

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA AGROBIOLOGIE, POTRAVINOVÝCH A PŘÍRODNÍCH ZDROJŮ

KATEDRA AGROENVIRONMENTÁLNÍ CHEMIE A VÝŽIVY ROSTLIN



Využití rychle rostoucích dřevin k ozdravení kontaminovaných půd

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce : Prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc.

Autor práce : Václav Hanzlík

Praha, 2009

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem svou bakalářskou práci vypracoval samostatně a použil jsem pouze podklady (literaturu, projekty, SW atd.) uvedené v příloženém seznamu.

V Praze dne _____

podpis

Poděkování

Děkuji především vedoucímu mé bakalářské práce Prof. Ing. Pavlu Tlustošovi za vedení, připomínky a poznámky k práci. Také bych chtěl poděkovat Ing. Janě Najmanové a celému kolektivu katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin za cenné rady a pomoc při zpracování pokusu.

Autorský referát

Tato bakalářská práce se zabývá tématem využití rychle rostoucích dřevin k ozdravení kontaminovaných půd. Výběr této metody remediace kontaminované oblasti ovlivnil fakt, že je to území, které má jinak značnou hodnotu a bylo by vhodné pro využití k volnočasovým aktivitám. V současné době se zkoumají techniky, které umožňují využití rostlin k šetrnému odstraňování kontaminantů z půdy. Je však známo jen velmi málo rostlin vhodných k remediaci oblastí kontaminovaných těžkými kovy. Metoda fytoremediace je z pohledu životního prostředí šetrná a estetická záležitost ve srovnání s ostatními metodami.

Teoretická část se zabývá základními termíny, které se týkají této problematiky. Z těchto poznatků lze odvodit, že Pb je v polních podmínkách díky své silné vazbě do půdních komplexů a tím pádem i jeho nízké mobilitě, poměrně málo nebezpečné pro rostliny. Jeho toxické účinky se projevují až při vysokých koncentracích. Cd je rostlinami přijímáno ochotněji a díky jeho vysoké mobilitě je pak i snadněji transportováno v rostlinném těle a ukládáno v nadzemní biomase. Právě díky schopnosti rostlin hromadit toxické kovy ve své biomase je zkoumána možnost jejich použití k ozdravení kontaminovaných půd.

V praktické části je popsán pokus, jehož cílem bylo sledovat akumulaci Pb a Cd v listech a stoncích dvou rychle rostoucích dřevin, vyskytujících se v kontaminované oblasti. Jako první byl vybrán klon vrby s označením Tordis SW960299 a druhým klonem byl topol, označený jako J105/P – *Jap104* * 049.

Po prvním roce experimentu bylo zjištěno, že oba klony produkovali jen malé množství biomasy, což bylo způsobeno pravděpodobně vysokou koncentrací rizikových prvků v dané oblasti. Průměrná koncentrace Cd i Pb v biomase byla u klonu vrby nejvyšší na variantě upravené čistírenským kalem a dosáhla hodnot 18,60 mg Cd/kg sušiny v listech, 12,67 mg Cd/kg sušiny ve výhoncích, 26,85 mg Pb/kg sušiny v listech a 11,14 mg Pb/kg sušiny ve výhoncích. U klonu topolu byly nejvyšší koncentrace Pb a Cd v kontrolní variantě, která měla vystihnout přirozený stav lokality. V této variantě měla koncentrace Pb a Cd tyto hodnoty 10,79 mg Cd/kg sušiny v listech, 5,55 mg/kg sušiny ve výhoncích, 16,88 mg Pb/kg sušiny v listech a 4,87 mg Pb/kg sušiny ve výhoncích. Transferkoeficient nepřekročil ani u jedné z variant hodnotu 1.

Z těchto výsledků vyplývá, že ani jeden ze sledovaných klonů není vhodný pro remediaci takto kontaminované půdy, přesto klon vrby Tordis SW960299 se zdá být za současných podmínek o něco málo přijatelnější pro tento účel. Pro objektivní zhodnocení je však třeba dlouhodobější sledování.

