádně citovaných a uvedené literatury.

Ludmila Havrdová

Poděkování:

Děkuji prof. Ing. Pavlu Tlustošovi, CSc. za poskytnuté rady, zkušenosti a odborné vedení při zpracování diplomové práce. Dále bych chtěla poděkovat mistrovi provozu chemie Teplárny ve Dvoře Králové nad Labem, Jiřímu Hlavatému za poskytnuté informace, materiály a vstřícnost při pokusech na odkališti ve Dvoře Králové nad Labem.

Trpělivost, pochopení, velká podpora a pomoc rodiny, mých kamarádů a spolužáků mi pomohla překonat veškeré překážky k tomu, abych mohla dokončit studium. Jim všem patří moje velké DĚKUJI! Snad budu mít příležitost jim to oplatit a být oporou pro ně.

Ludmila Havrdová

SOUHRN

Vedlejším produktem spalování fosilních paliv je popelovina - směs strusky a popílku, která se ukládá na odkaliště. Cílem práce prováděné ve Dvoře Králové nad Labem bylo ověřit možnosti fytoremediace substrátu odkaliště místní teplárny, který obsahuje vysoká množství těžkých kovů. Mimo arsenu a kadmia, jejichž obsah v substrátu převyšuje limity rizikových prvků určené zákonem (As 5-ti násobně; Cd 1,5 násobně), byl sledován ještě obsah dalších deseti prvků ze skupiny těžkých kovů, alkalických kovů a kovů alkalických zemin.

Do sledovaného substrátu byly vysázeny řízky několika taxonů čeledi *Salicaceae* a rostlin z čeledi *Pteridaceae*. Po dvouletém fytoremediačním pokusu s *Populus* cv. Maxvier bylo zjištěno, že v substrátu došlo k poklesu obsahu sledovaných prvků přibližně o 10%. Výsledky rozborů ukázaly, že v okolí kořenů bylo obsaženo o 30% více As a o 50% více Cd než ve volném substrátu, což bylo způsobeno vysokou heterogenitou substrátu. Byla prokázána vyšší účinnost jednoletého obmýtí (sklízena biomasa listů a výhonů) v odběru těžkých kovů rostlinami ze substrátu.

Byla zjišťována účinnost fytoextrakce As a Cd vybranými akumulátory z čeledí *Salicaceae* a *Pteridaceae* ve vápněné a nevápněné variantě pokusu. Většina rostlin akumulovala lépe oba prvky v nevápněné variantě, což bylo u Cd dáno nižším pH substrátu a tedy jeho vyšší dostupností pro rostliny. Nejnižší obsah arsenu a kadmia byl zjištěn u *Populus nigra* cv. Wolterson, který se ukázal jako zcela nevhodný pro remediaci lokality. Vyšší akumulace As a Cd byly zjištěny u dalších testovaných taxonů (*Populus* cv. Maxvier, *Salix* cv. Tordis, *Salix xsmithiana* S-150 a *Salix xsmithiana* S-218). Arsen byl jednoznačně nejlépe akumulován v listech *Pteris vittata* ve variantě nevápněné (3594 mg/kg; transfer faktor 17,92). Kadmium bylo nejlépe akumulováno v listech *Salix xsmithiana* S-150 v nevápněné variantě (2,04 mg/kg; transfer faktor 1,55).

Vzhledem k výsledkům pokusů je fytoremediace odkaliště záležitostí velmi dlouhodobou, pokud je vůbec možná.

Klíčová slova: odkaliště, arsen, kadmium, fytoextrakce, *Pteris*, *Salix*, *Populus*.

SUMMARY

The side product of burning fossil fuel is ash matter – mixture of slag and ashes, which is stored in a slime pit. The goal of this work located in Dvůr Králové nad Labem was to verify the possibility of phytoremediation of substrate from slime pit from a local heating plant, which contains a high amount of heavy metals. Besides Arsenic and Cadmium which is present in the substrate, whose risk elements are above the limit set by law (As 5x; Cd 1,5x), another ten elements from the heavy metals group, alkaline metal and metal in alkaline soil was monitored.

A cutting of several taxon families of *Salicaceae* and plants of the *Pteridaceae* family were planted into the monitored substrate. After two years the phytoremediation experiment with *Populus* cv. Maxvier was found to have an approximate 10% decline in the substrate level of monitored elements. The result of the finite element analysis demonstrated that around the roots was found 30 % more As and 50% more Cd compared to the other substrate, which was due to high heterogeneity of the pit. In a one year rotation period absorption of heavy metals by the plants from substrate was proven to be highly effective.

The effectiveness of phytoextraction of As and Cd was monitored by using accumulators from the families of *Salicaceae* and *Pteridaceae* in lime treatments and nonlime treatments of the experiment. Most of the plants accumulated both elements better in the nonlime treatment, due to the lower pH of the substrate that was easier for plants to access. The lowest level of arsenic and cadmium was found at *Populus nigra* cv. Wolterson, which was found the most unsuitable for remediation of the locale. Higher accumulation of As and Cd were indicated in other tested taxons (*Populus* cv. Maxvier, *Salix* cv. Tordis, *Salix xsmithiana* S-150 a *Salix xsmithiana* S-218). Arsenic was accumulated the best in *Pteris vittata* leaves in nonlime sample (3594 mg/kg; transfer faktor 17,92). Cadmium was accumulated the best in *Salix xsmithiana* leaves S-150 in nonlime sample (2,04 mg/kg; transfer faktor 1,55).

According to the results of the experiment, phytoremediation of slime pits is a long term treatment, if even possible.

Key words: slime pit, arsenic, cadmium, phytoextraction, *Pteris*, *Salix*, *Populus*.

OBSAH

1.	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A POJMŮ.....	3
2.	ÚVOD.....	4
3.	LITERÁRNÍ REŠERŠE	5
3.1.	Spalování fosilních paliv	5
3.2.	Vznik a uložení popelové směsi na sledovaném odkališti.....	5
3.2.1.	Je popel materiál či odpad?.....	6
3.2.2.	Vodní dílo	7
3.2.3.	Skládky	7
3.2.4.	Odpady.....	7
3.3.	Procesy při spalování fosilních paliv	8
3.4.	Těžké kovy.....	8
3.4.1.	Arsen.....	10
3.4.2.	Kadmium	14
3.4.3.	Těžké kovy a produkty spalování	18
3.4.4.	Těžké kovy a rostliny.....	18
3.5.	Remediace.....	19
3.6.	Fytoremediace.....	21
3.6.1.	Fytoextrakce.....	24
3.6.2.	Fytoimobilizace	25
3.6.3.	Vybrané taxony rostlin a jejich využití ve fytoremediaci.....	25
3.6.4.1.	Čeď <i>Salicaceae</i>	26
3.6.4.2.	Druhy rodu <i>Pteris</i>	27
3.6.4.3.	<i>Brassicaceae</i> a další druhy rostlin použitelné ve fytoremediaci.....	27
3.7.	Faktory prostředí ovlivňující účinnost fytoremediace, usnadnění fytoremediace.....	28
4.	MATERIÁL A METODY	30
4.1.	Popis sledované lokality	30
4.1.1.	Technické parametry odkaliště	30
4.1.2.	Historie odkaliště	31
4.1.3.	Současný stav odkaliště	31
4.2.	Půdní materiál	31
4.2.1.	Odběry a příprava půdních vzorků	31
4.2.2.	Rozbory půdních vzorků.....	32
4.3.	Rostlinný materiál.....	34
4.3.1.	Výsadba rostlin, odběry a příprava rostlinných vzorků.....	34
4.3.2.	Rozbory rostlinných vzorků.....	35
5.	VÝSLEDKY EXPERIMENTŮ.....	37
5.1.	Obsah těžkých kovů v substrátu odkaliště.....	37
5.1.1.	Půdní charakteristiky substrátu v roce 2007	37
5.1.2.	Vývoj přístupného obsahu kovů ve volném substrátu a v kořenových balech.....	40
5.1.3.	Rozdíl v obsahu prvků substrátu vápněném a nevápněném	41
5.2.	Obsah těžkých kovů v pletivech rostlin.....	43
5.2.1.	Obsah těžkých kovů v pletivech <i>P. cv. Maxvier</i> na ploše A	43
5.2.2.	Vliv délky obmýtí na akumulaci prvků v listech a výhonech.....	45
5.2.3.	Akumulace těžkých kovů rostlinami v závislosti na CaCO_3	46
5.2.4.	Akumulace As a Cd druhy <i>Pteris vittata</i> a <i>Pteris cretica</i>	48
5.2.5.	Akumulace As a Cd vrhami.....	50
5.2.6.	Akumulace As a Cd topoly	51

5.3.	Transfer faktor	53
6.	DISKUSE.....	55
7.	ZÁVĚR	59
8.	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	61
9.	PŘÍLOHY	67

1. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A POJMŮ

EDTA	- kyselina etylendiamintetraoctová
EPA	- Environmental Protection Agency (Úřad pro ochranu ŽP v USA)
MŽP	- Ministerstvo životního prostředí
PCB	- polychlorované bifenyly
Pozn.aut.	- poznámka autora
RP	- rizikové prvky
ŽP	- životní prostředí

Hydrosměs = směs popelovin a vody

Odkaliště (složiště) = místo pro ukládání hydrosměsi, později jen popelovin

Popelovina = směs popílku, škváry a strusky

Popílek = zachycená složka tuhých zbytků po spalování uhlí na filtrech

Skládka = technické zařízení určené k odstraňování odpadů jejich trvalým a řízeným

uložením na zemi, nebo do země

Skládka odpadů = technické zařízení určené k odstraňování odpadů jejich trvalým a řízeným

uložením na zemi nebo do země

Struska = tuhé zbytky po spalování uhelného prášku ve vzosu, odloučené přímo

v ohništi granulačního kotle

Škvára = tuhé zbytky po spalování uhlí ve vrstvě, odváděné přímo z roštu ohniště kotlů

Těžké kovy = kovy, jejichž specifické hmotnost je vyšší než 5 g/cm³ (např. Pb, Cd)

Toxické kovy = kovy, působící od určité koncentrace škodlivě na člověka i na ŽP

Vodní dílo = slouží ke vzdouvání a zadržování vod, umělému usměrňování a k ochraně a užívání vod, k nakládání s vodami, k úpravě vodních poměrů

2. ÚVOD

Životní prostředí je v současné době neúměrně zatěžováno stále větším množstvím vznikajících odpadů, které jsou zpravidla zdroji rizikových prvků. V řadě průmyslových procesů je produkován odpad, který obsahuje toxické látky. Mezi tyto kontaminanty patří i těžké kovy, které mohou pronikat do potravního řetězce, kumulovat se v živých tkáních a způsobovat tak vážné poškození zdraví. Hlavním z průmyslových procesů produkujících kontaminanty je spalování fosilních paliv a zejména uhlí. To je v současné době jedním z dominantních způsobů získávání potřebné energie a v nejbližších letech se tato skutečnost nezmění.

Hlavním produktem tepláren je výroba elektřiny a tepla, sekundárním produktem při spalování jsou popeloviny a odpadní voda, které mohou obsahovat velmi vysoké koncentrace těžkých kovů. Popeloviny jsou směsí strusky a popílku, které se v současné době hromadí na teplárenských odkalištích. Způsob a tedy kvalita spalování ať uhlí, či biomasy určuje způsob uložení a další možné využití popelovin a to i v závislosti na obsazích těžkých kovů. I když se procesy spalování technologicky stále zdokonalují tak, aby docházelo ke znečištění ovzduší, vody a půdy co nejméně, s produkcí popelovin a problémy s jejich ukládáním a toxicitou musíme stále počítat. A to pravděpodobně ve stále narůstající míře.

Pokud popeloviny nesplňují limitní hodnoty pro obsah rizikových prvků, nelze je dále nijak využít a budou nadále zatěžovat přírodní prostředí. Pokud se však nějakým způsobem podaří obsah zejména těžkých kovů snížit pod limitní hodnoty, lze pak popeloviny dále zpracovat. Lze je např. dále použít jako stavební materiál (výroba cihel), pro stavby silnic a v zemědělství pro vylehčení těžkých půd.

Tato práce se zabývá jedním z možných způsobů dekontaminace popelovin, která by umožnila jejich další využití. Jedná se o potenciálně ekonomicky výhodnou a k životnímu prostředí šetrnou metodu fytoremediace, která využívá vlastností rostlin vstřebávat, transportovat, přeměňovat a ukládat rizikové prvky ve svých pletivech.

Cílem diplomové práce je zjištění významu a účinnosti možné remediací teplárenského popílku pomocí rostlin kumulujících těžké kovy z rodů *Salix*, *Populus* a *Pteris* pro jeho další možné využití. Pokus byl prováděn v letech 2007 - 2009 na odkališti teplárny ve Dvoře Králové nad Labem na popelu vzniklém spalováním hnědého uhlí.

3. LITERÁRNÍ REŠERŠE

3.1. Spalování fosilních paliv

Velmi důležitým zdrojem kontaminace životního prostředí kovy je spalování fosilních paliv, především uhlí. Některé druhy uhlí obsahují mimořádně velké množství těžkých kovů. Popílek unikající v emisích tepelných elektráren kontaminuje ovzduší a následně půdu, v níž se postupně zvyšují koncentrace těchto kovů (Bencko et al., 1995).

Spalování fosilních paliv je dominantní způsob získávání energie a celých 80 % vyrobené energie pochází z fosilních paliv (zejména z uhlí). O zbylých 20 % se dělí všechny ostatní zdroje – jaderná energie, energie vody, spalování biomasy a odpadů a další (Environmentální infocentrum Plzeň, 2004). Světová roční těžba uhlí v posledních deseti letech dosahuje 4,5 až 4,7 miliardy tun, přičemž na světové výrobě elektrické energie se uhlí podílí 38,1 % (Roubíček et al., 2002). V České republice se spalování uhlí podílí na výrobě energie asi z 60 %. Vzhledem k tomu, že celosvětové zásoby uhlí se odhadují na cca 250 let (zatímco u ropy či zemního plynu se odhaduje 50 resp. 60 let), je v dlouhodobém horizontu používání uhlí v energetice i nadále velmi perspektivní (Noskivič et al., 1996).

Nejvýznamnějšími zdroji emisí jsou spalovací procesy a doprava. Podíl emisí tuhých znečišťujících látek ze spalování paliv (elektrárny, teplárny, domácí topeniště, technologická výroba tepla) je asi 55% všech emisí tuhých látek České republiky a příspěvek dopravy je 13%. Navíc spalování pro výrobu tepla produkuje největší podíl škodlivin v době nepříznivých rozptylových podmínek. Teplárny mohou být celoročním zdrojem s výrazně zvýšeným výkonem v zimním období, v letních měsících je využíván pouze pro přípravu teplé vody (Machálek, 2004).

Půdní plochy znečištěné těžkými kovy obvykle vzhledem k toxicitě kovů postrádají celoplošný pokryv nějakou vegetací. Tyto plochy jsou pak mnohem náchylnější k erozi a vyplavování, které způsobují rozšiřování kontaminace (Macková et Macek, 2005). Protože jsou kovy deštěm z půdy i ze složišť popílku vymývány a vyplavovány, dochází sekundárně i ke kontaminaci povrchových a později i podzemních vod (Bencko et al., 1995).

3.2. Vznik a uložení popelové směsi na sledovaném odkališti

U tepláren s roštovými kotli probíhá spalování uhlí za teplot 600 – 700 °C. Při spalování vznikají 2 typy odpadu, škvára (struska) a popílek.

Škvára průběžně vypadává z roštu kotle do drtiče, kde je drcena na menší části o maximální velikosti zrna 4 cm. Pod drtičem probíhá splavovací kanál, kterým neustále protéká tzv. splavovací voda. Rozdrcené části škváry smíšené s vodou jsou dále splavovány do bagrovací jímky.

Popílek, který kouřové plyny vynášejí vzhůru je zachycen na odlučovačích popílku (elektrostatické odlučovače či tkaninové filtry). Odloučený popílek, o max. velikosti 0,5mm je odveden do výsypek, kde se dále mísí s protékající vodou a je splavován do bagrovací jímky.

Z bagrovací jímky může být hydrosměs splavována potrubím s čedičovou vystýlkou, nebo splavovacím kanálem na odkaliště. Odkaliště jsou opatřena soustavou skružových šachet a drenáží, které prosáknutou vodu, dále již nečištěnou, odvádí nejčastěji do vodních toků. Popelovina pak zůstává uložena na odkališti do dalšího případného použití.

3.2.1. Je popel materiál či odpad?

Do roku 1991 musely vytěžené popeloviny splňovat pouze normy pro daný typ použití (výrobku). Po roce 1991 vstoupil v platnost Zákon 238/1991 Sb. o odpadech, který vytvořil pravidla pro nakládání s odpady (tedy i pro směs popílku a škváry) a zároveň stanovil poplatky z ukládání odpadů (např. v r. 2007 činily 300 Kč/t) a poplatky na rekultivaci skládek (35 Kč/t).

Pokud popeloviny vykazují vlastnosti požadované pro daný typ výrobku, v tomto případě splnění limitních hodnot obsahu prvků – vyluhovatelnosti a radioaktivity – tj., že popeloviny prokazují svoji inertnost vůči okolnímu ŽP, pak může teplárna získat certifikát na další použití popelovin jako výrobku. Po té by se z odkaliště, coby kombinované skládky odpadu a vodohospodářského díla stalo vodohospodářské dílo, řídicí se vodním zákonem č. 254/2001 Sb. Pokud by však limitní hodnoty popeloviny nesplňovaly a k vyluhování polutantů by docházelo, pak je s nimi potřeba nakládat jako s odpadem a z odkaliště by se stala skládka odpadů. To by také znamenalo platbu poplatků za uložení odpadů a splňování kritérií pro uložení odpadu.

Například výzkum V. Petříkové (2003) ukázal, že dobré výsledky obsahu těžkých kovů v rostlinách pěstovaných na popelu, coby substrátu a zpravidla velmi příznivé výsledky analýz vodních výluhů mohou vést k vypracování speciální technologie čištění odpadních vod, která je dokonce předmětem patentu. Z obtížného odpadu lze tedy správnou technologií vytvořit prostředek pro zlepšení životního prostředí.

3.2.2. Vodní dílo

Vodní díla jsou stavby, které slouží ke vzdouvání a zadržování vod, umělému usměrňování odtokového režimu povrchových vod, k ochraně a užívání vod, k nakládání s vodami, ochraně před škodlivými účinky vod, k úpravě vodních poměrů nebo k jiným účelům sledovaným tímto zákonem.

Vodními díly se zabývá zákon č. 254/2001 Sb., o vodách (též Vodní zákon). Zákon vyjmenovává stavby, které vodním dílem jsou a které nikoliv, rozděluje vodní díla z hlediska technicko-bezpečnostního dohledu do I. až IV. kategorie v závislosti na nebezpečí ohrožení lidských životů, možných škod na majetku a dalších méně podstatných kritériích. Teplárenské odkaliště se zařazuje dle §55, odstavce 1, písmene h) jako stavba odkališť mezi vodní díla a tudíž se řídí vodním zákonem.

3.2.3. Skládky

Dle Vyhlášky 383/2001 Sb. při ukládání odpadů na skládky musí být odpady uloženy podle druhů, kategorií a chemických vlastností tak, aby nemohlo dojít k nežádoucí vzájemné reakci za vzniku škodlivých látek nebo k narušení těsnosti, stability a konstrukce skládky.

Dle ČSN 83 8030, 2002 umístění skládky musí být v souladu se schválenou územně plánovací dokumentací. Součástí dokumentace stavby musí být i návrh ochranného pásma skládky. Dle zařazení odpadu do skupiny jsou také vylučující kritéria, která je nutné respektovat.

3.2.4. Odpady

Odpad je každá movitá věc, které se osoba zbavuje nebo má úmysl nebo povinnost se jí zbavit a přísluší do některé ze skupin odpadů uvedených v příloze č. 1 k Zákonu 185/2001 Sb. o odpadech. Původce odpadů je právnická osoba nebo fyzická osoba oprávněná k podnikání, při jejíž podnikatelské činnosti vznikají odpady a obec, v okamžiku, kdy fyzické osoby odloží odpady na místě k tomu určeném.

Odpady se zabývá Vyhláška č. 381/2001 Sb., která byla novelizována vyhláškou č. 503/2004 Sb., ta stanovuje Katalog odpadů, Seznam nebezpečných odpadů a seznamy odpadů a států pro účely vývozu, dovozu a tranzitu odpadů a postup při udělování souhlasu k vývozu, dovozu a tranzitu odpadů. Katalog odpadů dělí kategorie odpadů na ostatní (95%) a nebezpečné (5%).

3.3. Procesy při spalování fosilních paliv

Při spalování jakéhokoliv paliva (tedy i uhlí) se kromě žádoucího tepla uvolňuje i celá řada škodlivých látek. Mezi tyto škodliviny patří zejména oxidy síry, pevné částice, halogeny, těžké kovy, oxidy dusíku, oxid uhelnatý a oxid uhličitý (Noskovič, 1993). Těžké kovy v průběhu spalování odcházejí z ohniště v plynném stavu z důvodů vysokých teplot ve spalovací zóně. Poté, co opustí tuto zónu, dojde k významnému poklesu teplot a tím i k ochlazení kouřových plynů, unášených částic popílku a par těžkých kovů. Tato skutečnost vede ke kondenzaci, nebo k adsorpci par těžkých kovů na povrch popílku. Vzhledem k tomu, že nejjemnější frakce popílku mají relativně největší povrch, je také koncentrace těžkých kovů v těchto frakcích největší. Maximální koncentrace těžkých kovů se nachází ve frakcích popílku o velikosti v řádu 0,1 – 1 μm . Částice o těchto rozměrech jsou velmi obtížně zachytitelné pomocí odlučovacích zařízení a mohou být transportovány na velké vzdálenosti (Ritz et al., 2003).

3.4. Těžké kovy

Kontaminace prostředí těžkými kovy představuje globálně obrovské riziko narušení rovnováhy ekosystému, zdraví člověka nevyjímaje, a je proto nezbytné najít efektivní řešení tohoto problému (Vangronsveld et al., 1995). Kovy jsou celosvětově běžné kontaminanty, jejichž dlouhodobá depozice v půdách může vést k akumulaci, transportu a biotoxicitě/zootoxicitě způsobené jejich mobilitou a dostupností pro živé organismy (Adriano et al., 2004).

Těžké kovy jsou kovy, jejichž specifická hmotnost je vyšší než 5 g/cm^3 . Místem, kde se nejčastěji rizikové látky, tedy i těžké kovy, zachycují, popřípadě i dále koncentrují, je především půda. Půda svými jedinečnými vlastnostmi je přímo předurčena poutat kontaminanty dopadající na její povrch z atmosféry, či přicházející rozpuštěné v povrchové vodě (Tlustoš et al., 2004). V nízkých koncentracích jsou tyto prvky přirozenou součástí zemské kůry. Lokálně jako součást rud, může být jejich výskyt mnohonásobně vyšší. Ve stopových koncentracích je také řada těchto prvků pro organismy nezbytná (např. Zn, Cu) a jejich nedostatek může způsobit poruchy metabolismu rostlin i živočichů (Balík et al., 2004).

Těžké kovy v životním prostředí mají svůj původ převážně ve spalování fosilních paliv, odpadů a biomasy (Horák J., 2004; Linak et al., 1993). Pro Českou republiku jsou za rok 2000 uvedeny odhady množství antropogenních emisí těžkých kovů u olova 400 – 500 t/rok, kadmia 11 – 29 t/rok a rtuti 6 – 11 t/rok (Kurfürst, 2000). Bylo prokázáno, že

sekundárním zdrojem znečištění těžkými kovy jsou i složiště elektrárenských popílků (Cibulka et al., 1991). Výše zmíněné hodnoty v kombinaci se závažností emitovaných prvků vzhledem k lidskému zdraví jasně dokládají nutnost zabývat se snížením emisí těchto látek (Kurfürst, 2000).

Sekundárním zdrojem znečištění těžkými kovy jsou i složiště elektráren, protože po spalování fosilních paliv zůstává část obsahu těžkých kovů obsažena v popílku a škváře. Ukázalo se, že elektrárenské popílků mají zvýšený obsah As, Cd, Pb a Zn, a ve škváře je vysoký obsah Be, Cd, Co, Pb, Mn a Tl (Cibulka et al., 1991). Na obsahu a množství těžkých kovů má zásadní vliv původ spalovaného uhlí. Každé uhlí má specifické složení a může být bohaté na různé typy těžkých kovů a jiných látek (Bencko et al., 1995). Pevné produkty spalování, které se podaří zachytit (ať už ve formě škváry či popílku z odlučovacího zařízení) mohou mít i při velmi zodpovědném nakládání s těmito materiály negativní vliv na životní prostředí, např. z důvodu možných výluhů škodlivých látek (Thakre et al., 1993).

Další narůstající vstupy těžkých kovů do ekosystémů souvisejí s rozvojem moderní techniky, kde roste velmi rychle produkce a spotřeba kovů a metaloidů (Balík et al., 2004). Roste také produkce klasických barevných kovů, které postupně nacházejí i nové druhy uplatnění. Platí to zejména pro hliník, olovo, měď, nikl, chróm, antimon a rtuť (Lee, 1972; Vetejška et al., 1967).

Kovy v prostředí nepodléhají chemické degradaci jako organické polutanty a v důsledku emise se hromadí v povrchových vrstvách půdy, kde v důsledku aktivity půdní mikroflóry některé z nich vstupují do vazby s organickými látkami, čímž se v řadě případů mění jejich toxicita (Lee, 1972). Za nejzávažnější a nejnebezpečnější těžké kovy se považují olovo, kadmium, rtuť a dále i arsen (Cibulka et al., 1991) a celosvětově jsou také tyto kovy nejvíce sledovány (Adriano, 2001).

U některých těžkých kovů a jejich sloučenin byly potvrzeny karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinky. Těžké kovy mohou taktéž způsobovat poruchy krvetvorby, poškozování nervového systému či závažné poruchy některých vnitřních orgánů (Sunderman, 1979). Mezi silně toxické těžké kovy s kombinovaným toxickým účinkem lze zařadit As, Cd, Hg, Pb, Cr (ve formě Cr^{+VI}) a Tl (Linak et al., 1993). Jako příklad méně toxických těžkých kovů lze uvést Ni, Co, Cu, Mn, Sb, Ba, Ag, U a V. Těžké kovy se v lidském těle neodbourávají a naopak některé mají schopnost biokumulace (Tichý, 1998).

Těžké kovy v potravním řetězci (Adriano, 2001)

Kontaminovaná půda → rostliny → člověk (závažné)

Kontaminovaná půda → rostliny → živočichové → člověk (závažné)

Kontaminovaná půda → živočichové → člověk (závažné)

3.4.1. Arsen

Arsen (atomové číslo 33) je toxický polokov široce rozšířený v prostředí a organismech (Soudek et al., 2006). Je znám v několika modifikacích, černý, šedý a žlutý arsen. Nejrozšířenější je šedý arsen, lesklá, křehká krystalická látka. Arsen má relativní atomovou hmotnost 74,92, teplotu tání 817 °C a teplotu varu 613 °C. Vyskytuje se ve formě $As^{III,0}$, As^{III+} a As^{V+} (Adriano, 2001).

Výskyt a výroba arsenu

V životním prostředí se vyskytuje v ovzduší, půdě i vodách. V zemské kůře, vyvěřelých horninách obsahují arsen v koncentraci 1,5 mg/kg, usazeniny až 13 mg/kg. V půdě se arsen přirozeně vyskytuje v koncentraci 0,009 až 1,5 mg/kg (Soudek et al., 2006). Nekontaminované půdy obsahují obvykle 0,2 – 30 mg As/kg, u kontaminovaných půd se obsah As zvyšuje až na 550 mg/kg. V půdách se arsen vyskytuje hlavně ve formě arsenitanů a arseničnanů železa a hliníku, které jsou málo rozpustné, zvláště v kyselějších půdách. Arseničnany (As^{V+}) jsou nejvíce stabilní v oxidačních podmínkách aerobních půd. Forma As^{III+} není v půdě dominantní, nachází se ve vyšší koncentraci, pouze při nízkém pH a redox potenciálu. Důležitou roli hrají při oxidaci či redukci As v půdě mikroorganismy, které jsou schopny redukovat arseničnany na arsenitany a poté je methylovat na dimethylarsin (Pavlíková et al., 2008). Mobilita arsenu v půdě je dána intenzitou sorpce, která je určována zrnitostí půdy, obsahem humusu, obsahem aktivních oxidů železa a hliníku, pH a vlhkostí půdy (Száková, 2008).

V přírodě se arsen vyskytuje také ve formě sulfidů, z nichž nejčastější je arsenopyrit ($FeAsS$), a to jako příměs rud barevných a vzácných kovů (Ni, Cu, Au), při jejichž zpracování se uvolňuje jako vedlejší produkt (Vopršalová et al., 1996). Sulfidy arsenu doprovázejí pravidelně sulfidy jiných kovů. V nízkých koncentracích se vyskytuje ve vulkanických plynech, pramenitě i mořské vodě (Bencko et al., 1995).

V nepatrných koncentracích je arsen prakticky vždy přítomen ve všech živočišných a rostlinných tkáních a tekutinách – nejvíce ho obsahují mořští měkkýši a z méně exotických produktů nejvíce oves (Bencko et al., 1995). Ve zvláště vysokých koncentracích byl nalezen

v jedlých mořských koryších – ústřicích, humrech, krabech a v houbách. Je obsažen i v tabákovém kouři (Vopršalová et al., 1996).

Arsen se může do vody a půdy dostávat jak přirozenou cestou, tak antropogenní činností. Přirozené cesty zahrnují zvětrávání, biologickou a vulkanickou aktivitu (Bencko et al., 1995). Avšak významným zdrojem znečištění přírody (ovzduší, půdy) arsenem jsou hlavně tepelné elektrárny, spalující nekvalitní hnědé uhlí (Vopršalová et al., 1996). Vysoké obsahy As se často vyskytují v uhlí. Průměrný obsah As v uhlí v USA se pohybuje v rozmezí 1 – 10 mg/kg, zatímco v uhlí těženém v ČR bylo zjištěno až 1500 mg/kg. Je tedy zřejmé, že hlavními zdroji znečištění ovzduší a prostřednictvím plošného spadu i zemědělských půd arsenem jsou spalování uhlí a tavení kovů (Száková, 2008). Primární antropogenní vstup se odvíjí od spalování pevného odpadu, fosilních paliv, uvolnění z těžby a při zpracování kovů. Značné množství arsenu je obsaženo ve výluzích z elektrárenského popílku a v některých důlních vodách (Soudek et al., 2006).

Z hlediska hygieny ovzduší má význam zejména vysoký obsah arsenu v některých druzích uhlí, hlavně hnědého, s relativně vysokým obsahem tohoto prvku, používaného pro energetické účely. Jak vyplývá z fyzikálně-chemické rozvahy podmínek spalování uhlí v kotlích tepelné elektrárny, je převážná část arsenu v emisích vázána ve formě oxidu arsenitého adsorbovaného na povrchu nejjemnějších frakcí popílku (Bencko et al., 1995). Převážná většina arsenu je ovšem přítomna v tuhé fázi odpadu spíše než v plynné fázi elektrárenských emisí, která je v rozhodující míře ředěna v důsledku jejich vypouštění z komínů vysokých několik set metrů. Také pramenité i povrchové vody v okolí dolů, hald, hutí apod. a odpadní vody ze složišť elektrárenského popílku pocházejícího z uhlí mimořádně bohatého na arsen bývají pravidelně arsenem kontaminovány. Přírodní pramenité vody obsahují vyšší koncentrace arsenu jen vzácně (Bencko et al., 1995).

Využití arsenu

Produkce arsenu stoupala asi do poloviny čtyřicátých let minulého století (využití arsenových pesticidů, ochranných prostředků – sprejů). Arsen je i v současné době využíván např. ke konzervaci dřeva proti houbám, ve farmaceutickém průmyslu, pro veterinární účely, ve sklářství, atd. Bohužel nelze vyloučit, že jsou i nadále či alespoň donedávna byly používány při výrobě bojových chemických látek. Dále je používán ve výrobě slitin – zvyšuje odolnost Cu proti korozi, zvyšuje tvrdost a křehkost Au (Bencko et al., 1995)

Toxicita arsenu

Nejtoxičtější jsou anorganické trojmocné sloučeniny, např. oxid arsenitý As_2O_3 zvaný arsenik, chlorid arsenitý AsCl_3 , arsenovodík AsH_3 , arsan, arsin – plyn páchnoucí po česneku a prchavé organické sloučeniny, např. trimethylarsin. Pětimocný arsen (hlavně v organických látkách) je méně toxický (Vopršalová et al., 1996). Akutní toxicita sloučenin $\text{As}^{\text{III}+}$, které blokují energetický metabolismus buněk (citrátový cyklus), je pomocí jejich lepší absorpce vyšší, než u sloučenin $\text{As}^{\text{V}+}$. Sloučeniny $\text{As}^{\text{V}+}$ mají více karcinogenní účinky a způsobují zejména rakovinu plic a kůže. Lze také říci, že organické sloučeniny jsou díky jejich snadnější exkreci méně toxické než anorganické (Pouzar, 2007). Skutečnost, že sloučeniny trojmocného arsenu jsou akutně podstatně více toxické než arsenu pětimocného, který však vykazuje významnější účinky karcinogenní, potvrzuje ve své práci také Rusek (2001). Je prokázáno, že arsen v roztoku je toxičtější než nerozpuštěný, pravděpodobně z důvodu jeho lepší absorpce a tudíž toxicita sloučenin As závisí především na rozpustnosti ve vodě, přičemž rozpustné sloučeniny jsou prudké jedy. Elementární As nebývá považován za toxickou látku, protože je nerozpustný. Při tavení (při teplotě 600 °C) sublimuje. Páry jsou toxické zřejmě v důsledku přítomnosti oxidu arsenitého (Vopršalová et al., 1996).

Projevy toxického působení As na rostlinách

Hladina As v rostlinách 0,01 – 1 mg/kg je považována za normální a obsahy 3 – 10 mg/kg za fytotoxické. EPA uvádí jako toxické rozpětí 3 – 28 mg/l vodorozpustného As, což odpovídá 25 – 85 mg/kg celkového As v zemině (Pavlíková et al., 2008). Arsenitany ($\text{As}^{\text{III}+}$) jsou pro rostliny více toxické v porovnání s arseničnany ($\text{As}^{\text{V}+}$). Vzhledem k chemické podobnosti s fosforem se arsen účastní řady buněčných reakcí, např. obsazuje namísto fosforu místa ve fosfátových skupinách DNA. Arsen se v rostlinách váže na síru, která je součástí fytochelaninů (Pavlíková et al., 2008). Nejvyšší koncentrace As v listech a stoncích jsou v místech uložených anthokyanových pigmentů. Rezistence rostlin k As je podmíněna tvorbou komplexů s arsenitany a arseničnany (vazba na thiolové skupiny), snížením absorpce As, potlačením mechanismu příjmu fosforu/arsenu a zvýšenou produkcí antioxidantů, které deaktivují reaktivní formy kyslíku vzniklé v důsledku přítomnosti As. Fytotoxicita As se u rostlin projevuje plazmolýzou pletiv kořenů a žloutnutím listů vedoucím až k nekróze špiček a okrajů listů (Pavlíková et al., 2008).

Rostliny jsou často prvním z článků řetězce vedoucího až k člověku a proto je nutné znát způsob, jakým se arsen dostává do rostlinných pletiv, znát možnosti ovlivnění jeho vstupu a také i možnost případného využití tohoto jevu pro metody fytořemediací, které by

mohly pomoci problém arsenu řešit levně a efektivně (Soudek et al., 2006). Na silně kontaminovaných půdách rostliny absorbují větší množství arsenu, které však nepředstavuje akutní zdravotní nebezpečí pro člověka. Jednou z neúčinnějších metod snížení toxicity arsenu je zatím hluboká orba, která rozptyluje arsen (Monier-Williams, 1949).

Projevy toxického působení As na člověka

Nejvyšší přístupná koncentrace As ve vzduchu pro oxid arsenitý je 0,5 mg/m³ a za maximální denní příjem As potravou je považována hodnota 0,05 – 5,0 mg/kg (Pavlíková et al., 2008). Úvahy o expozici populace se ale nemohou zakládat na systému nejvyšších přípustných koncentrací pro ovzduší, vodu a potraviny, ale pouze na koncepci přijatelné denní dávky integrující příjem škodlivin všemi cestami (Bencko et al., 1995).

Největší riziko představuje expozice sloučeninám As, jejich inhalace a absorpce ze sliznic, ke které dochází v hutnictví, při tavení kovů, spalování uhlí, ale i vdechováním prachu z popela ze skládek či z tabákového kouře. Nejtoxičtější jsou anorganické trojmocné sloučeniny, především oxid arsenitý, arsenovodík a některé organické sloučeniny – např. trimethylarsin (Pavlíková et al., 2008).

Toxicky začíná arsen působit při akutní otravě v dávkách 30 – 50 mg, nejmenší letální dávky se udávají kolem 60 – 80 mg a průměrné smrtelné dávky se pohybují v rozmezí 200 – 300 mg u dospělého člověka (Monier-Williams, 1949). Toxické jsou proto, že mohou kovalentně vázat thioly. Letální dávka oxidu arsenitého pro dospělého člověka je přibližně 60 – 200 mg. Akutní otrava As₂O₃ se projevuje prudkými břišními bolestmi, zvracením, vodnatým průjmem, studenou vlhkou kůží, slabým pulsem, slabým, přerušovaným dýcháním. Smrt nastane za 24 hodin až za 4 dny (Pavlíková et al., 2008).

Při chronické otravě je zasažen imunitní systém (Pavlíková et al., 2008) a jsou především popisovány změny na kůži a sliznicích, změny neurologické a hematologické. Existují značné individuální rozdíly ve velikosti dávky a v délce latence, která je zvlášť charakteristická pro otravu arsenem. Často uplynou měsíce a roky od začátku objevení se prvních klinicky patrných známek otravy. Udává se, že k vyvolání chronické otravy stačí trvalý přívod 10 mg arsenu denně. Některé osoby však tolerují dávky 20 mg třikrát denně bez jakýchkoliv klinicky patrných příznaků otravy delší dobu (Monier-Williams, 1949).

Močí člověk vyloučí denně asi 0,1 – 0,5 mg As a stolicí asi 0,24 mg As (Pavlíková et al., 2008). Ukládání arsenu v tkáních organismu záleží na formě přijatého arsenu. Toxické sloučeniny jsou vázány rychleji a pevněji a vylučovány pomaleji než méně toxické. Na

zrychlení vylučování arsenu se podílí zrychlení biotransformace toxičtější trojmocné formy na méně toxickou pětimocnou (Bencko et al., 1976).

3.4.2. Kadmium

Kadmium (atomové číslo 48) je měkký, lehce tavitelný, toxický kovový prvek, bíle stříbrné barvy. Jeho relativní atomová hmotnost je 112,41, teplota tání 321 °C a teplota varu 767 °C. Ve sloučeninách se vyskytuje téměř pouze v mocenství $\text{Cd}^{\text{II}+}$, sloučeniny Cd^+ jsou silně nestálé (Adriano, 2001).

Výskyt a výroba kadmia

Kadmium je vysoce toxický těžký kov patřící k prvkům trvale znečišťujícím životní prostředí. Přirozeně se vyskytuje spolu se zinkem v rudách a půdě obsahujících sulfidy těchto kovů (v poměru Cd:Zn obvykle 1:100 až 1:1000). V povrchových i pitných vodách je koncentrace kovu v rozmezí 1 až 10 $\mu\text{g/l}$. Kadmium je absorbováno v sedimentech na dně a jeho obsah ve vodě většinou nepřekročí limit 0,01 mg/l (Bencko et al., 1995). Vyskytuje se v řadě anorganických a organických sloučenin jako dvojmocný kation (Bencko et al., 1995).

K významnému uvolňování Cd do okolního prostředí dochází při spalování fosilních paliv. V důsledku průmyslu a dopravy se kadmium vyskytuje rovněž v ovzduší velkých městských aglomerací. Je také získáváno jako vedlejší produkt při rafinaci zinku a jiných kovů, zejména olova a mědi (Bencko et al., 1995). Vyšší obsahy kadmia byly zjištěny v okolí sléváren (Cibulka et al., 1991). Zdrojem znečištění jsou často kovohutě zejména při zpracování Cd a jeho převádění do slitin (Vopršalová et al., 1996). Kadmium a další kovy se dostávají do půdy ve větších množstvích usazováním prachu z průmyslových procesů, z výfukových plynů, z kontaminovaných odpadních vod a hnojiv (Procházka et al., 1998). Dalším zdrojem jsou atmosférické srážky znečištěné exhalacemi, které vznikají při spalování fosilních paliv a výfukovými plyny motorových vozidel (Cibulka et al., 1991).

Pro člověka však většinou představuje největší zdroj příjmu kontaminovaná potrava, kam se Cd dostalo v důsledku používání fosforečných hnojiv (Cibulka et al., 1991), případně pesticidů obsahujících tento prvek (Bencko et al., 1995). Kontaminace pitné vody je způsobena nejčastěji kadmiiem obsaženým v pozinkovaných nebo kadmiovaných vodovodních kohoutech a trubkách (Vopršalová et al., 1996).

Využití kadmia

Kadmium má pro svoji vysokou odolnost vůči korozi a výhodným elektrochemickým vlastnostem široké použití v průmyslu, např. při výrobě Ni-Cd baterií, alkalických akumulátorů, barev na sklo (Cd žlutý), sulfid kademnatý je součástí barevných pigmentů (přidávaných do plastů a barviv) a kadmium je také používáno jako stabilizátor plastů. Pro své vlastnosti chránit železo proti korozi je používáno při pokovování oceli. Pro svou schopnost zlepšovat mechanochemické vlastnosti dalších kovů je přidáváno zejména do slitin na bázi mědi (Bencko et al., 1995; Vopršalová et al., 1996). Jen malé procento kovu je recyklováno (Vopršalová et al., 1996).

Toxicita kadmia

Kontaminace životního prostředí kadmiem je v poslední době vyvolána zejména jeho rostoucím používáním v průmyslu. Kadmium emitované do ovzduší se nakonec hromadí v půdě a ve vodě a vstupuje takto do potravinových řetězců (Cibulka et al., 1991). Vysoké koncentrace Cd v půdním roztoku nepříznivě a nevratně ovlivňují schopnost půdních mikroorganismů rozkládat organickou hmotu a organické polutanty (Cibulka et al., 1991).

Projevy toxického působení na rostliny

Kadmium je velmi snadno přijímáno kořeny, neboť selektivita transportních proteinů je zřejmě nedostatečná pro rozlišení kadmia a prvků, které jsou pro život rostliny nezbytné. Po vstupu do buněk Cd inaktivuje některé enzymy a redoxní systémy. Inhibice dělení a dlouhivého růstu buněk, která se projevuje zejména zpomalením růstu primárního kořene, bývá jedním z prvních příznaků jeho toxického působení (Procházka et al., 1998). Mezi nejčastější symptomy toxického působení Cd patří hnědnutí kořenových vlásků a špiček kořenů rostlin, červenohnědé zabarvení žilnatiny, červenohnědé nekrózy na mladých listech a především redukce růstu (Pavlíková et al., 2008). Cd omezuje klíčivost semen inhibicí esteráz a alkoholdehydrogenázy. Chlorózy na listech mohou být způsobeny inhibicí biosyntézy chlorofylu, fyziologickou deficiencí železa (při relativně vysokém obsahu v rostlinách) nebo kadmiem indukovaným poklesem obsahu hořčíku. Krycí pletiva rostlin kontaminovaných kadmiem se vyznačují redukovanou velikostí epidermálních buněk, zvýšeným výskytem trichomů na jednotku listové plochy, redukcí intracelulárních prostorů a trvalým uzavřením svěracích buněk průduchů. Cd zvyšuje aktivitu proteázy a způsobuje hromadění amonného N v pletivech rostlin (Pavlíková et al., 2008).

Kadmium působí na průběh fotosyntézy v rostlině (změny v obsahu fotosyntetických pigmentů, inhibice aktivit fotosystémů, inhibice fotofosforylace a rozpojení elektronového transportního toku). Další z příčin inhibice fotosyntézy může být uzavírání průduchů a tím ovlivňuje i dýchání rostlin. Vadnutí rostlin jako důsledek fyziologického působení kadmia bylo popsáno řadou autorů. Příčiny jsou spatřovány v inhibici transpirace spojené s uzavřením průduchů, případně v poškození funkcí xylému. Kadmium snižuje odolnost rostlin k vodnímu stresu a patří také mezi rizikové prvky vyvolávající oxidační stres. Ionty kadmia mohou inhibovat nebo naopak stimulovat aktivitu některých antioxidantních enzymů (Pavlíková et al., 2008).

Nejvyšším obsahem kadmia se zpravidla vyznačují pletiva kořenů (60 – 88%), následují listy, stonky, plody a zásobní orgány a nejnižší obsah mají semena (Cibulka et al., 1991).

Mobilita kadmia v půdě roste s klesajícím pH – při hodnotě nižší než 5 je více než 80% půdního kadmia schopno migrace (Száková, 2008). Vzhledem k tomu, že byla zároveň prokázána ochranná úloha vápníku před fyto toxickými účinky Cd, doporučuje se jako účinné agromeliorační opatření, snižující kontaminaci rostlin Cd, úprava pH půdy na > 6,5 a to především vápněním a omezením používání kyselých hnojiv (Cibulka et al., 1991).

Projevy toxického působení na člověka

Do organismu se kadmium dostává hlavně inhalační a alimentární cestou. Kromě toho může za určitých podmínek přecházet i transplacentárně z krve matky do krve plodu (Cibulka et al., 1991). Kadmium je sice poměrně špatně absorbováno z gastrointestinálního traktu – asi 5 až 8% z celkové dávky – ale i přesto je u člověka hlavní příjem alimentární cestou (Vopršalová et al., 1996). Významné koncentrace kadmia byly nalezeny v obilovinách, bramborách, zelenině, zvěřině, zvířecích vnitřnostech (játra, ledviny). Nekontaminovaná potrava obsahuje méně než 0,05 µg/g Cd a průměrný denní příjem je asi 50 µg. K příjmu Cd do organismu významně přispívá kouření: jedna cigareta obsahuje 1 – 2 µg Cd a z tohoto množství je po inhalaci přibližně 10% absorbováno, tj. 0,1 – 0,2 µg (Vopršalová et al., 1996).

Toxikologický význam mají sloučeniny Cd^{II+}. Absorpce kadmia je zvýšena při deficitu Fe, Zn, Ca a při nízkoproteinové dietě (Vopršalová et al., 1996). Kadmium je vysoce toxický kov, který způsobuje inhibici mnoha enzymů tím, že se váže na thiolové skupiny nebo kompeticí s biogenními prvky jako Fe, Zn, Cu, zasahuje do metabolismu sacharidů (Pavlíková et al., 2008). V krvi se váže na krevní buňky, albumin, alfa-globuliny a

metallothionein. Toxicita se obvykle projeví, jestliže koncentrace kadmia převyšší syntézu thioneinu (Vopršalová et al., 1996).

Prvním cílovým orgánem při inhalační expozici kadmia jsou plíce, odkud je kadmium poměrně rychle krví dopravováno do jater (Cibulka et al., 1991). V plicních alveolách se při dlouhodobé expozici absorbuje až 40% inhalovaného $\text{Cd}^{\text{II}+}$ (Pavlíková et al., 2008). Denní příjem potravou činí 0,03 – 0,06 mg/kg (Pavlíková et al., 2008). Po perorálním nebo parenterální aplikaci kadmia je tento kov transportován krví do jater, ledvin, sliznice střevní a dalších tkání. Při dlouhodobé expozici je kumulováno převážně v ledvinách (Cibulka et al., 1991), při jednorázové dávce je však nejvyšší koncentrace ve střevní sliznici (Bencko et al., 1995). Obecně se kadmium hromadí v závislosti na věku a pohlaví především v ledvinách, v játrech, ve varlatech, ale i v plicích, srdci, mozku a dalších tkáních (Pavlíková et al., 2008). Přibližně 50% celkového obsahu Cd v organismu se nachází v játrech a ledvinách, především v jejich kůře (Vopršalová et al., 1996). Podobně Pouzar (2007) uvádí, že 50 – 70% Cd zachyceného v těle se ukládá v ledvinách a játrech.

Z těla se kadmium vylučuje hlavně žlučí a ledvinami (Pavlíková et al., 2008). Názor na poločas vylučování kadmia z organismu není zcela jednotný. Pro lidský organismus jako celek a pro ledviny zvlášť byl vypočítán na 16 – 30 let, pro lidské plíce na pouhých 9,4 roku (Cibulka et al., 1991).

Po požití akutně toxické dávky dochází k silnému zvracení. Údaje o smrtelné dávce se pohybují v rozmezí 0,3 – 8,9 g Cd. Akutní otrava vzniká zejména po expozici parám, dýmu, prachu, nebo z kontaminované potravy. Smrtelná koncentrace pro člověka je 40 – 50 mg/m³ v ovzduší při expozici po dobu 1 hod. Smrt nastává zástavou dechu (Pavlíková et al., 2008). Chronická toxicita vede ke karcinogenitě (především plíce), poškození reprodukčních orgánů, jater, plic, kostí. Byl prokázán teratogenní a mutagenní efekt kademnatých iontů a byly pozorovány chromozomové aberace (Pavlíková et al., 2008). Poškození ledvin Cd způsobuje zvýšenou exkreci P a Ca, v jehož důsledku dochází k řídnutí kostí a frakturám vznikajícím bez zjevných příčin (Pouzar, 2007). Popisována je hromadná intoxikace kadmiem v Japonsku (onemocnění itai-itai), kde došlo ke kontaminaci rýže sloučeninami Cd, končící u nemocných zborcením kostí (Marhold, 1964; Rusek, 2001). Prvotním znakem pro chronickou otravu je zbarvení zubních krčků dozlatova (Marhold, 1964; Rusek, 2001).

3.4.3. Těžké kovy a produkty spalování

Při spalování uhlí dochází k distribuci přítomných těžkých kovů mezi škváru, úletový popílek, plynný aerosol a plynné emise (Ritz et al., 2003). Na obsah a množství těžkých kovů má zásadní vliv původ spalovaného uhlí, každé uhlí má totiž specifické složení a může být bohaté na různé typy těžkých kovů a jiných látek a způsobu jejich vazby v uhlí (Bencko et al., 1995; Finkelman, 1994). Studie chování těžkých kovů v průběhu průmyslového spalování uhlí v různých typech kotlů prokázaly, že těkavost těžkých kovů závisí také na bodech varu studovaných prvků a jejich sloučenin v souvislosti s teplotou spalování (Linak et al., 1994). Dalšími skutečnostmi ovlivňující výsledné emise těžkých kovů jsou rovněž typ spalovacího zařízení; teplota spalování; doba expozice; typ odlučovacího zařízení a také teplota, při které pracuje; přídavek aditiva; výkon kotle; fyzikálně-chemické reakce těžkých kovů s některými dalšími látkami např. sírou či halogeny (Galbreath et al., 1996; Klika et al., 2001).

Jaké polutanty, v jakém množství a v jaké formě budou obsaženy v uloženém teplárenském popílku na odkališti závisí především na typu spalovaného materiálu, pokud se jedná o uhlí na místě těžby, typu spalování (mechanismus spalování), odlučování, odsiřování a formě dopravy směsi na odkaliště a jejího uskladnění (Bencko et al., 1995). Lze říci, že pokud se těžké kovy nacházejí v organické fázi uhlí, vyskytují se v popílku převážně ve formě oxidů, což způsobuje jejich značnou vyluhovatelnost i při neutrálním pH. Naopak těžké kovy vyskytující se v uhlí například jako součást jílových minerálů, vykazují nízkou schopnost přecházet z popílku do vodných roztoků. Také distribuce těžkých kovů po spálení uhlí v úletovém popílku a ložovém popelu se řídí určitými pravidly. Prvky, jež se nacházejí v úletovém popílku v sulfátové matici, jsou v ložovém popelu většinou obsaženy jako součást hlinitokřemičitanových minerálů či minerálů oxidů železa (Chadwick et al., 1978).

Problémy s toxickými kovy z ekologického hlediska nesporně narůstají a jsou mimořádně složité a dosud málo probádané. Navíc mají charakter vysloveně lokální, jinde stěžejí opakovatelný. Právě pro tento specifický charakter znečištění prostředí, plynoucí mimo jiné z různého poměru zastoupení jednotlivých toxických kovů v emisích kontaminujících různé lokality, podtrhuje význam individuálního přístupu k jednotlivým znečištěným oblastem (Bencko et al., 1995).

3.4.4. Těžké kovy a rostliny

Všechny rostliny jsou schopné akumulovat z půdy nebo z vody těžké kovy. Mnoho anorganických látek, považovaných za kontaminanty prostředí jsou fakticky důležitou

živinou, která je absorbována kořenovým systémem. Mezi tyto kovy patří železo, mangan, zinek, měď, hořčík molybden a pravděpodobně i nikl. Některé rostliny však dokáží akumulovat i takové těžké kovy, u nichž není prokázána žádná biologická funkce. Do této skupiny lze zařadit kadmium, chrom, olovo, kobalt, stříbro, selen a rtuť (Macková et Macek, 2005).

V kořenech dochází k největšímu hromadění těžkých kovů. Část toxických iontů je přesto translokována i do nadzemních orgánů, kde nejvíce ovlivňuje fyziologické procesy v listech, v první řadě fotosyntézu (Procházka et al., 1998). V odolnosti rostlin k působení těžkých kovů existují velké rozdíly nejen mezi druhy, ale i uvnitř téhož druhu. Odolné rostliny (např. některé trávy) mohou především značně znesnadňovat vstup toxických iontů do cytosolu, a to vylučováním organických kyselin do rhizosféry, sorpcí na pektinové látky v buněčných stěnách a konečně i větší selektivitou transportních proteinů v plazmatické membráně. K vnitrobuněčným detoxikačním mechanismům patří zejména tvorba stresových proteinů zahrnující odolnější izoenzymy, ale také proteázy a ubikvitin pro urychlení rozkladu poškozených proteinů (Procházka et al., 1998).

Další velmi účinnou aklamační reakcí je tvorba specifických sloučenin (fytochelatinů) schopných inaktivovat těžké kovy vazbou do chelátových komplexů. Fytochelatiny jsou zvláštní malé polypeptidy strukturně příbuzné tripeptidu a glutationu. Vznikají spojením dvou až osmi molekul kyseliny γ -glutamové a cysteinu s jednou molekulou glycinu. Syntéza fytochelatinů neprobíhá na ribozomech, ale přímou biochemickou cestou, nicméně je indukována až přítomností iontů kovů a cytosolu. Komplexně vázané toxické ionty jsou transportovány do vakuoly, kde i po uvolnění z fytochelatinu jsou inaktivovány vysokou koncentrací organických sloučenin (soli, cukry, rozpustné proteiny). Vakuoly slouží k imobilizaci xenobiotik, toxinů, fenolických látek aj. (Procházka et al., 1998).

3.5. Remediac

Remediac je ozdravný proces, který využívá fyzikální, chemické i biologické principy pro odstranění toxických látek (polutantů) z prostředí bez lidského zásahu. V případě biologického principu hovoříme o tzv. bioremediaci. Metody bioremediace jsou například biohromady, kompostování, bioremediace v tuhé fázi a v neposlední řadě fytofarmaceutiky (Havel et Kizek, 2007).

Konvenční tj. chemické, fyzikálně-chemické a další technologie používané pro remediac půd se mohou provádět buď přímo na místě (*in situ*), nebo po převozu

kontaminované zeminy (*ex situ*). Oba způsoby vyžadují specializované vybavení a obsluhu, které jsou velice nákladné. Představují také sekundární riziko kontaminace prostředí, nelze je proto použít pro větší množství zeminy a navíc tato opatření způsobují trvalé fyzikálně-chemické změny půdních charakteristik a ničí biologickou aktivitu půd (Khan et al., 2000). Někteří autoři uvádějí, že metody *ex situ* jsou ekonomicky nevýhodné. Metody *ex situ* jsou ekonomicky náročnější, protože je nutné odtěžení kontaminovaného materiálu a jeho odvoz na místo, kde proběhne vlastní remediace (Tlustoš et al., 2004). Odstranění znečištěného substrátu a jeho nahrazení nekontaminovanou půdou znamená obrovské náklady na dopravu a další problémy s bezpečným uložením kontaminované zeminy (Vangronsveld et al., 1995).

Do 80. let minulého století se problémy znečištění půd řešily pouze jejím odtěžením, odvozem a podle povahy kontaminantu buď řízeným uložením, nebo spálením. Tento způsob odstraňování kontaminace je ve všech případech velmi drahý, navíc destruktivní ve vztahu k půdním vlastnostem a velmi náročný k následné péči týkající se úložišť nebezpečného odpadu (Tlustoš et al., 2004).

Bioremediační metody *in situ* jsou šetrnější k ŽP a zpravidla vyžadují nižší finanční náklady a na ně se současný výzkum více zaměřuje. Dnes je cílem nalézt a používat metody, které zeminu očistí, a zároveň půda neztratí svou funkci a vlastnosti a můžeme ji dále využívat (Tlustoš et al., 2004). Pro úspěšnou *in situ* remediaci je ovšem nutná biologická přístupnost kontaminantů z vody a půdy, která je dána zejména rozpustností látky, typem půdy a stářím kontaminace (Vaněk et al., 2005).

Podle použitého způsobu dekontaminace můžeme remediační metody rozdělit na fyzikální, chemické a biologické. Často můžeme vybírat z několika variant vhodných pro dekontaminaci znečištěného území, nejčastěji se používají metody fyzikálně-chemické. V současné době stoupá význam biologických metod, které přinášejí řadu výhod, např. velkou flexibilitu biologických systémů, možnost provádění technologie *in situ* a také nízkou cenu (Demnerová et al., 2000).

Tabulka 1. Metody dekontaminace půdy (Iskandar, Adriano, 1997).

Metody	Fyzikální metody	Chemické metody	Biologické metody
ex situ	fyzikální separace	silicifikace stabilizace	
	vitřifikace	enkapsulace	
	žhání půdy	iontová výměna	
		promývání půdy	
in situ	vitřifikace	neutralizace	bioremediace
	adsorpce	precipitace	fytořremediace

Metody	Fyzikální metody	Chemické metody	Biologické metody
in situ	vytvoření zmrzlé vrstvy	iontová výměna	
	ředění kontaminované zeminy či její překrytí čistou zeminou	elektrokinetika	
		promývání půdy	

Rostliny přijímají a přeměňují organické a anorganické látky pomocí několika mechanismů – princip remediacce (Schnoor et al., 1991):

- přímou absorpcí kořeny a následným přesunem do rostlinné tkáně (např. vakuoly), s akumulací ve formě nefytotoxických metabolitů,
- uvolňováním enzymů, které podporují mikrobiální aktivitu a biochemickou transformaci v půdě,
- zvýšenou mineralizací v rhizosféře, která je typická pro činnost hub a mikrobiálních konsorcií,
- absorpcí povrchem listů z atmosféry.

3.6. Fytoremediace

Rostliny i živočichové jsou vystaveni řadě potenciálně toxických cizorodých chemických látek – xenobiotik (Kučerová et al., 1999). Fytoremediace je pak definována jako užití zelených rostlin k přesunu, akumulaci nebo odstraňování těchto kontaminantů z životního prostředí, nebo zmírnění jejich škodlivého šíření (Smrček, 2003). Myšlenku fytoremediace životního prostředí nelze přiřadit žádnému konkrétnímu zdroji, přesto je termín fytoremediace úzce spjat s možností využití rostlinných druhů, které ve svých pletivech bioakumulují rizikové prvky v neobvykle vysokých koncentracích (Baker et Brooks, 1989). Fytoremediační technologie využívá všech biologických, chemických a fyzikálních procesů, které mají souvislost s růstem a výživou vyšších rostlin (Watanabe, 1997).

Rostliny odstraňují organické sloučeniny přímým příjmem kontaminantu, poté následuje transformace, transport a akumulace nefytotoxických intermediátů (Macková et Macek, 2005). Metabolismus xenobiotik u rostlin je obdobný jako u živočichů, přestože nemají skutečnou efektivní cestu vylučování. První fáze metabolismu je transformační, druhá fáze konjugační a třetí fáze je ukládání, která nahrazuje vylučovací fázi u živočichů. Místem ukládání v buňkách jsou vakuoly pro rozpustné a buněčná stěna pro nerozpustné konjugáty (Kučerová et al., 1999). Rostliny mohou organické sloučeniny skladovat v nepřeměněné

formě, nebo jsou původní sloučeniny pomocí detoxikačního metabolismu transformovány na nefytotoxické metabolity. Organické sloučeniny mohou být také metabolizovány, rozloženy na oxid uhličitý a vodu nebo mohou být odpařeny (Kučerová et al., 1999).

Mechanismus fytořemediace těžkých kovů může být zjednodušeně popsán jako odstranění kovů z půdy jejich transportem do kořenů, stonků a listů. Rostliny jsou následně sklizeny a odstraněny a plocha je opět osázena rostlinami do té doby než se koncentrace kovů v půdě sníží na přijatelnou hladinu (Soudek, 2007).

Při fytořemediaci také rostliny mohou podporovat procesy v oblasti kořenů, uvolňováním exudátů, enzymů a podporou mikrobiálního metabolismu poskytováním organického uhlíku (Macková et Macek, 2005).

Fytořemediace má největší uplatnění na místech s povrchovým znečištěním a je velmi účinná především pro hydrofobní polutanty, jako například aromatické uhlovodíky, chlorovaná rozpouštědla nebo nitrosloučeniny. Účinná je rovněž pro ionty kovů a radionuklidů (Schnoor et al., 1991). Obecně platí, že fytořemediace je nejlépe využitelná na velkých plochách kde kontaminace dosahuje max. do hloubky 5 metrů (Kvasničková, 2001).

Největším přínosem fytořemediace je to, že životnímu prostředí šetrným způsobem pomáhá, ale nenarušuje ho tak, jak je tomu u některých jiných strategií pro odstraňování nečistot. Mimo to, že je ekologicky šetrná, je fytořemediace také ekonomická – jakmile se zavede, už tento systém nevyžaduje žádnou další energii, neboť v zásadě je poháněn sluncem (Stříbrná, 2004). Jednou z dalších největších výhod fytořemediací je minimální množství kontaminovaného materiálu, který je nutno likvidovat v porovnání s klasickým vytěžením kontaminované půdy (Soudek, 2007).

Fytořemediační procesy se liší dle povahy, rozsahu a koncentrace těžkých kovů ve znečištěném prostředí (Vaněk et al., 2005; Kučerová et al., 2005). Záleží na tom, zda použité rostliny polutantům zamezí v jejich pohyblivosti, či vyluhovatelnosti, nebo zda rostliny polutanty přijmou. Následně je pak mohou transportovat do nadzemní části rostlin, nebo je mohou transformovat, degradovat či volatilizovat do formy, která se zpět do životního prostředí neuvolní (Schnoor, 2002; Tlustoš et al., 2004; Vaněk et al, 2005; Macková, Macek 2005; Kučerová et al., 2005; Soudek, 2007). V případě odkaliště ve Dvoře Králové nad Labem se jedná především o použití metody fytoextrakce a bezprostředně související metody fytodekontaminace a fytoimobilizace.

Fytořemediace lze rozdělit na pět základních procesů. První dva označujeme jako tzv. obsahové a další tři jako odstraňovací procesy (Tlustoš et al., 2004). Podobně Wenzel et al. (1999) rozděluje fytořemediace v závislosti na remediační strategii na dva základní postupy –

na ty, které zadržují polutanty (fytostabilizace a fytoimobilizace) a ty, které polutanty z životního prostředí odstraňují (fytoextrakce, fytodegradace a fytovolatilizace).

Fytostabilizace: Jde o využití rostlin tolerantních k polutantům pro mechanickou stabilizaci znečištěných půd a prevenci vodní a větrné eroze. Zároveň může dojít ke snížení vyluhovatelnosti polutantů díky vyšší úrovni evapotranspirace v porovnání s půdou bez vegetačního pokryvu.

Fytoimobilizace: Tento proces omezuje pohyb a transport rozpustných kontaminantů, a to díky tomu, že rostliny sníží jejich pohyblivost v půdě.

Fytoextrakce: Při tomto procesu dochází k extrakci anorganických a organických sloučenin z půdy příjmem rostlinami a jejich transportem do nadzemní biomasy těchto rostlin.

Fytodegradace: Po přijetí látek (v tomto případě organických polutantů) do rostlin dochází k jejich degradaci uvnitř rostlinných pletiv nebo může k degradaci docházet pomocí mikroorganismů v okolí kořenů rostliny, tedy v oblasti rhizosféry.

Fytovolatilizace: Proces transformace a volatilizace těkavých sloučenin kontaminantů z půdy pomocí rostlin a mikroorganismů.

Tabulka 2. Aplikace fytoremediace (Schnoor, 2002).

metoda	popis	kontaminant	rostlina
Půda			
Fytotransformace	sorpce, příjem, přeměna	organické látky, nitroaromáty, chlorované alif. a aromat. látky	stromy a trávy
Rhizosféry biodegradace	mikrobiální biodegradace v rhizosféře	PAH, ropné uhlovodíky, TNT, pesticidy	trávy, vojtěška, stromy
Fytostabilizace	stabilizace na složky půdy, zabránění prosakování	kovy, organické látky	různé druhy s hlubokými kořeny
Fytoextrakce	příjem kontaminantů z půdy do sklíditelných částí	kovy, radionuklidy	hyperakumulátory (<i>Thlaspi</i> , <i>Alyssum</i> , <i>Brassica</i>)
Voda, spodní voda			
Rhizofiltrace	sorpce do nebo na kořenech	kovy, radionuklidy, hydrofóbní látky	vodní rostliny, <i>Brassica</i> , slunečnice
Fytovolatilizace	příjem a volatilizace, konverze Se a Hg na těkavou formu	těkavé org. látky, Se, Hg	stromy, trávy, <i>Brassica</i>
Pokrývka porostem	zabránění prosakování	organické, anorg. látky	stromy, topoly, trávy

3.6.1. Fytoextrakce

Cílem fytoextrakce je akumulovat kontaminanty obsažené v půdě rostlinnými pletivy a to především nadzemní biomasou, která je poté sklizena a vhodně zpracována (Salt et al., 1995).

Fytoextrakce je základním procesem, který sleduje přechod xenobiotika do kořenového systému, případně následnou translokaci rostlinným organismem. Je využitelná jak pro organické sloučeniny, tak pro kovové ionty (Smrček, 2003). Rostliny dekontaminují prostředí tím, že absorbují, transportují a koncentrují kovy z půdy do těch částí, které lze později sklídit, což je zejména nadzemní biomasa a dostupné části kořenů (Macková et Macek, 2005).

Schopnost přijímat těžké kovy z půdy se mezi jednotlivými druhy rostlin liší mj. podle mechanismu detoxikace těžkých kovů. Jedním z nich je například produkce metalothioneinů, které váží kationy kovů, a tím je převádějí do netoxické formy (Tlustoš et al., 2004).

Některé druhy rostlin jsou vysoce tolerantní vůči přítomnosti toxických kovů v půdě a navíc jsou schopné akumulovat tyto kovy do vysoké koncentrace (až 1-10 mg/g sušiny) ve svých pletivech bez nepříznivého vlivu na jejich růst a prosperitu, což může být koncentrace až 100× vyšší než v běžných rostlinách. Takové rostliny se nazývají hyperakumulátory a do současnosti bylo popsáno asi 450 rostlinných akumulátorů z nejrůznějších čeledí (Soudek et al., 2006; Vaněk et al., 2005). Většina rostlinných hyperakumulátorů je pomalu rostoucí s malou produkcí biomasy (Kumar et al., 1995; Leštan, 2006) někdy se špatně definovanými růstovými požadavky a charakteristikami (Kumar et al., 1995). Jedná se často o endemické a specifické populace rostlinných druhů (klonů nebo genotypů). Bohužel tyto rostliny mají navíc nízkou konkurenceschopnost na znečištěných půdách. Důvod je zjevně ten, že rostliny využívají energie namísto intenzivnějšího růstu na udržení mechanismů umožňujících toleranci extrémně vysokých obsahů kovů ve svých pletivech (Wilson, 1988). Lze je tedy často charakterizovat jako s-stratégy.

Pro efektivní fytořemediaci je ale zapotřebí rostlin nejen s vysokou schopností tolerance a akumulace kovů, ale také s vysokou produkcí biomasy (Tlustoš et al., 2004). Obecně se jeví mnohem výhodnější použití rostlin s vysokým přírůstem biomasy, i když výsledná koncentrace v rostlině na konci vegetačního období je poměrně nízká. Pokud se podaří najít takovou rostlinu, která vyhovuje uvedeným požadavkům, může být i finančně výhodné získávat akumulované kovy z rostlinného materiálu zpět (Vaněk et al., 2005).

Při výběru rostlin pro fytoextrakci kovů je také vhodné vzít v úvahu rovněž další požadavky, jako je schopnost akumulovat kovy při jejich nízké koncentraci v půdě, akumulovat více druhů kovů, případně tolerovat velmi vysoké koncentrace kovů v půdě (Kirkham, 2006).

Aby byl proces fytoextrakce dostatečně účinný a v praxi použitelný, je zapotřebí kvalitní navržení projektu (zohledňující celou řadu faktorů), opakovaná sklizeň biomasy před opadem listů a finální odstranění dřevité biomasy včetně pařezů (Dickinson et Pulford, 2005).

3.6.2. Fytoimobilizace

Při remediačních procesech nemusí být kontaminanty jen odstraňovány z prostředí či degradovány, jinou možností remediace je imobilizace a asistovaná přírodní remediace efektivně imobilizující kovy, ta může být prakticky použitelnou možností pro zmírnění rizika způsobených kovy. K imobilizaci různých stopových prvků dochází ve spojitosti s rhizosférymi procesy. Ke zlepšení imobilizace kovů může pomoci aplikace různých doplňků (např. vápenec, fosfát, biologické materiály), která může zefektivnit klíčové biochemické procesy v půdách. Použití přípravků může vést k podstatnému zlepšení vegetačního růstu, vyšší aktivitě a diverzitě mikrobiální populace a ke snížení vyluhování kovů ze sledovaného stanoviště. To vše v závislosti na půdních, hydrogeochemických podmínkách, zdroji, druhu a formě, v jaké se kov vyskytoval. Účinnost imobilizace kovů indukované asistovanou přírodní remediací může být dlouhodobá či trvalá (Adriano et al., 2004).

3.6.3. Vybrané taxony rostlin a jejich využití ve fytoremediaci

Při zkoumání účinnosti fytoremediace byla zjištěna její významná závislost na druhu použitých rostlin (Kučerová et al., 1999). Např. dřeviny z čeledi *Salicaceae* se jeví jako velmi vhodné pro remediaci organických polutantů (Kučerová et al., 1999), ale i kovů (např. Dickinson et Pulford, 2004). Jejich výhodou – zejména pak hybridních topolů – je jejich odolnost a značná rychlost růstu. Rovněž kapradiny z r. *Pteris*, jsou dokládány jako využitelné pro fytoremediaci těžkých kovů; např. druh *Pteris vittata* akumuluje arsen ve velmi vysokých koncentracích a patří mezi hyperakumulátory (např. Itziar et al., 2004).

Jedním z přístupů jak zvýšit účinnost rostlin při fytoremediaci, je vnesení hyperakumulačních schopností do rychle rostoucích rostlin prostřednictvím genového inženýrství (Tlustoš et al., 2004). S tímto ohledem jsou také vyvíjeny transgenní rostliny

Pteris vittata, které by měly mít ještě zvýšenou kapacitu akumulovat arsen (Itziar et al., 2004).

3.6.4.1. Čeled' *Salicaceae*

V poslední době byla značná pozornost věnována studiu rostlinných druhů, které dosahují vysokých výnosů biomasy a zároveň přirozeně akumulují rizikové prvky ve svých pletivech (viz. např. Tlustoš et al. 2006). Při porovnání s hyperakumulátory je to podstatně méně, avšak při srovnání s ostatními druhy rostlin je schopnost akumulace rizikových prvků zvýšená (Linger et al., 2002). Velká pozornost je věnována možnosti využití rychle rostoucích dřevin (*Populus* spp., *Salix* spp.). Stále přibývá studií, které dokazují možnost využití těchto dřevin pro remediaci půd kontaminovaných Cd (např. Landberg et Greger, 1996; Dickinson et Pulford, 2004). Jednotlivé druhy a klony se v toleranci vůči těžkým kovům značně odlišují a byla u nich prokázána buď obecná vysoká tolerance k těžkým kovům nebo specifická tolerance k určitému kovu. Rovněž v příjmu a translokaci kovů do nadzemní biomasy byla zjištěna vysoká klonární variabilita (Vysloužilová et al., 2003).

Potenciální význam vrby ve fytoremediaci např. prokázala studie Cosio et al. (2006). Při pokusu s vrbou košíkářskou (*Salix viminalis*), pěstovanou v hydroponii byl sledován efekt koncentrace a lokalizace kadmia na morfologii a efektivitu rostlin. Vrba byla vysoce tolerantní ke kadmiu, při obsahu 20 μM Cd byla zjištěna nesignifikantní redukce biomasy, ačkoli koncentrace kadmia v rostlinách překročila 100 mg/kg. Při 50 μM byla pozorována signifikantní redukce biomasy kořenů a výhonů a celkové délky kořenů. Byla také pozorována změna v architektuře kořenů. Při 100 μM mol vrba vykazovala značné symptomy stresu a až při 200 μM mol bylo zjištěno zhoršené přežívání (Cosio et al., 2006). Pro použití *in situ* se ukazují vhodné a účinné kultury rychlerostoucích dřevin s krátkým obmýtím (SRC – short rotation coppice), kdy remediace kontaminovaných území může být dosaženo pomocí kultivace a sklizně vybraných klonů vrb v reálném životním cyklu dřeviny (např. Dickinson et Pulford, 2005; Laureysens et al., 2005). V případě středně zatížených lokalit či odpadů (např. výluhů ze skládek, odpadu z koželužen) některé pokusy ukazují, že je jejich remediace možná (např. Aronsson et al., 2010; Zalesny et al., 2007) a pravděpodobně trvale udržitelná, přičemž cílová koncentrace kovů se může držet blízko hodnot pozadí (např. Giachetti et Sebastiani, 2006). Velmi často ale výsledky pokusů ukazují (např. Komárek et al., 2008), že tyto dřeviny nejsou použitelné pro fytoextrakci kovů z více kontaminovaných půd.

3.6.4.2. Druhy rodu *Pteris*

Rod *Pteris* (*Pteridaceae*) zahrnuje větší počet hyperakumulátorů využitelných pro fytoremediaci arsenu. Obecně jsou jako hyperakumulátory zmiňovány *P. cretica* 'Albo-Lineata' a *P. vittata*. Pokusně bylo zjištěno, že *Pteris vittata* např. může ze substrátů kontaminovaných až 4550 mg/kg As akumulovat až 3600 mg/kg. Výsledky ukazují, že *P. vittata* může hyperakumulovat As z přirozeně kontaminovaných půd. V půdách značně kontaminovaných (obsahy se pohybovaly v řádu 1000 mg/kg) dalšími kovy (Cu, Zn) může trpět fytotoxicitou a nemusí arsen akumulovat téměř vůbec (Caille et al., 2004). Při středních koncentracích (200 mg/kg) Zn, Pb, Ni, Cd ovšem absorpce arsenu snížena nebyla anebo jen minimálně (Fayiga et al., 2004). *P. vittata* ovšem může hyperakumulovat nejen arsen, ale z terénních pokusů vyplývá, že je schopen zároveň absorbovat i relativně vysoké koncentrace kadmia a dalších kovů, jak už bylo výše naznačeno. V pokusu na přirozeně kontaminovaných půdách Xiyuan et al. (2008) zjistil v listech *P. vittata* koncentrace Cd až 186 mg/kg při celkové půdní koncentraci arsenu 920 mg/kg As a kadmia 98,6 mg/kg Cd. Na základě tolerance a akumulace Cd byly také rozlišeny ekotypy *P. vittata*. Cd-tolerantní ekotyp *P. vittata* extrahoval efektivně As a Cd ze substrátů stanovišť kontaminovaných oběma prvky a může být použit k remediaci a revegetaci tohoto typu stanovišť (Xiyuan et al., 2008).

Na základě známých pokusů lze konstatovat, že *P. vittata* je efektivní hyperakumulátor arsenu, který splňuje všechny tři významné podmínky (schopnost hyperakumulace, dostatečná tvorba biomasy, vysoký faktor transferu kontaminantu ze substrátu) a toleruje vyšší obsahy těžkých kovů (Fayiga et al., 2004), nicméně ve fytoremediaci může být použita jen v půdách středně kontaminovaných těžkými kovy (Caille et al., 2004).

V rámci rodu je větší počet dalších druhů znám jako hyperakumulátory, např. *P. aspericaulis*, *P. cretica* var. *nervosa*, *P. fauriei*, *P. multifida* a *P. oshimesis*; jiné druhy (ovšem arsen hyperakumulovat nemusí (Wang et al., 2007).

3.6.4.3. *Brassicaceae* a další druhy rostlin použitelné ve fytoremediaci

V evropských podmínkách je velké množství druhů s hyperakumulačními schopnostmi známo v čeledi *Brassicaceae*, z nichž řada je zemědělsky využívána (Baker et al., 1994). Pro fytoextrakci kovů z půdy kontaminované kyselým kalem s vysokým obsahem těžkých kovů byla testována s úspěchem *Brassica juncea* (Clemente et al., 2005). Za snad

nejvýznamnější hyperakumulátor kadmia lze považovat penízeček *Thalysia caerulea*, který je velmi častým předmětem různých studií týkajících se fytoremediace kadmia (např. Wang et al., 2006). Hyperakumulace kovů je dále známá např. u slunečnice (Váňa et Ustjak, 2003) a zejména u křídlatky sachalinské (*Reynoutria sachalinense*), která může vyčerpat z půdy za 1 rok 1,3 kg Cd, 24 kg Pb a 322 kg Zn za předpokladu výnosu 100 t nadzemní a 100 t podzemní biomasy na 1 ha (Haase, 1988).

3.7. Faktory prostředí ovlivňující účinnost fytoremediace, usnadnění fytoremediace

Efektivita fytoextrakce je ovlivněna celou řadou stanovištních, klimatických, pedologických a dalších faktorů, kritická je samozřejmě forma výskytu kovů v přírodě. Rostlinné kořeny dobře absorbují kovy pouze tehdy, jestliže jsou dostupné v rozpustné formě (Macková et Macek, 2005). Různé studie (např. Kirkham, 2006) potvrzují, že pH půdy je obvykle nejvíce významný faktor, který ovlivňuje dostupnost a příjem kovů. Nízké pH pozitivně ovlivňuje mobilitu kovů v substrátu, jeho dostupnost pro kořeny rostlin a tedy pro akumulaci. Biologická dostupnost kontaminantů je dána také lipofilitou látky, typem půdy a stářím kontaminace (Watanabe, 1997).

Zvýšení dostupnosti a akumulace kovů v rostlinách lze v mnoha případech napomoci různými opatřeními – z nich lze jmenovat např. přidávání různých chelatačních činidel, snížení pH půdy, použití vhodných hnojiv, změna iontového složení půdy (Macková et Macek, 2005).

Velmi široce jsou používána organická chelatační činidla – zejména kyselina etylendiaminotetraoctová (EDTA) a jí příbuzné látky; jejich použití je limitováno zejména klimatickými a geologickými faktory (Leštan, 2006). Přidání chelatačních činidel způsobuje tvorbu komplexů, které brání precipitaci a sorpci kovů na složky půdy a tím se zvyšuje biologická dostupnost těžkých kovů pro kořeny. Snížení pH vede k uvolnění kovů do půdního roztoku a tedy opět ke zvýšení biologické dostupnosti (Macková et Macek, 2005).

Ukázalo se, že syntetické chelátory mají pozitivní efekt ve zvýšení extrakce těžkých kovů v průběhu fytoremediace a mohou být i jedinou možností, jak zvýšit dostupnost vysoce nerozpustných kovů, jako jsou Pb a U (Leštan, 2006). Fytoextrakce těžkých kovů podpořená chelatačními látkami a zemědělskými plodinami je široce diskutována jako použitelná remediační technika pro zemědělské půdy kontaminované málo mobilními těžkými kovy (Neugschwandtner et al., 2008).

Syntetické chelatující látky ale také mají velký počet negativních vedlejších efektů a mohou být značně rizikové pro prostředí. Vícekrát bylo pokusně doloženo (např. Neugschwandtner et al., 2008), že použití EDTA způsobuje mobilizaci vysokých dávek kovů, které mohou migrovat půdním profilem, což může vyústit ve významné znečištění spodních vod. Chelatační činidla mohou u některých druhů rostlin působit také fytotoxicky (např. Leštan, 2006).

Vedle syntetických látek jsou testovány pro použití ve fytořemediaci také látky přírodního charakteru, např. huminové kyseliny. V těchto případech lze, zdá se, ovšem mnohdy očekávat relativně nízkou účinnost, byť jsou biologicky snadno odbouratelné a mají i průkazný pozitivní efekt na příjem Cd rostlinou (např. Evangelou et al., 2004). Možný důvod tohoto zvýšení množství kadmia v pletivech rostlin je v těchto případech pokles pH, ústící ve vyšší dostupnosti kadmia pro rostliny, nebo je rovněž možné vstřebávání kadmia vázaného na komplexech s fragmenty huminových kyselin, které mohou vznikat v důsledku jejich předchozí mikrobiální degradace nebo samovolné disociace (Evangelou et al., 2004).

Práce Kirkham (2006) ukázala, že dostupnost Cd vzrůstá s aplikací chloridů a je redukována aplikací křemíku. Fosfátové hnojivo signifikantně ovlivňuje nárůst rostlinné biomasy a akumulaci As kapradinou *Pityrogramma calomelanos* (Jankong et al., 2007).

Významný vliv ve fytořemediaci mohou mít půdní mikroorganismy – bakterie a houby. Bylo např. zjištěno, že přítomnost bakterií rodu *Pseudomonas* a *Bacillus* usnadňovala akumulaci kadmia (Macková et Macek, 2005). Rhizobakterie asociované na kořenech hostitelských rostlin *Pityrogramma calomelanos* signifikantně zvyšovaly biomasu testovaných rostlin a obsah As v jejich pletivech (Jankong et al., 2007). Rhizosférní houby naopak signifikantně redukovaly koncentraci As v rostlinách, ale zvyšovaly biomasu – uplatňovaly se tedy ve fytostabilizaci a nikoliv ve fytoextrakci (Jankong et al., 2007).

4. MATERIÁL A METODY

4.1. Popis sledované lokality

Odkaliště č.V teplárny ve Dvoře Králové nad Labem, která je součástí skupiny ČEZ, je situováno ve vzdálenosti cca 2 km jihovýchodně od teplárny při silnici Dvůr Králové – Žirče (v k.ú. Žirecká Podstráň č.parcel 40/1, 40/3, 40/4 - příloha č.1), v okrajové části údolní nivy Labe. Toto odkaliště je ze severní a z východní strany bezprostředně ohraničeno řekou Labe, z jižní části je ohraničeno silnicí III. třídy (č. III/29915) vedoucí ze Dvora Králové do Žirče. V blízkosti odkaliště se nachází 4 trvale obydlené stavby a několik rekreačních objektů.

Nejnižší bod odkaliště č.V se nachází v nadmořské výšce 274 m.n.m. a nejvyšší bod v nadmořské výšce 284,5 m.n.m. Z geologického hlediska náleží zájmový prostor k tzv. České křídové tabuli, reprezentované zde ve svrchních partiích slínovci turonského stáří. Kvartér je na bázi zastoupen štěrkopísčitou labskou terasou o mocnosti cca 2,0 m, ve svrchních partiích pak 1,0 – 2,0 m mocnou vrstvou jílovitopísčitých zemin, vesměs tuhé konsistence. Z morfologického hlediska je území rovinného charakteru a rovněž rovinný je i povrch jednotlivých vrstev.

Podzemní voda je smíšená voda říční a povrchová, pohybuje se ve velmi propustné štěrkopísčité vrstvě a je po stránce chemické zhruba neutrální povahy (pH 7,0 – 7,7). Ve sledované oblasti je roční úhrn srážek cca 700 mm/rok.

4.1.1. Technické parametry odkaliště

Odkaliště bylo v průběhu let 1980 - 1992 ve dvou etapách zcela zaplněno objemem 234.700 m³ směsí popílku, škváry a strusky (popelovin). Tato směs vznikla spalováním hnědého uhlí z oblasti Komořan v Ústeckém kraji. Spalování probíhalo v roštových kotlích při teplotě 600 – 700 °C. Popílek a struska se ihned po vytvoření smíchá s vodou, která dále funguje jako transportní médium a tak se popeloviny ve formě hydrosměsi dopraví na dané odkaliště.

Plocha odkaliště činí 29 500 m², o hloubce cca 10 m. Na odkališti jsou realizovány dvě zvyšovací hráze (V/1 s kótou koruny 281,5 m n.m. a V/2 s kótou koruny 284,50 m n.m.). Maximální objem odkaliště činí 235.000 m³, z výše uvedených dat tedy vyplývá, že bylo téměř ze 100% zaplněno, při průměrné zrnitosti směsi 0,01 – 0,2 mm.

Po celou dobu aktivního využívání odkaliště byla na celém povrchu, či na její části, udržována vodní hladina. Po zaplnění odkaliště (v roce 1992), vzhledem k tomu že již nebylo doplňováno hydrosměsí, voda formou průsaku odtekla a zůstala jen vysoce prašná plocha.

4.1.2. Historie odkaliště

Popelovina z odkaliště č.V se poprvé začala těžit v letech 1983 – 1988, při níž bylo odtěženo 36 000 m³, další těžba probíhala v letech 1992 – 2007, při níž bylo odtěženo 23 000 m³. Celkem tedy bylo po tuto dobu vytěženo cca 59 000 m³, tj. 42 893 tun popelovin (1 m³ = 0,727 tun). Směs byla použita k různým účelům, např. ke stavbě hrází, ve stavebnictví při výrobě cihel, pro konstrukční vrstvy vozovek a pro násypy a zásypy při stavbě pozemních komunikací, či v zemědělství k rekultivaci či vylehčení půd.

4.1.3. Současný stav odkaliště

V současné době se odkaliště pro účely naplavování další hydrosměsí již cca 17 let nepoužívá. Během této doby zčásti zarostlo vegetací z přirozeného náletu a prašnost zde zřetelně klesla. Převážně se na odkališti nachází vrba křehká (*Salix fragilis*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), vrba nachová (*Salix purpurea*), topol osika (*Populus tremula*), topol kanadský (*Populus xcanadensis*), vrba košíkářská (*Salix viminalis*), borovice černá (*Pinus nigra*) a různé traviny, nejhojněji třtina křovištní (*Calamagrostis epigeios*). Ve stěně po odtěžení části materiálu si vytvořila hnízdní kolonii břehule říční (*Riparia riparia*) a jako dočasné stanoviště ho také navštěvuje srnčí zvěř, či zajáci. V poslední době je vyvíjen veliký tlak na obnovení těžby popeloviny na sledovaném území. To by znamenalo obrovské zvýšení prašnosti v dané lokalitě.

4.2. Půdní materiál

4.2.1. Odběry a příprava půdních vzorků

Na odkališti č.V byly v roce 2007 vybrány 4 plochy na sebe bezprostředně navazující, které jsou dále označovány písmeny A, B, C, D, každá o rozměrech 10 x 10 m². Roku 2008 bylo provedeno na části plochy D vyvápnění, kdy bylo na vybranou plochu aplikováno a následně do substrátu zapraveno 3 kg CaCO₃/m². Tuto plochu proto dále rozděluji na D +Ca a D -Ca.

V roce 2007 bylo ze sledované plochy A provedeno 6 dílčích odběrů do hloubky 20 cm, které byly smíchány dohromady a z nichž byl vytvořen jeden reprezentativní vzorek pro půdní rozbor. Stejný postup byl učiněn i u sledovaných ploch B, C, D. Vzorky byly po té jednotlivě prosety a odděleně sušeny na vzduchu za atmosférického tlaku do konstantní hmotnosti. Vzorek půd vybraných ploch A, B, C, D, každý o hmotnosti 100g byl nadále zpracováván v laboratořích ČZU. Plochy B a C byly využity pouze pro účely bakalářské práce a v dalších pokusech se už s nimi nepracovalo.

Další odběr půdních vzorků byl proveden v roce 2009 na plochách A, D -Ca a D +Ca a to stejným způsobem jako v roce 2007. Vzorky půdy se navíc dosušovaly na konstantní teplotu a tak byly připraveny pro půdní rozbor a jejich další uchování.

4.2.2. Rozbory půdních vzorků

U půdních vzorků z roku 2007 a 2009 byl v laboratoři KAVR ČZU stanovován celkový obsah prvků v půdě, pH půdy, kationtová výměnná kapacita, Mehlich III a C_{ox} . U vzorků půdy z roku 2009 byl navíc stanovován přístupný obsah prvků v půdě. Všechny rozbor byly vyhotoveny za účelem zjištění rizikových prvků v půdě a množství přítomných živin.

Celkový obsah rizikových prvků v půdách (stanovení pomocí rozkladu lučavkou královskou)

3g vzorku byly vloženy do reakční nádoby o obsahu 250 ml. Dále byl obsah smíchán s malým množstvím destilované vody, přidáno 21 ml koncentrovaného roztoku 32%ní HCl a 7 ml koncentrovaného roztoku 65%ní HNO_3 (tedy v poměru HCl : HNO_3 ; 3:1). Po 16 hodinách stání ve 20 °C byl vzorek zahříván po dobu 2 hodin protiproudým způsobem. Po ochlazení byl vzorek přefiltrován do 100 ml baňky. Byl proveden kvalitativní oplach zbytků z 250 ml reakční nádoby 100 ml zředěné HNO_3 , který byl následně také přefiltrován. Vzorek byl poté doplněn zředěnou HNO_3 do celkového množství 100 ml roztoku. Z takto upraveného vzorku byly stanoveny rizikové prvky v půdě metodou AAS (Atomovou absorpční spektrometrií).

Atomová absorpční spektrometrie (AAS)

Je to metoda sloužící ke stanovení obsahu stopových i významných koncentrací jednotlivých prvků v analyzovaném roztoku. Metodou lze analyzovat přes 60 prvků periodické tabulky s citlivostí od setin do stovek ppm. Metoda AAS využívá jako analytickou vlastnost sledovaných elementů absorpci záření jejich volnými atomy v základním stavu.

Úbytek tohoto primárního záření je mírou koncentrace volných atomů prvku, který záření absorboval. Rozdíly energií mezi jednotlivými elektronovými stavy atomu jsou pro každý prvek zcela specifické, neboť jsou funkcí vzájemného působení elektricky kladně nabitého jádra a pro daný prvek charakteristické konfigurace elektronového obalu. Zdrojem primárního záření je výbojka, v jejíž katodě, musí být vždy obsažen ten prvek, který stanovujeme. Přechod atomu z nižší energetické hladiny m na vyšší hladinu n není spontánní, ale je vynucen přítomností záření o vhodném kmitočtu a energii fotonu. Absorpcí fotonu vzniká excitovaný atom.

Půdní reakce (pH)

Do 250 ml plastových třepacích baněk bylo naváženo 10 g zeminy a přidáno 50 ml 0,01 M CaCl_2 . Suspenze byla třepána v třepačce 1 hodinu. Po uplynutí 1 hodiny třepání byly vzorky vyjmuty a 1 hodinu ponechány v klidu. Po té byla změřena půdní reakce pH metrem vybaveným skleněnou měřicí elektrodou.

Kationtová výměnná kapacita (KVK)

Vzorek je vyluhován pomocí roztoku 0,1 M BaCl_2 , kterým jsou vytěsněny kationty ze vzorku do roztoku. KVK se stanovuje jako součet kationtů Ca, Mg, K, Na, Al. Bylo naváženo 10 g půdy usušené na vzduchu do konstantní váhy s přesností na 3 desetinná místa. Vzorek byl převeden do PE lahvičky, zalit 50 ml 0,1 M BaCl_2 a třepán v třepačce 2 hodiny. V Buchnerovy nálevce s ovlhčeným středně hustým filtrem byla pak přebytečná voda odsáta vývěvou a suspenze přefiltrována. PE lahvička byla dále vypláchnuta dalšími 50 ml 0,1 M BaCl_2 . Z výsledného objemu bylo cca 100 ml odpipetováno 50 ml do PE kádinky a okyseleno 1 ml koncentrované HCl. Koncentrace kationtů v roztoku se stanoví pomocí FAAS. Kalibraci přístroje provádíme pomocí 5 bodové kalibrace sestavené z hodnot absorpcí kalibračních roztoků kationtů v 0,1 M $\text{BaCl}_2 + \text{HCl}$.

Mehlich III (stanovení P, Mg, K, Ca)

Tento výluh je používán při agrochemickém zkoušení zemědělských půd ke stanovení obsahů prvků v půdě, které jsou přijatelné pro rostliny. Bylo naváženo 10 g zeminy, ke kterým bylo přidáno vyluhovadlo skládající se z 65% kyseliny dusičné, fluoridu amonného, dusičnanu amonného, kyseliny ethylendiamino-tetraoctové a koncentrované kyseliny octové. Směs byla 10 min. třepána a roztok zfiltrován do 100 ml PE lahviček.

Obsah oxidovatelného C - humusu (C_{ox})

Do 100 ml širokohrdých odměrných baněk byl navážen 1g zeminy, přidáno 10ml $K_2Cr_2O_7$ a 10 ml koncentrované H_2SO_4 . Směs byla promísena a ponechána 20 min. stát. Potom byl obsah baňky zředěn destilovanou vodou asi na objem 90 ml, pod proudem vody ochlazen, doplněn destilovanou vodou na celkový objem 100 ml, znovu promísena a zfiltrována. Filtrát byl proměřen na kolorimetru při vlnové délce 600 nm. Jako standard pro sestavení kalibrační křivky byl použit 1,188% roztok sacharózy (1ml obsahuje 5 mg C). Do 100 ml odměrných baněk bylo pipetováno 1, 2, 3, 4 a 5 ml standardního roztoku sacharózy, přidáno 10 ml $K_2Cr_2O_7$ a 10 ml koncentrované H_2SO_4 . Další postup je shodný jako u analyzovaných roztoků.

Přístupný obsah prvků v půdě (CH_3COOH)

Po navážení 1g zeminy, byl vzorek převeden do PE lahvičky a doplněn 20 ml 0,11 M CH_3COOH . Pevně uzavřené PE lahvičky byly po 5 hodinách třepání centrifugovány a následně slity do zkumavek. Z takto upraveného vzorku byl stanoven přístupný obsah prvků v půdě metodou AAS (Atomovou absorpční spektrometrií), popsanou již výše.

4.3. Rostlinný materiál

4.3.1. Výsadba rostlin, odběry a příprava rostlinných vzorků

V roce 2007 byla na ploše A provedena výsadba rostlinného materiálu několika taxonů z čeledi *Salicaceae*. Řízky jednotlivých taxonů o přibližné velikosti 10 – 15 cm a tloušťce 1 – 2 cm byly vysázeny ve sponu 50 x 50 cm. Jednalo se o klony vrb *Salix xsmithiana* S-669 vysázené v počtu 15 ks, *Salix xsmithiana* S-141 v počtu 11 ks, *Salix xsmithiana* S-407 v počtu 10 ks a jeden klon topolu *Populus* cv. Maxvier v počtu 19 ks. Při výsadbě byla provedena závlaha, následovně již zavlažování nebylo prováděno.

Na ploše D byl založen pokus v roce 2009 a to na vápněné (+Ca) a nevápněné (-Ca) části. K výsadbě byly použity řízky vybraných taxonů z čeledi *Salicaceae*, u čeledi *Pteridaceae* se vysazovaly celé rostliny vypěstované ve skleníku ČZU. Přehled jednotlivých taxonů a počet vysázených rostlin na jednotlivých polích je uveden v Tab. 3. Při výsadbě byla provedena závlaha, později již zavlažování nebylo prováděno. Vysázené řízky byly nakonec na řezné ploše zatřeny latexovou barvou.

Tabulka 3. Počty taxonů rostlin vysázených v roce 2009 na plochu D vápněnou (+Ca) a plochu D nevápněnou (-Ca) a jejich označení používané dále v textu.

taxon	+Ca	-Ca	používané označení
<i>Salix</i> cv. Tordis	8	7	VB1
<i>Salix xsmithiana</i> S-218	5	6	VB2
<i>Salix xsmithiana</i> S-150	8	7	S-150
<i>Populus</i> cv. Maxvier	5	5	TP1
<i>Populus nigra</i> cv. Wolterson	5	5	TP2
<i>Pteris vittata</i>	4	3	<i>P. vittata</i>
<i>Pteris cretica</i>	4	4	<i>P. cretica</i>

Odběr prvních vzorků byl proveden v říjnu roku 2008 u vybraného klonu *Populus* cv. Maxvier a to sklizení nadzemní biomasy (list + výhon) s ponecháním 3 oček na sklizené rostlině. Po odběru byly rostliny omyty aby se zbavily zachycených nečistot na jednotlivých částech rostlin. Sklizená biomasa byla rozdělena na list a výhony a sušena nejprve na vzduchu za atmosférického tlaku, poté byla dosušena v sušičce ČZU. Po dosušení byla rostlinná biomasa zvážena a namleta na potřebnou velikost pro další rozbor. Takto upravené vzorky byly do rozborů uchovány v papírových sáčcích.

Stejným způsobem byl proveden i odběr vzorků v roce 2009. Z plochy A byly v roce 2009 odebrány vzorky 4 ks celých rostlin včetně kořenů. Postup pro přípravu vzorků byl shodný s výše popsáním, pouze u kořenů došlo navíc před dosušením v sušičce k čištění pomocí ultrazvuku.

4.3.2. Rozbory rostlinných vzorků

Rozbory rostlinného materiálu a jejich přípravy (sušení, mletí) byly prováděny v laboratořích ČZU.

Prvkové složení rostlinného materiálu

Stanovení prvkového složení rostlinného materiálu se provádí suchou cestou, tzn. spalováním rostlinného materiálu. Navážený rostlinný materiál (cca 1 g – přesnou hodnotu navážky zaznamenáváme pro pozdější výpočet), tedy vzorek o známé hmotnosti se umístí do reakční nádoby (kádinka z křemenného nebo borosilikátového skla o objemu 50 ml), kádinka se postaví na studenou topnou desku umístěnou v digestoři, zakryje se hodinovým sklem a zapne se na teplotu 160°C. Po 1 hodině se teplota zvýší na 220°C, po další hodině na 280°C a po další hodině na 350°C. Na této teplotě jsou vzorky zahřívány po dobu 1 hodiny, poté se kádinky sejmou z horké desky a hodinová skla se odstraní. Přibližně 10-15 % celkového

počtu kádinek je vyhrazeno pro slepé vzorky, které monitorují případnou sekundární kontaminaci vzorku během mineralizace. Kádinky (bez hodinových skel) se přemístí do studené muflové pece, pec se uzavře a zapne na 350°C. Po 1 hodině se regulátor teploty přepne na 450°C, po další hodině se teplota zvýší na 500°C a při této teplotě jsou vzorky spalovány cca 16 hodin (přes noc). Po uplynutí této doby se pec vypne a po cca 30 minutách se kádinky se vzorky přemístí do digestoře. Do každé kádinky se přidá cca 5 ml zředěné HNO₃ (1,5 %) a ponořením dolní třetiny kádinky do ultrazvukové lázně se popel kvantitativně uvolní od stěny kádinky. Poté se obsah kádinky kvantitativně přemístí do kalibrované zkumavky objemu 10, 20 nebo 25 ml. Pro vypláchnutí kádinek a pro doplnění zkumavek na požadovaný objem se opět použije zředěná (1,5 %) HNO₃. Kalibrované zkumavky se poté uzavřou parafilmem, dobře promíchají a uloží při laboratorní teplotě po dobu nejméně 24 h v bezprašném prostředí. Takto připravený mineralizát je připravený pro stanovení Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb, Zn, Ca Mg, K, P a dalších prvků již výše popsanou metodou AAS.

5. VÝSLEDKY EXPERIMENTŮ

5.1. Obsah těžkých kovů v substrátu odkaliště

Při tomto experimentu prováděném na odkališti teplárenského popílku ve Dvoře Králové nad Labem na lokalitě Borka bylo sledováno několik cílů.

V první řadě byl proveden půdní rozbor, který měl za cíl determinovat prvky těžkých kovů v substrátu dvou zkoumaných trvalých ploch odkaliště (dále označovaných jako „A“ a „D“), jejichž obsah přesahuje maximální přístupné hodnoty rizikových prvků v půdách náležejícího do zemědělského půdního fondu dle přílohy č. 1 k vyhlášce č. 13/1994 Sb.

Na základě těchto výsledků byly provedeny další rozborů celkového obsahu prvků v substrátech obou ploch, rozborů přístupného obsahu prvků (a v dalších rozbořech nakonec i obsahy akumulované pokusnými rostlinami) s cílem zjistit, jak se vyvíjí obsah těžkých kovů v substrátu během následujících dvou let. Byla zjišťována koncentrace prvků a další půdní charakteristiky ve směsném vzorku substrátu před vysazením pokusných rostlin *Populus cv. Maxvier* a po dvou letech opětovně ve směsném vzorku volného substrátu (mimo kořenové systémy rostlin) a koncentrace prvků v substrátu v bezprostřední blízkosti kořenů – v kořenovém balu (Tab. 4).

Experiment byl dále rozšířen o studium vlivu vápnění substrátu na ploše D na obsah, přístupnost a akumulaci těžkých kovů; trvalá plocha „D“ tak byla rozdělena na dvě – nevápněnou označovanou „D -Ca“ a vápněnou „D +Ca“. Byla zjišťována koncentrace prvků a další půdní charakteristiky ve směsném vzorku substrátu před vyvápněním části trvalé plochy a po dvou letech zvláště v nevyvápněné a vyvápněné části plochy (Tab. 5).

5.1.1. Půdní charakteristiky substrátu v roce 2007

Ze srovnání hodnot koncentrací prvků v popelu obou trvalých ploch A (Tab. 4) a D (Tab. 5) v r. 2007 vyplývá, že schéma distribuce jednotlivých prvků a další půdní charakteristiky mají na obou plochách mnohdy velmi podobný průběh. V obsahu těžkých kovů se lokality výrazněji liší pouze u Mn (280 mg/kg na ploše A a 378 mg/kg na ploše D). Výraznější rozdíl lze identifikovat v obsahu kationtů Ca (5819,6 a 1078,9 mg/kg) a také Mg a K. Acidita substrátu obou ploch je téměř stejná (4,86 a 4,73), podobně srovnatelný je obsah organického uhlíku (3,88 a 3,95) a kationtová výměnná kapacita (92,33 a 91,78). Drobné rozdíly lze připsat na vrub heterogenity stanoviště.

Velmi důležité je, že hodnoty obsahu As (150 a 112 mg/kg) a Cd (1,57 a 1,64 mg/kg) v substrátu obou ploch (Tab. 4, 5) výrazně překračují maximální přípustné hodnoty dané zákonem pro ostatní zemědělské půdy (limity jsou 30 mg/kg pro As a 1 mg/kg pro Cd). Substrát tedy není možné použít v zemědělství.

Tabulka 4. Celkový obsah prvků a další půdní charakteristiky (pH, C_{ox}, KVK) ve volném substrátu a v kořenovém balu rostlin trvalé plochy A v letech 2007 (měření bylo provedeno bez opakování) a 2009. Zvýrazněny koncentrace prvků, které v substrátu limity uvedené vyhláškou překračují.

rok	2007	2009	2009	vyhl. 13/1994 Sb.
vzorek	volný substrát	volný substrát	kořenový bal	
As mg/kg	150,00	122,17(±14,95)	137,55(±20,21)	30
Cd	1,57	1,24(±0,15)	1,38(±0,19)	1
Cr	134,00	123,78(±18,70)	118,09(±6,48)	200
Cu	76,60	65,52(±8,98)	61,40(±4,74)	100
Fe	28197,00	28699,37(±2934,35)	30497,27(±975,47)	x
Mn	280,00	263,04(±64,82)	300,60(±59,78)	x
Ni	74,90	66,68(±9,70)	66,01(±3,88)	80
Pb	24,30	19,66(±1,86)	22,15(±3,56)	140
Zn	68,90	103,64(±9,78)	138,41(±45,93)	200
pH	4,86	5,26(±0,00)	5,43(±0,29)	
C_{ox}(%)	3,88	10,54(±0,21)	9,12(±1,26)	
Ca	5819,6	2054,91(±75,80)	2169,26(±609,57)	
Mg	611,8	178,06(±6,61)	219,59(±85,34)	
K	617,8	398,02(±16,17)	487,01(±56,96)	
KVK	92,33	139,52(±7,46)	131,94(±30,18)	

V Tab. 4 a Tab. 5 jsou pro porovnání uvedeny limity rizikových prvků dle vyhl. 13/1994 Sb (půdy ostatní). Obsahy prvků v obou tabulkách jsou uváděny v mg/kg suchého substrátu, uvedeny jsou průměrné hodnoty měření, v závorkách pak směrodatné odchylky průměrů.

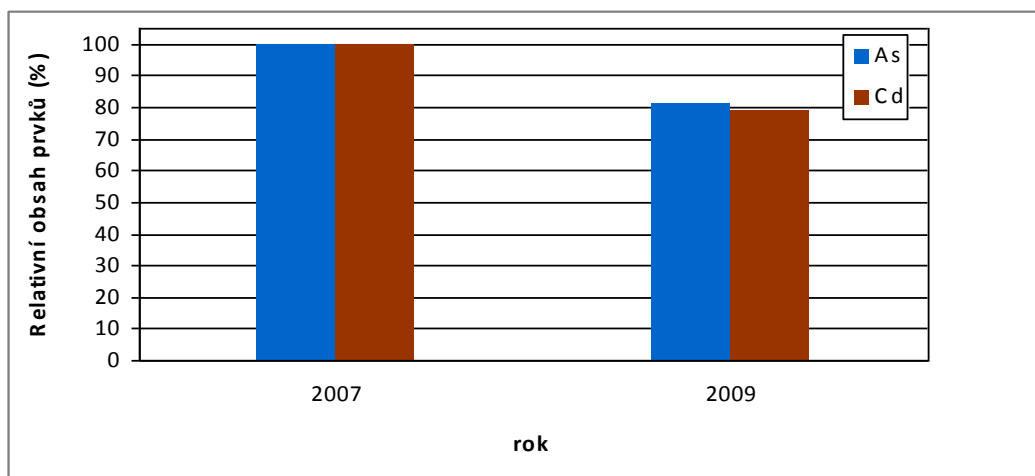
Tabulka 5. Celkový obsah prvků a další půdní charakteristiky (pH, C_{ox} , KVK) v substrátu trvalé plochy D v roce 2007 a po vyvápění části plochy v r. 2009 v nevyvápěné (-Ca) a vyvápěné části zvlášť (+Ca). Zvýrazněny koncentrace prvků, které v substrátu limity uvedené vyhláškou překračují.

rok	2007	2009	2009	vyhl. 13/1994 Sb.
vápění	-Ca	-Ca	+Ca	
As mg/kg	112,00	200,58(±6,74)	272,99(±0,46)	30
Cd	1,64	1,32(±0,01)	1,73(±0,02)	1
Cr	115,00	125,27(±0,11)	158,48(±0,33)	200
Cu	66,90	72,19(±0,01)	88,68(±0,32)	100
Fe	29511,00	28338,97(±219,88)	30614,65(±55,95)	x
Mn	378,00	281,28(±0,85)	312,19(±26,99)	x
Ni	68,40	66,17(±1,16)	83,22(±0,33)	80
Pb	17,90	24,88(±0,13)	35,52(±0,35)	140
Zn	51,10	123,01(±3,32)	170,55(±0,31)	200
pH	4,73	5,47(±0,06)	7,07(±0,04)	
C_{ox} (%)	3,95	6,40(±0,60)	8,09(±0,44)	
Ca	1078,9	1338,57(±83,98)	30967,51(±874,40)	
Mg	112,0	114,81(±3,18)	227,64(±11,93)	
K	448,3	246,36(±1,61)	160,21(±0,50)	
KVK	91,78	75,95(±0,06)	x	

Vývoj pH a obsahu organického uhlíku mezi lety 2007 a 2009 má na obou plochách (Tab. 4 a 5) stejné trendy – dochází ke zvyšování obsahu C_{ox} (přibližně o 7 a 2,5 %) a zvýšení pH (přibližně o 0,4 resp. 0,7 pH). Na ploše A došlo k nárůstu hodnot kationtové výměnné kapacity z 92 na téměř 140 zatímco na ploše D byl zjištěn trend opačný – pokles z cca 92 na 76.

Na ploše A byl mezi oběma lety zjištěn pokles obsahu téměř všech sledovaných prvků (Tab. 4), mj. došlo k poklesu obsahu As (ze 150 na 122 mg/kg – Graf 1) a Cd (z 1,57 na 1,24 mg/kg – Graf 1). Oproti tomu na ploše D (Tab. 5) byl v roce 2009 zjištěn vyšší obsah některých kovů (As, Cr, Cu, Pb, Zn). V r. 2007 byl zjištěn obsah As 112 mg/kg a o dva roky později 201 mg/kg. U Cd byl trend podobný jako na ploše A – byl zaznamenán pokles z 1,64 na 1,32 mg/kg. Celkové hodnoty As a Cd, v r. 2009 byly stále vyšší než maximální přípustné množství dané zákonem.

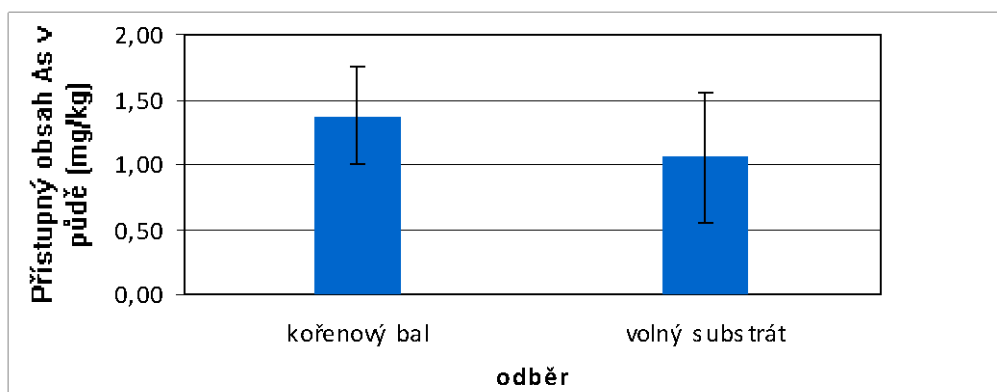
Graf 1. Porovnání vývoje celkového obsahu As a Cd ve volném substrátu plochy A v letech 2007 a 2009 v %.



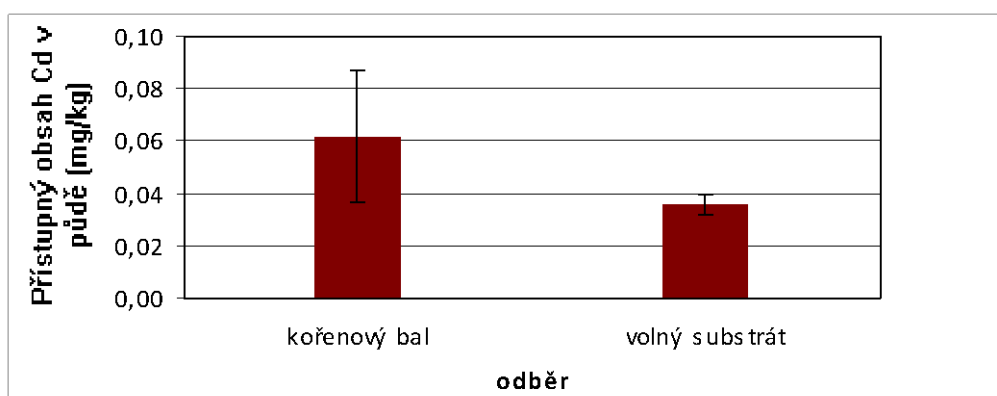
5.1.2. Vývoj přístupného obsahu kovů ve volném substrátu a v kořenových balech

Při sledování rozdílu přístupného obsahu kovů (Příloha 1) ve volném substrátu a v kořenovém balu pokusných rostlin bylo zjištěn vyšší obsah všech sledovaných prvků včetně As a Cd v substrátu kořenových balů *Populus* cv. Maxvier. Arsenu bylo v balech zjištěno o 30% více a kadmia o 50% více než v půdě volné (Graf 2, 3). Půdní charakteristiky obou typů substrátů se ale lišily jen minimálně (Tab. 4).

Graf 2. Přístupný obsah As v půdě u kořenů (v kořenových balech) rostlin *Populus cv. Maxvier* a ve volném substrátu.



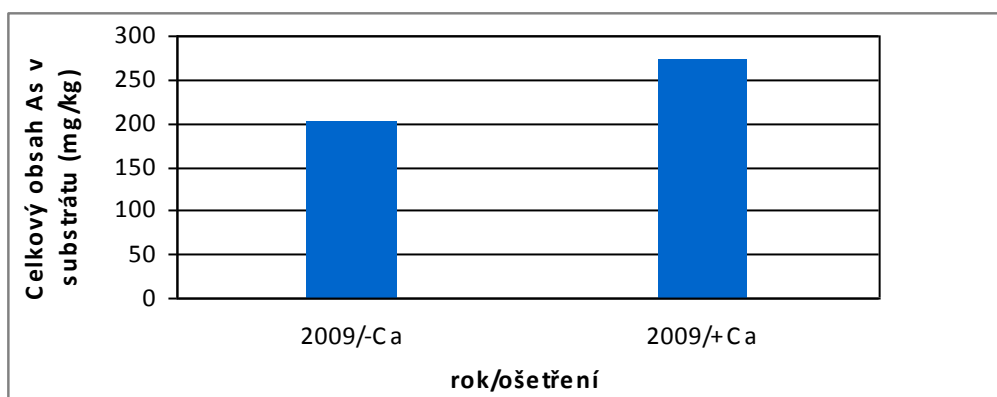
Graf 3. Přístupný obsah Cd v půdě u kořenů (v kořenových balech) rostlin *Populus cv. Maxvier* a ve volném substrátu.



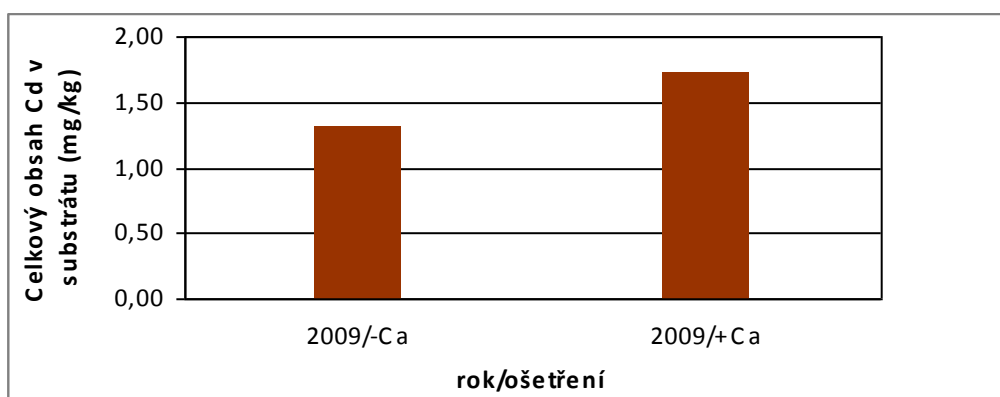
5.1.3. Rozdíl v obsahu prvků substrátu vápněném a nevápněném

K významnému posunu v obsahu prvků dochází v důsledku vápnění (v pokusu bylo použito 3 kg CaCO₃/m² v r. 2008 na vápněné části plochy D). Mezi oběma částmi plochy (D +Ca a D -Ca) byly zjištěny podstatné rozdíly v charakteristikách úzce souvisejících s aplikací CaCO₃ (obsah Ca se v substrátu zvýšil 30ti násobně z 1079 na 30968 mg/kg; Tab.5) a to zejména pH (na nevápněné části 5,47 oproti vápněné 7,07). Analýza ukázala, že na vápněné ploše byly obsahy všech těžkých kovů vyšší než na ploše nevápněné (Tab. 5). U arsenu bylo zjištěno na vápněné ploše 273 mg/kg oproti nevápněné, kde bylo zjištěno 201 mg/kg (Graf 4). Obsah kadmia v substrátu vápněné plochy činil 1,73 mg/kg, zatímco v substrátu plochy nevápněné pouze 1,32 mg/kg (Graf 5). Mimo arsenu a kadmia byl na ploše D -Ca překročen přípustný limit i u niklu (Tab. 5).

Graf 4. Celkový obsah As v substrátu nevápněné a vápněné plochy.

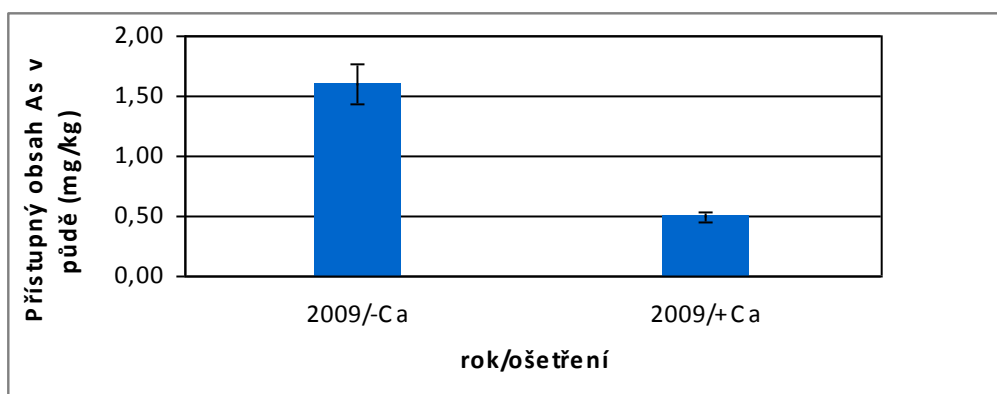


Graf 5. Celkový obsah Cd v substrátu nevápněné a vápněné plochy.

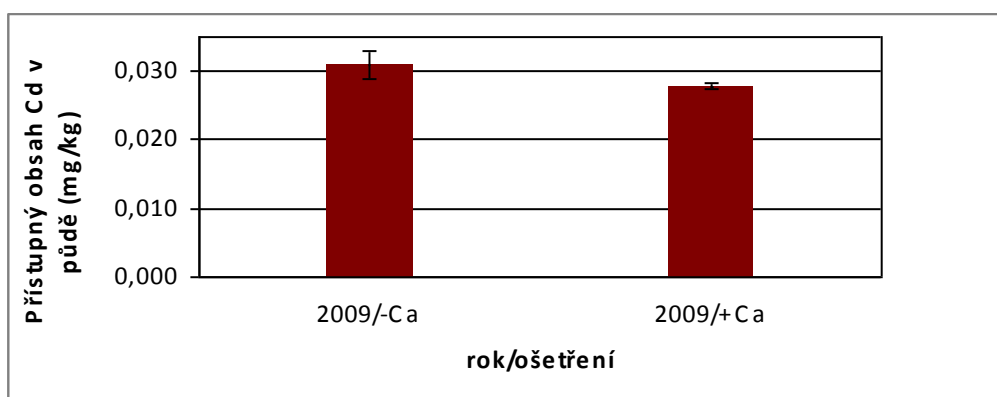


Oproti výraznému rozdílu celkového obsahu prvků ve variantě vápněné a nevápněné lze konstatovat, že ve sledování přístupného obsahu prvků je trend opačný. V důsledku vápnění výrazně klesá mobilita většiny kovů v substrátu a jejich přístupný obsah je výrazně nižší – v případě některých až řádově (Příloha 2). To platí zejména o arsenu a mědi. Přístupný obsah arsenu v substrátu vápněné plochy je 0,49 mg/kg zatímco v substrátu plochy nevápněné je 1,60 mg/kg (Graf 6). Přístupný obsah kadmia je ve variantě vápněné nižší jen nepatrně (Graf 7).

Graf 6. Přístupný obsah As v substrátu nevápněné a vápněné části plochy D.



Graf 7. Přístupný obsah Cd v substrátu nevápněné a vápněné části plochy D.



5.2. Obsah těžkých kovů v pletivech rostlin

Dalším cílem byl výzkum schopnosti akumulace těžkých kovů a zejména arsenu a kadmia testovanými rostlinami, určení lokalizace pletiv s nejvyšší hodnotou akumulace, určení vlivu vápnění na akumulaci kovů a určení transfer faktoru testovaných rostlin.

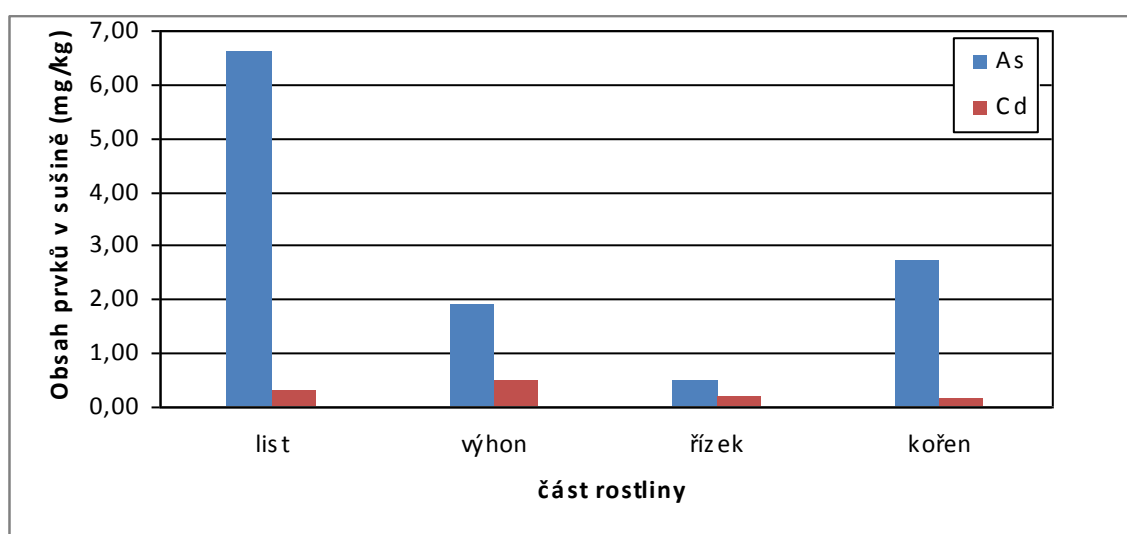
5.2.1. Obsah těžkých kovů v pletivech *P. cv. Maxvier* na ploše A

Cílem tohoto pokusu bylo zjištění hladiny akumulace těžkých kovů v různých typech pletiv *Populus cv. Maxvier*. Všechny sledované kovy rostliny do jisté míry akumulovaly, přičemž se akumulace kovů v jednotlivých částech rostlin výrazně lišila. Nejvíce bylo akumulováno železo, zinek a mangan, nejnižší hodnoty akumulace byly zjištěny u kadmia, chromu a olova (Příloha 3). Obecně nejvyšší schopnost akumulace měly listy, méně pak výhony a kořeny; nejnižší akumulace byla zjištěna v nejstarší části rostlin – v původním řízku.

Oba cíleně sledované prvky – arsen a kadmium byly nejúčinněji akumulovány v listech respektive ve výhonech (Graf 8). Z tohoto grafu je dobře patrné, že koncentrace arsenu je výrazně nejvyšší u listů (konkrétně 6,2 mg/kg) a druhá nejvyšší koncentrace byla zjištěna v kořenech (2,7 mg/kg). Výhony obsahovaly 1,9 mg As v 1 kg sušiny a v řízku rostliny bylo obsaženo pouze 0,5 mg/kg.

Kadmium je nejefektivněji akumulováno ve výhonech (Příloha 3, Graf 8), kde byla zjištěna koncentrace 0,47 mg/kg. V listech se nachází druhé nejvyšší množství a to 0,29 mg/kg sušiny. V sušině řízků bylo zjištěno 0,19 mg/kg kadmia a v sušině kořenů rostlin 0,17 mg/kg.

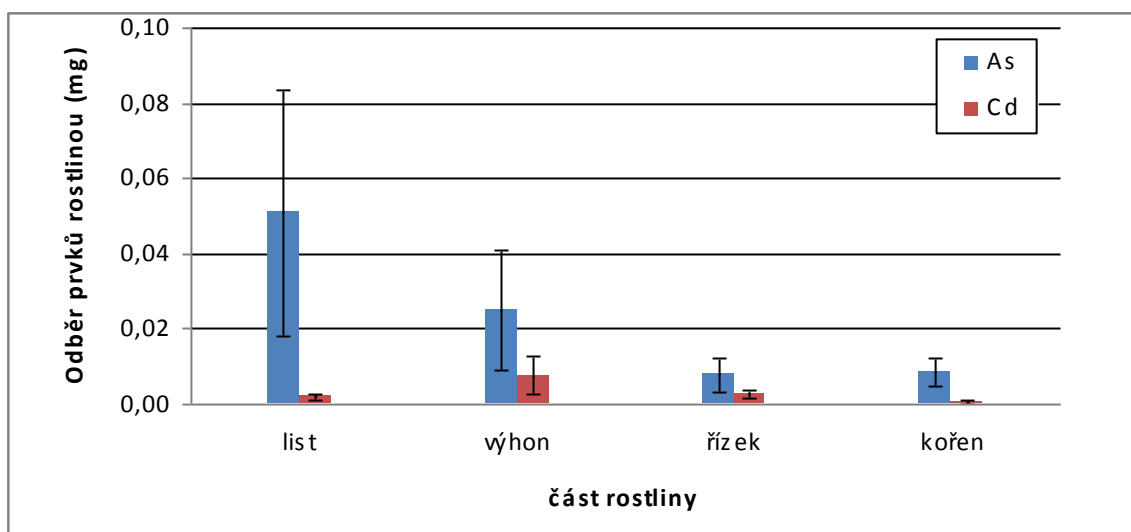
Graf 8. Obsah As a Cd (mg/kg) v sušině jednotlivých částí rostliny *Populus cv. Maxvier*



Vzhledem k výrazně odlišnému množství biomasy jednotlivých rostlinných orgánů bylo nutno zjištěné koncentrace prvků přepočítat na reálnou sklizeň biomasy (Graf 9). Nejvyšší množství akumulovaného As na jednu rostlinu tohoto kultivaru bylo zjištěno v listech (0,051 mg), což výrazně přesahuje celkovou akumulaci v ostatních částech – ve výhonech bylo akumulováno 0,025 mg As, v řízku a v kořenech po 0,008 mg arsenu.

Oproti tomu největší obsah kadmia se nachází ve výhonech kultivaru *Populus cv. Maxvier* (0,007 mg), druhé největší množství bylo analyzováno v řízku rostlin 0,003 mg. V listech pak byl celkový obsah Cd 0,002 mg a v kořenech pouze 0,0005 mg Cd.

Graf 9. Odběr As a Cd jednotlivými částmi rostliny *Populus* cv. *Maxvier*.



5.2.2. Vliv délky obmýetí na akumulaci prvků v listech a výhonech

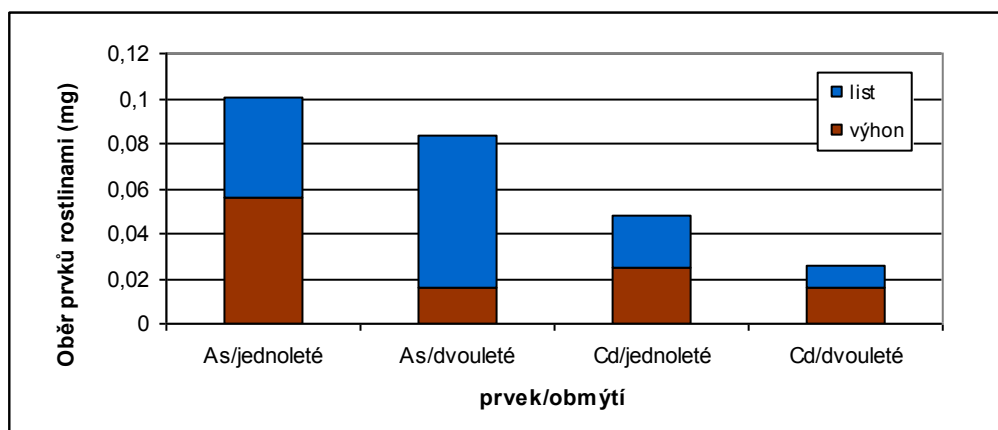
Na nevápněné ploše A byl u kultivaru *Populus* cv. *Maxvier* také sledován vliv různé délky obmýetí (četnost sklizně jednoleté či dvouleté) na odběr As a Cd ze substrátu listy a výhony rostlin a celkovou sklizenou biomasu (Příloha 4).

Jednoleté obmýetí znamená, že rostlinná biomasa je sklizena každý rok, při dvouletém obmýetí dochází ke sklizení rostlinné biomasy jednou za dva roky. Důvodem tohoto porovnání je možné ušetření finančních nákladů při realizaci dvouletého obmýetí. U jednoletého obmýetí je nutné počítat s tím, že sklizeň probíhala po dva roky; celkem bylo sklizeno vyšší množství biomasy – výhonu 61,21 g a listu 26,16 g (celkem 87,37 g sušiny); množství biomasy sklizené v prvním roce bylo ale relativně malé (Příloha 4). U dvouletého obmýetí bylo množství sušiny ve výhonu 43,6 g a u listu 31,1 g (celkem 74,4 g).

Odběr arsenu a kadmia rostlinou byl v obou případech vyšší v jednoletém obmýetí (Graf 10), přestože příspěvek z prvního roku byl poměrně malý (viz Příloha 4).

Relativně vyšší podíl získaného As z listové biomasy v jednoletém obmýetí je dán ztrátou listové biomasy (opad) v prvním roce pěstování rostlin sklizených ve dvouletém obmýetí a odlišným podílem biomasy listů a výhonů rostlin pěstovaných oběma způsoby. Kadmium se ve výhonech i v listech vyskytuje u jednoletého i u dvouletého obmýetí v podobném poměru, podíl získaný z výhonů je ovšem vyšší vzhledem k jeho relativně vyšší akumulaci ve výhonech.

Graf 10. Odběr As a Cd listy a výhony rostlin klonu *Populus cv. Maxvier* v jednoletém a dvouletém obmýtí.

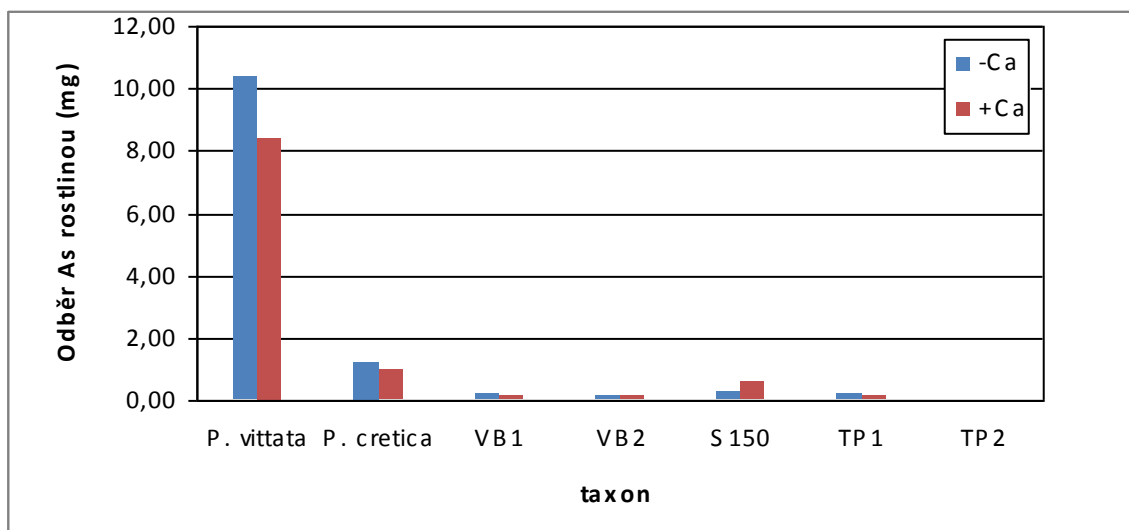


5.2.3. Akumulace těžkých kovů rostlinami v závislosti na CaCO_3 .

Cílem pokusu je zhodnotit efektivitu akumulace arsenu a kadmia různými taxony rostlin používanými ve fytoemediacích a určit rozdíl v efektivitě akumulace v závislosti na vápnění substrátu. V přílohách 5, 6 a 7 jsou uvedeny obsahy sledovaných těžkých kovů ve sklizené biomase pokusných rostlin.

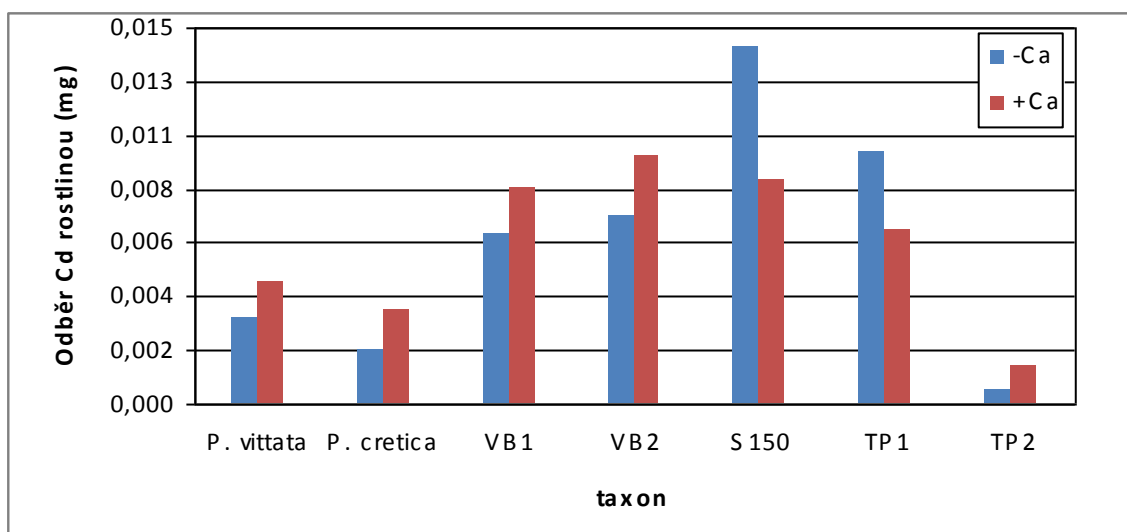
V grafu 11 je shrnut odběr As ze substrátu u jednotlivých taxonů rostlin na kontrolní a vápněné ploše. Kapradiny *P. vittata* a *P. cretica* oproti ostatním taxonům rostlin dosahují znatelně vyšších hodnot As v sušině. Nejvyšších hodnot celkového obsahu As v sušině dosahovala *P. vittata* na nevápněných polích a to 10,43 mg. Další nejvyšší hodnotu dosahuje *P. cretica* (1,24 mg) a následuje *Salix xsmithiana* S-150 (0,24 mg). Nejmenších hodnot dosáhl *Populus nigra* cv. Wolterson (TP 2) – pouze 0,008 mg. Pokud budeme porovnávat odběr As na ploše vápněné, opět dosahuje nejvyšších hodnot *P. vittata* (8,4 mg) i když je tato hodnota nižší, než kterou tato kapradina dosáhne na kontrolní ploše. Taxon, který dosahuje druhé nejvyšší hodnoty je znovu *P. cretica* (0,98 mg) a následuje *Salix xsmithiana* S-150 s odběrem 0,584 mg As rostlinou. Nejnižších hodnot opět dosáhl *Populus nigra* cv. Wolterson (TP 2) – 0,025 mg. Trend v akumulaci je v zásadě shodný jako na ploše kontrolní. Porovnání výnosů na ploše kontrolní a vápněné jasně dokládá nižší schopnost akumulace většinou testovaných rostlin v substrátu obohaceném Ca s výjimkou *Salix xsmithiana* S-150.

Graf 11. Odběr As jednotlivými taxony rostlin na kontrolní (-Ca) vápněné (+Ca) ploše. VB1: *Salix cv. Tordis*, VB2: *Salix xsmithiana S-218*, S150: *S. xsmithiana S-150*, TP1: *Populus cv. Maxvier*, TP2: *Populus nigra cv. Wolterson*.



Z porovnání odběru Cd rostlinou (Graf 12) vyplývá, že vrby obecně vykazují vyšší hodnoty akumulovaného Cd než ostatní taxony. Nejvyšší hodnoty obsahu Cd na kontrolní ploše dosahuje *Salix xsmithiana S-150* a to 0,014 mg. Naproti tomu nejvyšších hodnot (0,01 mg) u půd vápněných dosahuje *Salix xsmithiana S-218*. Nejnižších hodnot na obou plochách (kontrolní i vápněné) dosahuje *Populus nigra cv. Wolterson* (TP 2) 0,0006 mg a 0,0015 mg.

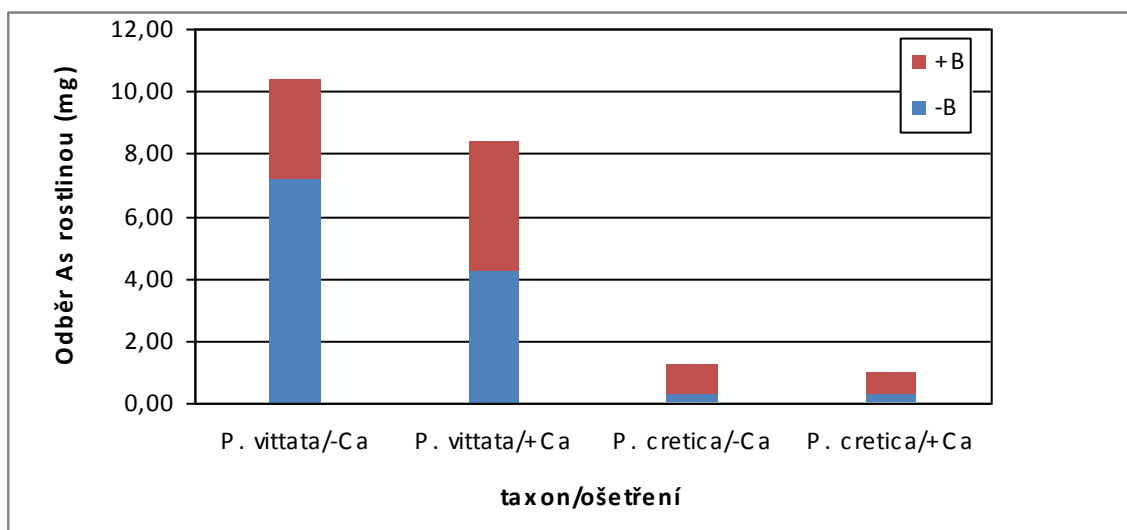
Graf 12. Odběr Cd jednotlivými taxony rostlin na ploše kontrolní (-Ca) a vápněné (+Ca).



5.2.4. Akumulace As a Cd druhy *Pteris vittata* a *Pteris cretica*

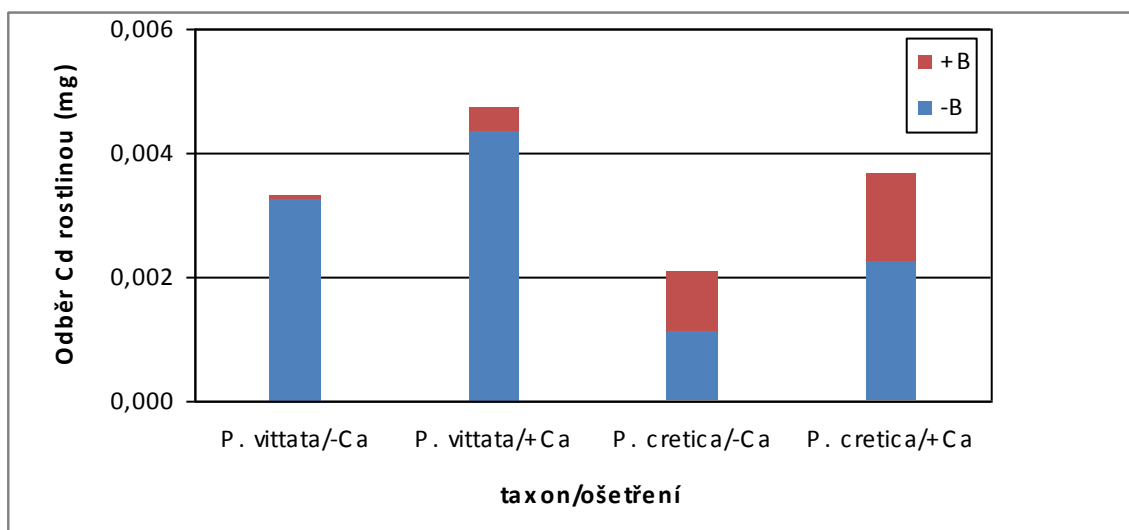
V grafu č. 13 je porovnán odběr arsenu kapradinami *P. vittata* a *P. cretica* (Příloha 9) na kontrolní a vápněné ploše. *Pteris vittata* ve srovnání s *P. cretica* vykazuje výrazně lepší akumulární vlastnosti u mrtvé i živé biomasy na obou srovnávaných plochách. *P. vittata* akumulovala celkem 10,4 mg As na kontrolní a 8,4 na vápněné ploše, zatímco *P. cretica* akumulovala přibližně desetinové množství (Graf 13) při cca dvojnásobné biomase (Příloha 5). Významná část akumulovaného As byla soustředěna v mrtvé biomase.

Graf 13. Odběr As živou (B+) a mrtvou (B-) biomasou u kapradin *Pteris vittata* a *Pteris cretica* na kontrolní ploše (-Ca) a ploše vápněné (+Ca).



Z porovnání obsahu akumulovaného kadmia (Graf 14) vyplývá rovněž vyšší efektivita druhu *P. vittata*, rozdíly již ovšem nejsou tak markantní jako v případě akumulace arsenu. Sušina *P. vittata* obsahovala 0,0033 (kontrolní plocha) a 0,0047 (vápněná plocha) mg Cd. *P. cretica* akumulovala 0,0021 mg Cd na kontrolní a 0,0037 mg na vápněné ploše. Trend akumulace Cd je opačný než As – více arsenu je akumulováno na kontrolní ploše, kdežto kadmium je lépe vstřebáváno na ploše vápněné (Grafy 13, 14). Významná část akumulovaného kadmia je opět soustředěna v mrtvé biomase listů (Graf 14.)

Graf 14. Odběr Cd živou (B+) a mrtvou (B-) biomasou u kapradin *Pteris vittata* a *Pteris cretica* na kontrolní ploše (-Ca) a ploše vápněné (+Ca).

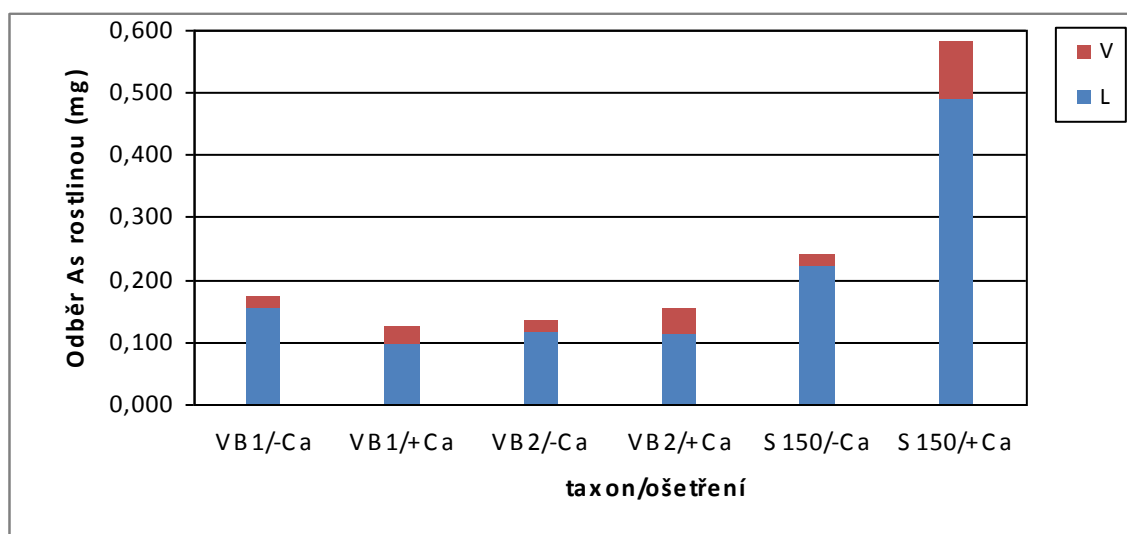


5.2.5. Akumulace As a Cd vrbami

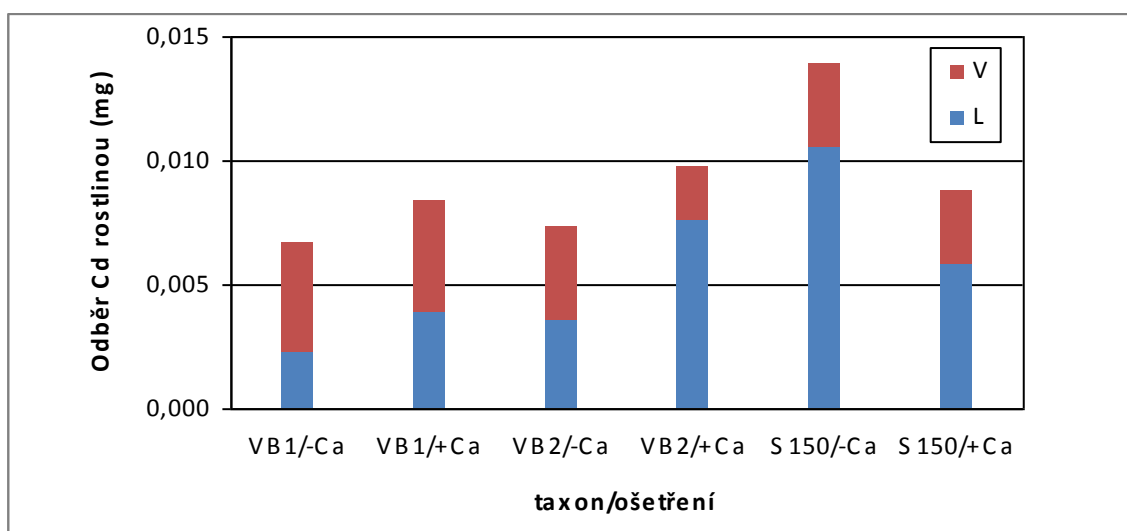
Nejvyšší akumulace arsenu mezi třemi posuzovanými klony vrb (Příloha 10) vykazala *Salix xsmithiana* S-150 na obou plochách, výrazně nejvyšší je ale akumulace na vápněné ploše. Celkový odběr arsenu rostlinou je 0,59 mg, z toho na listy připadá 0,49 mg a na výhony 0,1 mg As (Graf 15). Dva další klony vrb *Salix* cv. Tordis a *Salix xsmithiana* S-218 akumulovaly poměrně malá množství (0,13 – 0,17 mg As) na kontrolní i vápněné ploše. Dominantní část akumulovaného arsenu se nacházela v biomase listů (Graf 15).

Graf 16 ukazuje, že jednotlivé klony mezi sebou nevykazují příliš velké rozdíly v akumulaci kadmia, rovněž vliv vápnění je zjevně zanedbatelný (odběr kadmia rostlinou se pohybuje v rozmezí 0,007 – 0,01 mg). Nejlepší výsledky byly zjištěny u *Salix xsmithiana* S-150 na nevápněné ploše (cca 0,14 mg akumulovaného Cd). Oproti arsenu je zde opět výraznější podíl kadmia lokalizován ve výhonech.

Graf 15. Odběr arsenu listy (L) a výhony (V) u různých klonů vrb (VB1: *Salix cv. Tordis*, VB2: *Salix xsmithiana S-218*, S150: *S. xsmithiana S-150*) na ploše kontrolní (-Ca) a vápněné (+Ca).



Graf 16. Odběr kadmia listy (L) a výhony (V) u různých klonů vrb (VB1: *Salix cv. Tordis*, VB2: *Salix xsmithiana S-218*, S150: *S. xsmithiana S-150*) na ploše kontrolní (-Ca) a vápněné (+Ca).



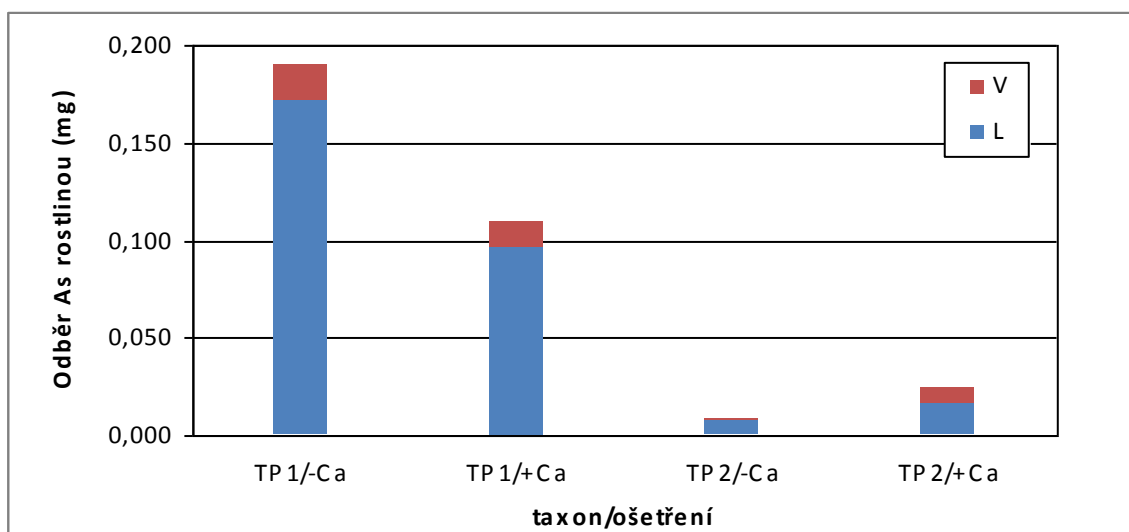
5.2.6. Akumulace As a Cd topoly

V grafu 17 jsou porovnávány 2 klony topolů a to *Populus cv. Maxvier* (TP1) a *Populus nigra cv. Wolterson* (TP2) (Příloha 11). Z grafu je patrné, že topol *Populus cv. Maxvier* extrahoval větší množství As na obou testovaných plochách – na vápněné 0,12 mg As a na kontrolní 0,19 mg As. *Populus nigra cv. Wolterson* akumuloval podstatně menší

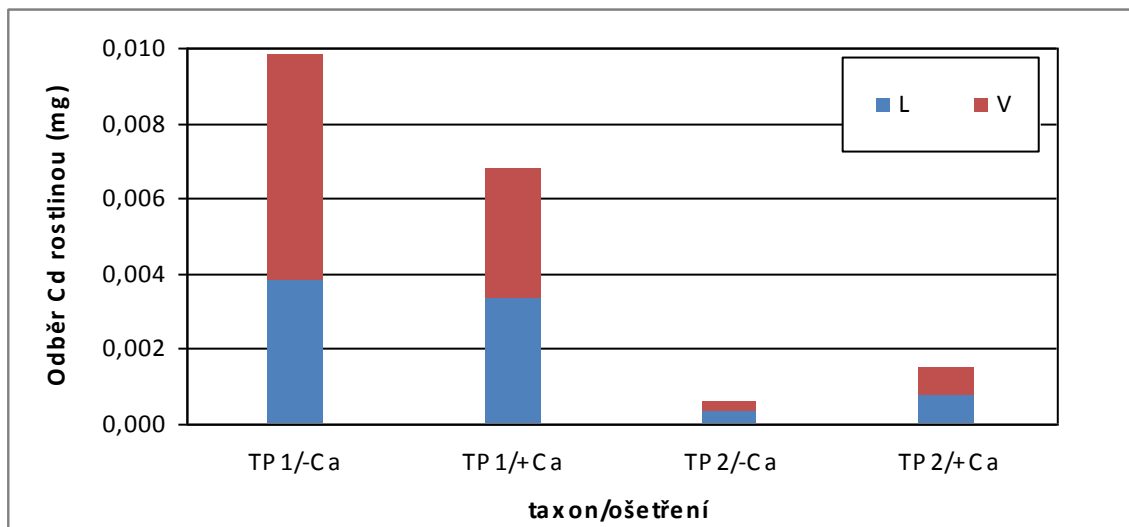
množství arsenu – 0,008, resp. 0,025 mg As v sušině. Z toho ve všech případech je téměř celé množství obsaženo v listech topolů. Řádové rozdíly byly zaznamenány ve vyprodukované biomase obou klonů topolů. *Populus* cv. Maxvier vyprodukoval na vápněné ploše 32 a na kontrolní dokonce 45,5 g sušiny, zatímco přírůstky *Populus nigra* cv. Wolterson byly minimální – klon vytvořil pouze 4,6 g, resp. 2 g suché biomasy na zkoumaných plochách.

Podobně jako arsenu, tak i celkového množství Cd v sušině extrahoval klon *Populus* cv. Maxvier větší množství než klon Wolterson, přičemž hodnoty akumulovaného Cd dosáhly 0,01 mg na kontrolní a 0,007 mg Cd na vápněné ploše. Klon *Populus nigra* cv. Wolterson akumuloval pouze cca 0,001 mg Cd v obou variantách. U obou klonů je téměř vyrovnaný odběr Cd výhony a listy rostlin v obou variantách.

Graf 17. Odběr As listy (L) a výhony (V) u topolů TP1 (*Populus* cv. Maxvier) a TP2 (*P. nigra* cv. Wolterson) na ploše kontrolní (-Ca) a vápněné (+Ca).



Graf 18. Odběr Cd listy (L) a výhony (V) u topolů TP1 (*Populus* cv. Maxvier a TP2 (*P. nigra* cv. Wolterson) na ploše kontrolní (-Ca) a vápněné (+Ca).



5.3. Transfer faktor

Transfer faktor je hodnota, která ukazuje schopnost rostliny akumulace sledovaného prvku ve svých tkáních. K výpočtu transfer faktoru je nutné znát celkový obsah sledovaného prvku v rostlině (mg/kg) a celkový obsah prvku v půdě (mg/kg). Pokud se vypočítaná hodnota blíží 1, znamená to schopnost rostliny akumulovat sledovaný prvek.

$$\text{Transfer faktor} = \frac{\text{celková koncentrac e v rostlin ě (mg / kg)}}{\text{celková koncentrac e v pů d ě (mg / kg)}}$$

Tabulka 13. Rozpětí hodnot transfer faktoru v jednotlivých částech rostlin taxonů pěstovaných na sledovaných polích A, D +Ca a D -Ca. Zvýrazněny jsou hodnoty, které přesahují 1, tzn. rostliny mají schopnost akumulovat sledovaný prvek.

TRANSFER FAKTOR				
plocha	taxon	část	As	Cd
A	<i>P. cv. Maxvier</i>	list, výhon, řízek a dřevo	0,00 - 0,09	0,09 - 0,58
D/+Ca	<i>P. vittata</i>	list/živý a suchý	1,16 - 10,93	0,16 - 0,19
D/+Ca	<i>P. cretica</i>	list/živý a suchý	0,08 - 0,15	0,05 - 0,11
D/+Ca	<i>S. xsmithiana S-218</i>	list a výhon	0,03 - 0,1	0,27 - 1,1
D/+Ca	<i>Salix</i> cv. Tordis	list a výhon	0,03 - 0,11	0,6 - 0,68

TRANSFER FAKTOR				
plocha	taxon	část	As	Cd
D/+Ca	<i>S. xsmithiana</i> S-150	list a výhon	0,004 - 0,18	0,2 - 0,35
D/+Ca	<i>P. nigra</i> cv. Wolterson	list a výhon	0,002	0,17 - 0,21
D/+Ca	<i>P.</i> cv. Maxvier	list a výhon	0,0 - 0,02	0,1 - 0,16
D/-Ca	<i>P. vittata</i>	list/živý a suchý	3,12 - 17,92	0,07 - 0,21
D/-Ca	<i>P. cretica</i>	list/živý a suchý	0,15 - 0,25	0,04 - 0,09
D/-Ca	<i>S. xsmithiana</i> S-218	list a výhon	0,02 - 0,17	0,55 - 0,77
D/-Ca	<i>Salix</i> cv. Tordis	list a výhon	0,02 - 0,31	0,69 - 0,78
D/-Ca	<i>S. xsmithiana</i> S-150	list a výhon	0,02 - 0,21	0,52 - 1,55
D/-Ca	<i>P. nigra</i> cv. Wolterson	list a výhon	0,0 - 0,04	0,17 - 0,26
D/-Ca	<i>P.</i> cv. Maxvier	list a výhon	0,00 - 0,03	0,12 - 0,22

6. DISKUSE

Z výsledků půdních rozborů vyplývá několik základních faktů. Jedním z nejvýznamnějších je opakované zjištění, že substrát odkaliště obsahuje velké množství arsenu a kadmia, které zejména v případě arsenu (rozpětí zjištěných hodnot přibližně 110 – 270 mg/kg) mnohonásobně představuje maximální přípustné hodnoty, které jsou pro ostatní zemědělské půdy definovány jako 30 mg/kg. V průběhu pokusu na ploše A došlo k poklesu obsahu arsenu mezi lety 2007 a 2009 zhruba ze 150 na 122 ve volném substrátu a na 138 mg/kg v kořenových balech rostlin. Je velmi pravděpodobné, že hlavním důvodem tohoto poklesu je velká heterogenita složení substrátu. Možná akumulace arsenu rostlinami *Populus* cv. Maxvier, které byly na ploše pěstovány, podpořená přítomností rhizosférických mikroorganismů nebyla prokázána. Nepatrný vliv může mít arsen z rozložených odumřelých drobných kořenů rostlin.

Na trvalé ploše D, kde byla část později vyvápněna, byl v r. 2007 zjištěn obsah 112 mg/kg As, zatímco v r. 2009 byly zjištěny hodnoty podstatně vyšší (201 mg/kg na nevápněné a 273 na vápněné části plochy). Stejně anomálie byly zjištěny i u obsahu některých dalších kovů (např. Zn, Pb), zatímco u jiných nikoliv (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni). Vzhledem k těmto rozdílům v trendu vývoje obsahu jednotlivých kovů lze s největší pravděpodobností vyvodit, že (přestože byly odebírány vzorky směsné) byly výsledky půdních rozborů na ploše D výrazně ovlivněny značnou prostorovou heterogenitou složení substrátu. Ta mohla dále způsobit relativně vysokou variabilitu v akumulaci některých prvků pokusnými rostlinami.

V pokusu ohledně zjištění vlivu vápnění substrátu na dostupnost prvků bylo jednoznačně potvrzeno, že vápnění výrazně snižuje dostupnost některých kovů pro rostliny (např. As, Cr, Cu, Ni, Zn). Pokles dostupnosti byl zjištěn i u Cd, ovšem v menším rozsahu. Tyto změny souvisejí s významným posunem pH (pH substrátu nevápněné plochy bylo 5,5, plochy vápněné 7,1). Acidita substrátu je faktor, který zpravidla nejvíce ovlivňuje dostupnost a příjem kovů (Kirkham, 2006) a snížení pH obvykle vede ke zvýšení dostupnosti kovů a jejich akumulaci (Macková et Macek, 2005). Vápnění substrátu části plochy D vedlo jednoznačně k nižším akumulacím kovů většinou pokusných rostlin.

V pokusu s akumulací kovů v pletivech klonu *Populus* cv. Maxvier bylo zjištěno, že nejvyšší akumulace As je v pletivech listů, druhá nejvyšší v kořenech, nejnižší koncentrace je ve výhonech a starém dřevě. Kadmium bylo podle výsledků nejefektivněji akumulováno ve výhonech, následně v listech a starém dřevě, nejméně pak v kořenech. Podle (Cibulka et al.,

1991) se nejvyšším obsahem kadmia zpravidla vyznačují pletiva kořenů, následují listy, výhony. Značné odchylky ve zjištěných hodnotách byly ovlivněny malými přírůstky a celkovým špatným zdravotním stavem jedné rostliny ve zkoumaném souboru – o příčině lze spekulovat, jestli se jednalo o vliv choroby či poškození (nebylo ale při sklizení pozorováno), nebo o vliv heterogenity substrátu.

Vliv délky obmýetí na množství arsenu a kadmia ve sklizené biomase je zřejmý – v jednoletém obmýetí bylo odebráno větší množství obou prvků ze sklizených pletiv. To je dílem dáno faktem, že v jednoletém obmýetí je biomasa sklizena každý rok, dílem ale také tím, že v důsledku ořezu v jednoletém obmýetí byla změněna architektura dřevin (stimulace k větší tvorbě menších výhonů) a větší tvorbě biomasy listů v druhém roce pěstování. V souvislosti s vícekrát zjištěným faktem, že arsen je nejvíce akumulován v listech, to může hrát podstatnou roli v technologii fytoremediace arsenu s použitím rychlerostoucích dřevin. Jednotlivé dřeviny v pokusu ovšem akumulovaly velmi odlišná množství arsenu. Vzhledem k tomu, že se jedná o stejný genotyp, lze předpokládat, že se na tomto faktu asi nejvyšší měrou podílí opět heterogenita substrátu.

V pokusu, ve kterém byla zjišťována efektivita akumulace těžkých kovů různými taxony rostlin, bylo zjištěno, že nejméně efektivní jsou topoly *P. nigra* cv. Wolterson a *Populus* cv. Maxvier. Množství sklizené biomasy a celkový obsah kovů byly zdaleka nejnižší u *P. nigra* cv. Wolterson. Vzhledem k minimální sklizni biomasy a celkovému špatnému stavu rostlin je zjevné, že tento klon je pro remediaci substrátů odkališť (se specifickými a náročnými podmínkami) zcela nevhodný. Druhý klon topolu černého se zjevně na prostředí odkaliště adaptoval lépe, celkový výnos arsenu byl ale opět velmi malý (výnos kadmia byl ovšem srovnatelný s vrbami).

Tři testované klony vrb byly z hlediska akumulace arsenu a kadmia podstatně vhodnější než topoly a na prostředí odkaliště se dokázaly adaptovat. Z hlediska celkového arsenu jsou ve srovnání s oběma druhy r. *Pteris* sice mnohem méně efektivní, ale co se týče akumulace kadmia, všechny tři klony se ukázaly vhodnější – nejvíce kadmia akumuloval klon *Salix xsmithiana* S-150 (odběr Cd rostlinou dosáhl téměř 15 mg). Na základě výsledků lze obecně konstatovat poměrně vysokou klonální variabilitu v akumulaci As a Cd u testovaných zástupců *Salicaceae*, která je ovšem v literatuře dokladována (Vysloužilová et al., 2003) a možnost využití některých testovaných klonů vrb v remediaci pokus potvrdil.

Druhy *Pteris vittata* a *P. cretica* akumulovaly značné množství arsenu, přičemž více efektivní je první druh. Vysoká akumuláční schopnost *P. vittata* je široce v literatuře dokladována (např. Caille et al. 2004; Itziar et al. 2004; Xiyuan et al. 2008). V živé biomase

P. vittata bylo akumulováno značné množství arsenu (cca 3500 mg/kg), ovšem vzhledem k množství mrtvé biomasy listů (cca 9/10 celkového množství sušiny) je evidentní, že při sklizni je potřeba sklízet i biomasu mrtvou. Obsah arsenu v mrtvé biomase činil cca 600 mg/kg, což vzhledem k jejímu množství představuje 2/3 celkového získaného množství prvku. Minimální obsahy arsenu v mrtvých pletivech lze přičíst obtížné akumulaci prvku do starých listů.

Výsledek testu vlivu vápnění na akumulaci arsenu a kadmia ukázal, že rostliny obecně lépe akumulovaly v prostředí plochy kontrolní (nevápněné). Vzhledem k tomu, že při vápnění došlo k výraznému snížení mobility a dostupnosti prvků, je tento výsledek logický a tento dopad pH na mobilitu prvků a jejich akumulaci je v literatuře hojně udáván (např. Kirkham, 2006; Macková et Macek, 2005). Jedinou částečnou výjimkou v tomto ohledu jsou vrby, které v prostředí vápněném v některých případech akumulovaly lépe. To se týká *Salix xsmithiana* S-150 (celkový obsah arsenu v sušině byl na vápněné ploše více než dvakrát vyšší) a *Salix* cv. Tordis a *S. xsmithiana* S-218, kde byl celkový obsah kadmia v sušině ve vápněné variantě vyšší zhruba o 1/5 než ve variantě nevápněné.

Z hlediska celkového shrnutí efektivity posuzovaných taxonů rostlin lze jednoznačně vyvodit, že nejúspěšnějšími akumulátory arsenu v kontrolní (nevápněné) variantě byly *Pteris vittata* (transfer faktor živé biomasy 17,92; transfer faktor mrtvé biomasy 3,12), což je zcela v souladu s dostupnou literaturou (např. Fayiga et al., 2004). Tento taxon byl rovněž nejvhodnější ve vápněné variantě, efektivita byla ovšem nižší (transfer faktor 10,93, resp. 1,16). V akumulaci kadmia byl v nevápněné variantě nejefektivnější taxon *Salix xsmithiana* S-150 (transfer faktor 1,55), zatímco ve vápněné *Salix xsmithiana* S-218 (transfer faktor 1,10).

Velkým problémem v použití rostlin v remediaci odkaliště se jeví nepříznivé poměry odkaliště, což se odráží v malé ujmavosti rostlin, kterým musí být věnována zpočátku velká péče. Rovněž ne každý taxon rostliny je vhodný. Z této práce lze dle výsledků rozborů vybrat vhodný taxon rostlin pro zamýšlený typ pokusu. Pro větší vypovídací hodnotu výsledků by však bylo vhodné použití většího množství pokusných rostlin daného taxonu a tím více vzorků určených pro rozbor. Díky veliké heterogenitě sledovaného prostředí by bylo také vhodné pro lepší zmapování daného území vyhotovit větší množství smíšených vzorků zemin a jejich následných rozborů.

Vezmeme-li v úvahu výsledky půdních rozborů z let 2007 a 2009 a maximálně efektivní použití vhodných akumulátorů, může trvat snížení obsahu arsenu v substrátu odkaliště na přijatelnou mez nejméně několik desetiletí. Vzhledem k množství uloženého

materiálu na odkališti se jeví tato metoda jako neperspektivní. To je v souladu s názory např. (Diez et Krauss, 2003), podle kterých bude dekontaminace půd zamořených těžkými kovy pomocí rostlin sotva možná a trvala by při nejmenším několik desetiletí nebo staletí. K malému odběru těžkých kovů rostlinami přistupují další přísuny z imisí, které mohou být u některých těžkých kovů dokonce vyšší, než odběry rostlinami (Diez et Krauss, 2003).

Jako alternativní možnost remediacce substrátu odkaliště a jeho použití v zemědělství by mohlo přicházet v úvahu zapravení nekontaminovaného substrátu do substrátu odkaliště a jejich následná fytoremediace v podstatně příznivějších podmínkách pro akumulátory. Fytoremediace by pak mohla trvat řádově kratší dobu a substrát nepřekračující maximální přípustné hodnoty dané zákonem pak nadále použít pro vylehčení půdy s podstatně vyššími výnosy zemědělských plodin.

7. ZÁVĚR

Kontaminanty, které zatěžují životní prostředí vznikají především z průmyslových procesů. Jedním z hlavních je spalování fosilních paliv, zejména uhlí. Zbytky po spalování - struska a popílek (obsahující těžké kovy) – jsou pak ve formě hydrosměsi uloženy na odkališti. Tyto popeloviny se zvýšeným množstvím rizikových prvků pak mají velmi omezené použití a nelze je využívat pro zemědělskou půdu. Cílem práce bylo ověřit možnosti fyto-remediace substrátu odkaliště teplárny ve Dvoře Králové nad Labem. Rozbory zeminy v roce 2007 ukázaly, že uložené popeloviny obsahují vysoké množství As a Cd, které v případě arsenu mnohonásobně převyšuje limity rizikových prvků určené zákonem.

Po dvouletém fyto-remediačním pokusu s *Populus* cv. Maxvier bylo zjištěno, že v substrátu došlo k poklesu obsahu sledovaných prvků přibližně o 10%. Výsledky rozborů půdy volného substrátu a substrátu v kořenových balech rostlin sice ukázaly, že v okolí kořenů bylo obsaženo o 30% více As a o 50% více Cd než ve volném substrátu, ale takový úbytek nebyl způsoben odběrem kovů rostlinami, nýbrž obrovskou heterogenitou substrátu odkaliště. Dále bylo zjištěno, že rostliny nejlépe akumulovaly As a Cd v listech, méně pak ve výhonech a kořenech. V testu vlivu různé délky obmýetí na obsah kovů v sušině sklizené biomasy bylo zjištěno, že v jednoletém obmýetí je dosaženo většího odběru kovů rostlinami ze substrátu než v obmýetí dvouletém.

Dále byla zjišťována účinnost fytoextrakce arsenu a kadmia vybranými akumulátory z čeledí *Salicaceae* a *Pteridaceae* ve vápněné a nevápněné variantě pokusu. Většina rostlin akumulovala lépe v nevápněné variantě, což bylo dáno zvýšením pH a poklesem dostupnosti kovů v substrátu ve variantě vápněné. Přírůstky biomasy jednotlivých taxonů rostlin měly na obou pokusných polích vývoj obdobný. Nejvyšší nárůst biomasy v obou variantách pokusu nastal u klonu *Populus* cv. Maxvier. Nejnižší obsahy akumulovaných kovů byly zjištěny u *Populus nigra* cv. Wolterson, který na odkališti velmi špatně rostl a ukázal se jako zcela nevhodný pro remediaci lokality. Akumulace arsenu a kadmia byla podstatně vyšší u ostatních testovaných taxonů rostlin (*Populus* cv. Maxvier, *Salix* cv. Tordis, *Salix xsmithiana* S-150 a *Salix xsmithiana* S-218). Arsen byl zdaleka nejlépe akumulován rostlinami *Pteris vittata* ve variantě nevápněné (3594 mg/kg; transfer faktor 17,92). V našich podmínkách však tento druh nepřezimuje, proto by bylo potřeba ověřit více rozbory a výpočty vhodnost použití kapradiny *P. vitta* pro fytoextrakci odkaliště i za předpokladu jednoletého růstu a velmi malých přírůstků biomasy. Zdá se, že pro fytoextrakci je na odkališti vhodnější *Populus* cv.

Maxvier nebo testované klony vrb při dodržování jednoletého obmýtí. Kadmium bylo nejlépe akumulováno rostlinami *Salix xsmithiana* S-150 v nevápněné variantě (2,04 mg/kg; transfer faktor 1,55).

Vzhledem k výsledkům pokusů je možnost fytoremediace odkaliště záležitostí velmi dlouhodobou, pokud bude vůbec možná. Alternativní možností remediace substrátu odkaliště je promísení popelovin s nekontaminovaným substrátem a jejich následná fytoremediace.

8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Adriano, D. C.: Trace Elements in Terrestrial Environments, Springer, USA 2001
- Adriano, D. C., Wenzel, W. W., Vangronsveld, J., Bolan, N. S.: Role of assisted natural remediation in environmental cleanup, *Geoderma* 122, 2004, s. 121 – 142
- Aronsson, P., Dahlin, T., Dimitriou, I.: Treatment of landfill leachate by irrigation of willow coppice – Plant response and treatment efficiency, *Environmental Pollution* 158, 2010, s. 795 – 804
- Baker, A. J. M., Brooks, R. R.: Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements – A Review of their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery* 1, 1989, s. 1 – 126
- Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Sidoli, C. M. D., Reeves, R. D.: The Possibility of In Situ Heavy Metal Decontamination of Polluted Soils Using Crops of Metal-Accumulating Plants. *Resources, Conservation and Recycling* 11, 1994, s. 41 – 49
- Balík J., Pavlíková D., Hlušek J., Provazník K.: Zdroje rizikových prvků v životním prostředí. Sborník z 10. mezinárodní konference “Racionální použití hnojiv“ ČZU, Praha, 2004
- Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J.: Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka, GRADA Publishing, Praha, 1995
- Caille, N., Swanwick, S., Zhao, F. J., McGrath, S. P.: Arsenic hyperaccumulation by *Pteris vittata* from arsenic contaminated soils and the effect of liming and phosphate fertilisation, *Environmental Pollution* 132, 2004, s. 113 – 120
- Cibulka, J., et al.: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře, AKADEMIA, Praha 1991
- Clemente, J., Satou, K., Valiente, G.: Reconstruction of phylogenetic relationships from metabolic pathways based on the enzyme hierarchy and the gene ontology, *Genome Inform.* 16, 2005, s. 45 – 55
- Cosio, C., Vollenweider, P., Keller, C.: Localization and effects of cadmium in leaves of a cadmium-tolerant willow (*Salix viminalis* L.), *Environmental and Experimental Botany* 58, 2006, s. 64 – 74
- Diez, T., Krauss, M.: Odčerpávání těžkých kovů z kontaminovaných ploch pomocí rostlin, (on-line), poslední revize 12. 7. 2003, dostupné z <<http://stary.biom.cz>>, (navštíveno 22.3.2010)
- Demnerová, K., Pazlarová, J., Patlat M.: Biotechnologie životního prostředí, VŠCHT, Praha, 2000

- Dickinson, N. M., Pulford, I. D.: Cadmium phytoextraction using short-rotation coppice *Salix*: the evidence trail. *Environment International* 31, 2005, s. 609 – 613
- Environmentální infocentrum Plzeň, ESF, Energie Praha : Jaké zdroje energie využíváme (on line), poslední revize 19.11.2006, dostupné z <<http://www.ic.plzen@envic.cz>>, (navštíveno 11.3.2010)
- Evangelou, M. W. H., Daghan, H., Schaeffer, A.: The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil, *Chemosphere* 57, 2004, s. 207 – 213
- Fayiga, A. O., Ma, L. Q., Cao, X., Rathinasabapathi, B.: Effects of heavy metals on growth and arsenic accumulation in the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L., *Environmental Pollution* 132, 2004, s. 289 – 296
- Finkelman, R. B.: Modes of occurrence of potentially hazardous elements in coal: levels of confidence. *Fuel Process. Technol.* 39, 1994, S. 21 – 34
- Galbreath, K. C., Zygarlicke, C. J.: Mercury Speciation in Coal Combustion and Gasification, *Environ. Sci. Technol.* 30, 1996, s. 2421 – 2426
- Giachetti, G., Sebastiani, L.: Metal accumulation in poplar plant grown with industrial wastes, *Chemosphere* 64, 2006, s. 446 – 454
- Haase, E.: Pflanzen reinigen, Schwermetall-Böden, *Umwelt* 7-8, 1988, s. 342 – 344
- Havel L., Kizek R.: Co jsou vlastně Fytoremediace? (on line), poslední revize 4.4.2007, dostupné z <<http://www.old.mendelu.cz>>, (navštíveno 20.2.2009)
- Horák, J., Linhart, I., Klusot, P.: Úvod do toxikologie a ekologie pro chemiky, Praha, 2004
- Chadwick, M. J., Highton, N. H., Lindman, N.: *Coal Mining and Utilisation*, Pergamon Press, 1978, s. 171 – 217
- Iskandar I. K., Adriano D. C.: Remediation of soils contaminated with metals, *Advances in environmental science*, Northwood, 1997
- Jankong, P., Visoottiviseth, P., Khokiattiwong, S.: Enhanced phytoremediation of arsenic contaminated land, *Chemosphere* 68, 2007, s. 1906 – 1912
- Khan, A. G., Kuek, C., Chaudhry, T. M., Khoo, C. S., Gates, W. J.: Role of Plants, Mycorrhizae and Phytochelators in Heavy Metal Contaminated Land Remediation. *Chemosphere* 41, 2000, s. 197 – 207
- Kirkham, M. B.: Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments, *Geoderma* 137, 2006, s. 19 – 32
- Komárek, M., Tlustoš, P., Száková, J., Chrastěný, V.: The use of poplar during a two-year induced phytoextraction of metals from contaminated agricultural soils, *Environmental Pollution* 151, 2008, s. 27 – 38

- Klika, Z., Bartoňová, L., Spears, D. A.: Effect of boiler output on trace element partitioning during coal combustion in two fluidised-bed power stations, *Fuel Process. Technol.* 80, 2001, s. 907 – 917
- Kučerová, P., Macková, M., Macek, T.: Perspektivy fytořemediace při odstraňování organických populantů a xenobiotik z životního prostředí, *Chemické listy* 93, Praha, 1999
- Kumar, P. B. A. N., Dushenkov, V., Motto, H., Raskin, I.: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soils, *Environmental science & Technology*, Vol. 29, No. 5, 1995, s. 1232– 1238
- Kurfürst, J.: *Ochrana ovzduší* 4 – 5, 2000, s.16
- Kvasničková, A.: Transgenní rostliny – potenciální nástroj pro dekontaminaci populantů životního prostředí, *Chemické listy* 95, 2001
- Landberg, T., Greger, M.: Differences in Uptake and Tolerance to Heavy Metals in *Salix* from Unpolluted and Polluted Areas, *Applied Geochemistry* 11, 1996, s.175 – 180
- Laureysens, I., Temmerman, De L., Hastir, T., Gysel, Van M., Ceulemans, R.: Clonal variation in heavy metal accumulation and biomass production in a poplar coppice culture. II. Vertical distribution and phytoextraction potential, *Environmental Pollution*, 133, 2005, s. 541 – 551
- Lee, H. K.: *Metallic contaminants and human health*, Academic Press, New, London, 1972
- Leštan, D.: Enhanced heavy metal phytoextraction. In. Mackova M., Dowling D.N., Macek T. (eds.) *Phytoremediation et Rhizoremediation*. Dordrecht, The Netherlands, Springer, 2006, s. 115 – 132
- Linak, W. P., Wendt, J. O. L.: Toxic Metal Emissions from Incineration: Mechanisms and Control (Invited review), *Prog. Energy Combust, Science* 19, 1993, s. 145 – 185
- Linak, W. P., Wendt, J. O. L.: Metal Transformation Mechanisms During Coal Combustion, *Fuel Process, Technol.* 39, 1994, s. 173 – 198
- Linger, P., Müssig, J., Fischer, H., Kobert, J.: Industrial Hemp (*Canabis sativa L.*) Growing on Heavy Metal Contaminated Soil, Fibre quality and Phytoremediation Potential. *Industrial Crops and Products* 16, 2002, s. 33 – 42
- Machálek P.: Vstupní data pro dynamický model hodnocení rizik a vlivů zdrojů znečišťování ovzduší na ŽP, Projekt MŽP VaV/740/4/03, dílčí projekt 1, Praha, 2004
- Macková, M., Macek, T.: *Využití rostlin k eliminaci xenobiotik z životního prostředí*, Praha, 2005

- Marhold, J.: Přehled průmyslové toxikologie, Praha, Státní zdravotnické nakladatelství Praha, 1964
- Monier-Williams, G. W.: Trace elements in food, J. Wiley Inc., New York, 1949
- Neugschwandtner, R. W., Tlustoš, P., Komárek, M., Száková, J.: Phytoextraction of Pb and Cd from a contaminated agricultural soil using different EDTA application regimes: Laboratory versus field scale measures of efficiency. *Geoderma* 144, 2008, s. 446 – 454
- Noskovič, P.: Spalování uhlí, Skriptum 1 vydání VŠB-TU, Ostrava, 1993, s. 62
- Noskovič, P., Kaminský, J.: Využití energetických zdrojů, Skriptum 1.vydání VŠB-TU, Ostrava, 1996, s. 91
- Pavlíková, D., Pavlík, M., Matějů, L., Balík, J.: Ekotoxikologie, Skripta ČZU, Praha, 2008
- Petříková V.: Využití sorpčních schopností popele k omezení transferu těžkých kovů, (online), poslední revize 12. 7. 2003, dostupné z <<http://stary.biom.cz>>, (navštíveno 22.3.2010)
- Pouzar, M.: Oxidativní stres – Toxikologie těžkých kovů (přednáška), Univerzita Pardubice, 2007
- Procházka, S., Macháčková, I., Krekule, J., Šebánek, J. a kolektiv.: Fyziologie rostlin, Academia, Praha, 1998
- Ritz, M., Bartoňová, L., Klika, Z.: Emise těžkých kovů a polyaromatických uhlovodíků při spalování uhlí v průmyslových a malých topeništích, VŠB, Ostrava, 2003
- Roubíček, V., Buchtele, J.: Uhlí – zdroje, procesy, užití, Montanex, Ostrava, 2002, s. 173
- Rusek, V.: Základy toxikologie, Přednáška, Univerzita Pardubice, 2001
- Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, P. B. A. N., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I., Raskin, I.: A Novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants, *Biotechnology* 13, 1995, s. 468 – 474
- Schnoor, J. L., Licht, L. A., McCutcheon, C. S., Wolfe, N. L., Carreira, L. H.: Phytoremediation Field Tests, *Environ Sci. Technik*, 1991
- Schnoor, J. L.: Phytoremediation of Soil and Ground-water, GWRT series, E-Series: TE-02-01, 2002
- Smrček, S.: Fytoremediace – metoda dekontaminace půd a vod znečištěných organickými látkami, kovy a radionuklidy (on line), poslední revize 9.12.2003, dostupné z <<http://www.cvut.cz>>, (navštíveno 22.3.2010)
- Soudek, P., Víchová, L., Valenová, Š., Podlipná, R., Malá, J., Vaněk, T.: Arsen a jeho příjem rostlinami, *Chemické listy* 100, Praha, 2006

- Soudek, P.: Fytoremediace (on line), poslední revize 25.4.2007, dostupné z <http://www.ueb.cas.cz>, (navštíveno 22.3.2010)
- Stříbrná, E.: EKO VIS (on-line), poslední revize 30.8.2004, dostupné z <http://www.env.cz>, (navštíveno 20.2.2009)
- Sunderman, F. W.: Biol Trace Element Res. 1, 1979, s. 63
- Száková, J.: Ekotoxikologické charakteristiky vybraných chemických prvků – Ekotoxikologie, Přednáška, ČZU, Praha, 2008
- Thakre, R., Aggarwal, A. L.: Relationship between environment, energy and economic development, Energy, Environment Monitor 1, 1993, s. 1 – 9
- Tichý, M.: Toxikologie pro chemiky-toxikologie obecná, speciální, analytická a legislativa, Karolinum, Praha, 1998, s. 90
- Tlustoš, P., Száková, J., Fischerová, Z., Širochová, K.: Remediací půd. Sborník z 10. mezinárodní konference „Racionální použití hnojiv“ ČZU, Praha, 2004
- Tlustoš, P., Pavlíková, D., Száková, J., Fischerová, Z., Balík, J.: Exploitation of fast growing trees in metal remediation. In. Mackova M., Dowling D.N., Macek T. (eds.) Phytoremediation et Rhizoremediation. Dordrecht, The Netherlands, Springer, 2006, s. 83 – 102
- Vaněk, T., Soudek, P., Tykva, R., Kališová, I.: Možnosti využití fytoremediace pro odstranění kont. způsobené toxickými kovy a radionuklidy (on line), poslední revize 12.5.2005, dostupné z http://slon.diamo.cz/hpvt/2002/sekce/zahlazovani/Z07/P_07.htm, (navštíveno 23.3.2010)
- Vangronsveld, J., Van Assche, F., Clijsters, H.: Reclamation of a Bare Industrial Area Contaminated by Non-Ferrous Metals: In Situ Metal Immobilization and Revegetation. Environmental Pollution 87, 1995, s. 51 – 59
- Váňa, J., Ustjak, S.: Transfer těžkých kovů z půdy do energetických rostlin, (on-line), poslední revize 12.7.2003, dostupné z <http://stary.biom.cz>, (navštíveno 21.3.2010)
- Vetejška, K., Zahradník, L., Mazáček, J.: Vzácné a stopové prvky. Praha, SNTL, 1967
- Vopršalová, M., Žáčková, P.: Základy toxikologie, Karolinum, Praha, 1996, s. 231
- Vysloužilová, M., Tlustoš, P., Száková, J., Pavlíková, D.: As, Cd, Pb and Zn uptake by different Salix spp. grown at soils enriched by high loads of these elements. Plant, Soil and Environment 49 (5), 2004, s. 191 – 196
- Wang, H. B. et al.: Uptake and accumulation of arsenic by 11 Pteris taxa from southern China, Environmental Pollution 145, 2007, s. 225 – 233

- Wang, A. S., Chaney, R. S., Angle, J. S., Macintosh, M. S.: Using hyperaccumulator plants to phytoextract soil Cd. In: Mackova, M., Bowling, D. N., Macek, T., (eds.) Phytoremediation et Rhizoremediation. Dordrecht, The Netherlands, Springer, 2006, s. 103 – 114
- Watanabe, M. E.: Phytoremediation on the brink of commercialisation, Environmental Science Technol 31, 1997, s. 182A – 186A
- Wenzel, W. W., Adriano, D. C., Salt, D., Smith, R.: A Plant-Microbe-Based Remediation System. ASA, CSSA, SSSA, Madison, USA, Bioremediation of Contaminated Soils, Agronomy Monograph 37, 1999, s. 457 – 508
- Wilson, J. B.: The Cost of Heavy Metal Tolerance, An Example. Evolution 42, 1988, s. 408 – 413
- Xiyuan, X., Tongbin, Ch., Zhizhuang, A., Mei, L.: Potential of *Pteris vittata* L. for phytoremediation of sites co-contaminated with cadmium and arsenic: The tolerance and accumulation, Journal of Environmental Sciences 20, 2008, s. 62 – 67
- Zalesny, J. A., Zalesny Jr., R. S., Coyle, D. R., Hall, R. B.: Growth and biomass of *Populus* irrigated with landfill leachate, Forest Ecology and Management 248, 2007, s. 143 – 152

9. PŘÍLOHY

Příloha 1. Přístupný obsah prvků ve volném substrátu a v kořenovém balu rostlin Populus cv. Maxvier. V tabulce jsou uvedeny obsahy (mg/kg), průměry a směrodatné odchylky hodnot.

vzorek	volný substrát	kořenový bal
As (mg/kg)	1,06(±0,01)	1,37(±0,35)
Cd	0,04(±0,00)	0,06(±0,02)
Cr	0,40(±0,02)	0,42(±0,08)
Cu	0,16(±0,00)	0,24(±0,07)
Fe	53,98(±0,10)	66,72(±16,09)
Mn	32,22(±0,46)	57,05(±28,83)
Ni	2,88(±0,03)	3,05(±0,33)
Pb	0,13(±0,01)	0,15(±0,09)
Zn	10,02(±1,12)	14,16(±6,31)

Příloha 2. Přístupný obsah prvků v nevápněné a vápněné variantě plochy D. V tabulce jsou uvedeny obsahy (mg/kg), průměry a směrodatné odchylky hodnot.

vápnění	-Ca	+Ca
As (mg/kg)	1,60(±0,12)	0,49(±0,03)
Cd	0,03(±0,00)	0,03(±0,00)
Cr	0,46(±0,05)	0,11(±0,00)
Cu	0,40(±0,00)	0,01(±0,00)
Fe	81,81(±8,07)	31,81(±3,35)
Mn	10,05(±0,34)	14,50(±0,02)
Ni	1,82(±0,05)	0,95(±0,04)
Pb	0,07(±0,01)	0,13(±0,02)
Zn	4,77(±0,09)	0,65(±0,07)

Příloha 3. Akumulace těžkých kovů (mg/kg) v různých částech rostlin *Populus cv. Maxvier*.

	list	výhon	řízek	kořen
As (mg/kg)	6,62(±2,38)	1,90(±0,77)	0,50(±0,19)	2,71(±0,60)
Cd	0,29(±0,07)	0,47(±0,18)	0,19(±0,03)	0,17(±0,08)
Cr	0,53(±0,54)	0,12(±0,04)	0,23(±0,07)	2,11(±0,55)
Cu	6,85(±2,04)	7,28(±0,91)	2,55(±0,45)	4,58(±0,49)
Fe	221,25(±100,12)	75,30(±25,23)	57,26(±14,01)	246,36(±36,31)
Mn	59,40(±13,48)	26,58(±3,63)	9,20(±1,90)	12,25(±1,63)
Ni	6,71(±2,53)	1,29(±0,34)	0,85(±0,33)	2,94(±0,82)
Pb	0,32(±0,14)	0,82(±0,76)	0,17(±0,07)	0,58(±0,17)
Zn	308,31(±64,03)	140,18(±26,12)	54,45(±9,42)	43,47(±7,68)

Příloha 4. Akumulace těžkých kovů v listech a výhonech *Populus cv. Maxvier* a množství sklizené biomasy v jednoletém a dvouletém obmýtí.

obmýetí	jednoleté				dvouleté	
	2008		2009		2009	2009
sklizeň						
odběr	list	výhon	list	výhon	list	výhon
g/rostliny	5,26	7,51	20,90	53,70	31,10	43,60
As (mg/kg)	0,36(±0,05)	1,48(±0,23)	1,32(±0,02)	0,84(±0,04)	2,18(±0,01)	0,77(±0,01)
Cd	0,41(±0,04)	0,28(±0,06)	0,51(±0,01)	0,42(±0,01)	0,30(±0,01)	0,37(±0,03)
Cr	0,43(±0,06)	0,83(±0,13)	0,54(±0,02)	0,07(±0,00)	1,06(±0,00)	0,05(±0,00)
Cu	6,63(±0,38)	12,95(±2,15)	4,08(±0,08)	6,68(±0,36)	11,04(±0,59)	6,91(±0,19)
Fe	60,50(±4,40)	74,05(±3,95)	183,27(±5,05)	55,42(±1,69)	318,63(±5,45)	68,68(±2,41)
Mn	26,80(±4,90)	21,35(±4,45)	42,66(±0,54)	15,33(±0,11)	68,28(±0,61)	19,72(±1,40)
Ni	0,78(±0,13)	0,56(±0,02)	4,86(±0,04)	0,68(±0,02)	6,88(±0,13)	0,85(±0,04)
Pb	1,87(±0,74)	1,27(±0,07)	0,09(±0,00)	0,35(±0,02)	0,65(±0,04)	0,80(±0,03)
Zn	84,90(±12,30)	94,15(±5,85)	320,86(±2,17)	113,02(±6,50)	360,67(±3,38)	126,17(±7,96)

Příloha 5. Sušina a akumulace těžkých kovů v mrtvé a živé biomase *Pteris vittata* a *Pteris cretica* na kontrolní (-Ca) a vápněné (+Ca) ploše.

	taxon	<i>Pteris vittata</i>		<i>Pteris cretica</i>	
	vápnění	mrtvá biomasa	živá biomasa	mrtvá biomasa	živá biomasa
g/rostliny	-Ca	11,50	0,90	9,60	19,00
	+Ca	13,30	1,40	11,70	17,00
As (mg/kg)	-Ca	625,43(±109,09)	3593,97(±0,00)	29,58(±0,29)	50,29(±0,90)
	+Ca	317,47(±10,41)	2983,64(±160,94)	22,89(±1,28)	41,84(±0,38)
Cd	-Ca	0,28(±0,07)	0,09(±0,00)	0,12(±0,01)	0,05(±0,01)
	+Ca	0,33(±0,23)	0,28(±0,14)	0,19(±0,11)	0,08(±0,02)
Cr	-Ca	8,97(±0,76)	0,33(±0,00)	5,10(±1,43)	4,23(±0,07)
	+Ca	2,42(±0,59)	0,42(±0,21)	2,88(±0,46)	4,74(±0,59)
Cu	-Ca	13,19(±2,23)	5,46(±0,00)	7,21(±0,46)	3,42(±0,10)
	+Ca	0,66(±0,13)	6,53(±0,17)	6,35(±0,20)	4,00(±0,05)
Fe	-Ca	1556,46(±142,19)	281,10(±0,00)	954,30(±0,22)	393,16(±14,18)
	+Ca	784,59(±51,04)	323,96(±138,57)	884,17(±88,77)	567,06(±27,64)
Mn	-Ca	195,13(±37,23)	103,13(±0,00)	32,65(±0,27)	24,37(±0,13)
	+Ca	56,47(±2,69)	50,29(±3,19)	20,13(±0,26)	18,90(±0,69)
Ni	-Ca	9,31(±1,04)	4,39(±0,00)	7,13(±0,60)	5,76(±0,19)
	+Ca	3,90(±0,29)	2,48(±0,08)	4,37(±0,25)	5,54(±0,36)
Pb	-Ca	2,01(±0,23)	0,27(±0,00)	1,61(±0,05)	0,69(±0,10)
	+Ca	1,41(±0,13)	0,40(±0,19)	1,64(±0,06)	0,92(±0,10)
Zn	-Ca	65,24(±12,03)	48,64(±0,00)	58,77(±5,57)	45,26(±0,15)
	+Ca	29,00(±0,70)	67,26(±10,38)	46,21(±0,80)	41,52(±0,41)

Příloha 6. Sušina a akumulace těžkých kovů v listech a výhonech *Salix cv. Tordis*, *Salix xsmithiana S-218* a *S. xsmithiana S-150* na kontrolní (-Ca) a vápněné (+Ca) ploše.

	taxon	<i>Salix cv. Tordis</i> (VB 1)		<i>Salix xsmithiana S-218</i> (VB2)		<i>Salix xsmithiana S-150</i>	
	vápnění/ pletiva	listy	výhony	listy	výhony	listy	výhony
g/rostliny	-Ca	2,50	4,30	3,50	5,20	5,20	5,00
	+Ca	3,30	4,40	4,00	4,60	9,80	8,70
As (mg/kg)	-Ca	61,29(±7,36)	4,81(±1,05)	33,44(±0,95)	3,49(±1,10)	42,51(±0,83)	4,20(±0,15)
	+Ca	28,77(±0,44)	6,98(±2,87)	28,20(±1,29)	9,00(±0,68)	49,97(±4,56)	10,92(±0,38)
Cd	-Ca	0,91(±0,09)	1,03(±0,15)	1,02(±0,08)	0,73(±0,05)	2,04(±0,03)	0,68(±0,01)
	+Ca	1,17(±0,06)	1,04(±0,04)	1,90(±0,06)	0,46(±0,04)	0,60(±0,05)	0,34(±0,02)
Cr	-Ca	5,10(±0,31)	0,26(±0,03)	1,86(±0,06)	0,15(±0,02)	2,52(±0,09)	0,18(±0,03)
	+Ca	3,18(±0,04)	0,28(±0,10)	2,67(±0,29)	0,11(±0,01)	0,54(±0,15)	0,35(±0,01)
Cu	-Ca	15,67(±0,70)	6,91(±1,23)	9,96(±0,37)	6,73(±0,78)	12,26(±0,22)	6,67(±0,48)
	+Ca	9,20(±0,11)	11,08(±0,68)	17,39(±1,94)	6,01(±0,13)	7,39(±0,64)	6,20(±0,09)
Fe	-Ca	1022,72(±38,09)	122,55(±20,95)	633,94(±4,07)	146,37(±1,08)	905,58(±7,84)	131,26(±8,52)
	+Ca	603,14(±0,81)	174,18(±52,44)	640,16(±4,86)	127,65(±5,40)	410,36(±23,97)	298,24(±12,51)
Mn	-Ca	229,86(±74,66)	62,76(±9,75)	208,07(±10,81)	49,97(±0,99)	187,30(±2,60)	43,88(±1,04)
	+Ca	204,82(±6,24)	63,74(±13,47)	64,94(±8,19)	38,82(±1,86)	86,53(±2,20)	37,11(±1,36)
Ni	-Ca	10,92(±1,02)	1,60(±0,27)	7,79(±0,40)	1,36(±0,02)	10,61(±0,17)	1,17(±0,04)
	+Ca	6,64(±0,38)	2,10(±0,53)	8,90(±0,32)	1,51(±0,08)	7,67(±0,18)	1,94(±0,00)
Pb	-Ca	0,74(±0,01)	0,43(±0,09)	0,82(±0,09)	0,65(±0,05)	1,15(±0,11)	1,40(±0,02)
	+Ca	0,77(±0,07)	0,93(±0,02)	1,44(±0,27)	0,53(±0,05)	0,60(±0,08)	0,58(±0,09)
Zn	-Ca	84,16(±4,39)	130,50(±3,37)	123,35(±2,52)	125,16(±27,21)	199,14(±1,21)	157,57(±10,55)
	+Ca	386,17(±14,08)	230,95(±30,98)	503,00(±16,14)	159,76(±2,13)	222,70(±6,05)	128,43(±6,98)

Příloha 7. Sušina a akumulace těžkých kovů v listech a výhonech topolů *Populus cv. Maxvier* a *Populus nigra cv. Wolterson* na kontrolní (-Ca) a vápněné ploše (+Ca).

veličina	taxon	<i>Populus cv. Maxvier</i> (TP1)		<i>Populus nigra cv. Wolterson</i> (TP2)	
	vápnění	listy	výhony	listy	výhony
g/rostliny	-Ca	24,60	20,80	0,90	1,10
	+Ca	18,90	13,10	2,60	2,00
As (mg/kg)	-Ca	7,00(±0,41)	0,90(±0,05)	8,30(±0,00)	0,59(±0,00)
	+Ca	5,12(±0,22)	0,97(±0,01)	6,25(±0,16)	4,22(±0,18)
Cd	-Ca	0,16(±0,03)	0,29(±0,20)	0,34(±0,00)	0,23(±0,00)
	+Ca	0,18(±0,02)	0,27(±0,06)	0,29(±0,03)	0,37(±0,09)
Cr	-Ca	1,05(±0,07)	0,09(±0,01)	0,41(±0,00)	0,15(±0,00)
	+Ca	1,23(±0,20)	0,11(±0,01)	0,39(±0,02)	0,19(±0,07)
Cu	-Ca	2,56(±0,06)	3,99(±0,32)	4,27(±0,00)	3,41(±0,00)
	+Ca	2,55(±0,06)	4,25(±0,03)	5,41(±0,16)	3,77(±0,03)
Fe	-Ca	302,21(±14,72)	70,67(±7,17)	219,21(±0,00)	58,89(±0,00)
	+Ca	262,29(±26,05)	114,32(±1,03)	227,49(±5,81)	177,86(±19,87)
Mn	-Ca	30,25(±1,04)	21,90(±1,77)	43,83(±0,00)	17,45(±0,00)
	+Ca	23,30(±0,56)	21,26(±0,32)	58,59(±0,46)	28,08(±2,32)
Ni	-Ca	5,14(±0,03)	1,15(±0,10)	3,64(±0,00)	0,96(±0,00)
	+Ca	4,00(±0,15)	1,26(±0,03)	4,66(±0,15)	1,35(±0,09)
Pb	-Ca	0,36(±0,04)	0,63(±0,02)	0,60(±0,00)	0,60(±0,00)
	+Ca	0,24(±0,14)	0,44(±0,11)	0,25(±0,01)	0,64(±0,14)
Zn	-Ca	45,40(±2,21)	63,92(±10,75)	61,77(±0,00)	89,87(±0,00)
	+Ca	133,95(±2,08)	88,36(±3,51)	100,97(±1,03)	74,88(±10,72)

Příloha 8. Hodnoty transfer faktoru v jednotlivých částech rostlin taxonů pěstovaných na sledovaných polích A, D +Ca a D -Ca. Zvýrazněny jsou hodnoty, které přesahují 1, tzn. rostliny mají schopnost akumulovat sledovaný prvek.

TRANSFER FAKTOR					
plocha	taxon	část	g/rostliny	As	Cd
A	<i>P. cv. Maxvier</i>	list/1r obmýetí	5,26-20,9	0,00-0,01	0,33-0,41
A	<i>P. cv. Maxvier</i>	výhon/1r obmýetí	7,51-53,7	0,01	0,23-0,34
A	<i>P. cv. Maxvier</i>	list/2r obmýetí	1,7-31,1	0,03-0,09	0,13-0,29
A	<i>P. cv. Maxvier</i>	výhon/2r obmýetí	2,4-43,6	0,01-0,02	0,23-0,58
A	<i>P. cv. Maxvier</i>	řízek/2r obmýetí	7,5-29,9	0,00-0,01	0,11-0,17
A	<i>P. cv. Maxvier</i>	kořen/2r obmýetí	1,5-5,5	0,02-0,03	0,09-0,23
D/+Ca	<i>P. vittata</i>	list/suchý	13,3	1,16	0,19
D/+Ca	<i>P. vittata</i>	list/živý	1,4	10,93	0,16
D/+Ca	<i>P. cretica</i>	list/suchý	11,7	0,08	0,11
D/+Ca	<i>P. cretica</i>	list/živý	17	0,15	0,05
D/+Ca	<i>S. xsmithiana S-218</i>	list	4	0,10	1,10
D/+Ca	<i>S. xsmithiana S-218</i>	výhon	4,6	0,03	0,27
D/+Ca	<i>Salix cv. Tordis</i>	list	3,3	0,11	0,68
D/+Ca	<i>Salix cv. Tordis</i>	výhon	4,4	0,03	0,60
D/+Ca	<i>S. xsmithiana S-150</i>	list	9,8	0,18	0,35
D/+Ca	<i>S. xsmithiana S-150</i>	výhon	8,7	0,04	0,20
D/+Ca	<i>P. nigra cv. Wolterson</i>	list	2,6	0,02	0,17
D/+Ca	<i>P. nigra cv. Wolterson</i>	výhon	2	0,02	0,21
D/+Ca	<i>P. cv. Maxvier</i>	list	18,9	0,02	0,10
D/+Ca	<i>P. cv. Maxvier</i>	výhon	13,1	0,00	0,16
D/-Ca	<i>P. vittata</i>	list/suchý	11,5	3,12	0,21
D/-Ca	<i>P. vittata</i>	list/živý	0,9	17,92	0,07
D/-Ca	<i>P. cretica</i>	list/suchý	9,6	0,15	0,09
D/-Ca	<i>P. cretica</i>	list/živý	19	0,25	0,04
D/-Ca	<i>S. xsmithiana S-218</i>	list	3,5	0,17	0,77
D/-Ca	<i>S. xsmithiana S-218</i>	výhon	5,2	0,02	0,55
D/-Ca	<i>Salix cv. Tordis</i>	list	2,5	0,31	0,69
D/-Ca	<i>Salix cv. Tordis</i>	výhon	4,3	0,02	0,78
D/-Ca	<i>S. xsmithiana S-150</i>	list	5,2	0,21	1,55
D/-Ca	<i>S. xsmithiana S-150</i>	výhon	5	0,02	0,52
D/-Ca	<i>P. nigra cv. Wolterson</i>	list	0,9	0,04	0,26
D/-Ca	<i>P. nigra cv. Wolterson</i>	výhon	1,1	0,00	0,17
D/-Ca	<i>P. cv. Maxvier</i>	list	24,6	0,03	0,12
/-Ca	<i>P. cv. Maxvier</i>	výhon	20,8	0,00	0,22

Příloha 9. Kapradiny Pteris cretica a Pteris vittata pěstované na vápněné ploše D +Ca.

Pteris cretica



Pteris vittata



Příloha 10. Klony vrb Salix cv. Tordis (VB1), Salix xsmithiana S-218 (VB2), Salix xsmithiana S-150 (S-150) pěstovaných na vápněné ploše D +Ca.

Salix cv. Tordis (VB1)



Salix xsmithiana S-218 (VB2)



Salix xsmithiana S-150 (S-150)



Příloha 11. Klony topolů Populus cv. Maxvier (TP1) a Populus nigra cv. Wolterson (TP2) pěstovaných na vápněné ploše D +Ca.

Populus cv. Maxvier (TP1)



Populus nigra cv. Wolterson (TP2)