Klíčová slova: Akumulace, remediace, rychle rostoucí dřeviny, olovo, kadmium, vrba, topol

Abstract

The objective of this bachelor's thesis was to use fast growing trees for remediation of contaminated soils. The selection of this method of remediation was affected by the fact, that this locality is considerably valuable and suitable for the recreation use. New techniques, which allows using of plants for the soil contaminants removal, are nowadays researched. There are only few known plants, which are suitable for the remediation of heavy metals. The method of phytoremediation is from the environment point of view very considerate and aesthetic, compared to the other methods.

The theoretical part is focused on basic terms of the remediation issue. From these findings could be derived, that Pb is in field conditions strongly fixed to the soil complexes. Its toxic effect on plants is occurring when the high concentrations in soil are present. Cd is accepted by the plants much more easily, due to its high mobility and therefore is more easily transported to the aboveground parts. The plant accumulation ability is the reason of their research for the remediation.

In the practical part, there is described the experiment, focused on the observation of the Pb and Cd accumulation in leaves and shoots of fast growing trees, which are occurring in the observed area. As the first test subject was selected a willow clone named Tordis SE960299 and the second one was a poplar with the name J105/*P* – *Jap*104 * 049.

After the first year of the experiment was found, that both of the clones produced only low amount of the biomass, which was due to the high concentration of toxic metals in the area. The highest average concentration of cadmium and lead in the biomass of the willow clone was observed in the variant conditioned with the sewage sludge and reached the values 18,60 mg Cd/kg of dry mass in leaves, 12,67 mg Cd/kg of dry mass in shoots, 26,85 mg Pb/kg of dry mass in leaves and 11,14 mg Pb/kg of dry mass in shoots. The poplar clone had the highest concentrations in the control treatment, which should represent the naturalness of the area. In this treatment the concentration reached values 10,79 mg Cd/kg of dry mass in leaves, 5,55 mg/kg of dry mass in shoots, 16,88 mg Pb/kg of dry mass in leaves and 4,87 mg Pb/kg of dry mass in shoots. The transfer-coefficient did not reach value 1 in any treatment.

These results show, that none of the clones is suitable for the remediation of extremely contaminated soil, even so the willow clone Tordis SW960299 looks a little more suitable in actual conditions for this purpose. For the more objective conclusions is a longtime monitoring needed.

Key words: Accumulation, remediation, fast growing trees, lead, cadmium, willow, poplar

Obsah

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------|----------|
| Seznam obrázků | vii |
| Seznam tabulek | viii |
| 1 Úvod | 1 |
| 2 LITERÁRNÍ REŠERŠE | 3 |
| 2.1 Těžké kovy | 3 |
| 2.1.1 Zdroje a šíření těžkých kovů v životním prostředí | 3 |
| 2.1.2 Ekologická a zdravotní rizika způsobená těžkými kovy | 5 |
| 2.1.3 Biologická přístupnost těžkých kovů | 7 |
| 2.1.4 Olovo | 8 |
| 2.1.5 Kadmium | 9 |
| 2.1.6 Stanovení těžkých kovů v půdě a v biomase | 11 |
| 2.1.7 Metody analýzy těžkých kovů v půdě a v biomase | 12 |
| 2.2 Využití rostlin při údržbě kontaminovaných půd | 13 |
| 2.2.1 Remediací kontaminovaných půd | 13 |
| 2.2.2 Fytoremediace | 14 |
| 2.2.3 Příjem těžkých kovů rostlinami | 16 |
| 2.2.4 Schopnost rostlin hromadit těžké kovy v biomase | 18 |
| 2.2.5 Příjem kadmia rostlinami | 19 |
| 2.2.6 Příjem olova rostlinami | 20 |
| 2.3 Rostliny využitelné pro fytoremediace | 21 |
| 2.3.1 Rychle rostoucí dřeviny | 22 |
| 2.3.2 Rychle rostoucí dřeviny s vysokou schopností hromadit těžké kovy | 23 |
| 2.3.3 Botanický popis rodu <i>Populus</i> sp. | 24 |
| 2.3.4 Botanický popis rodu <i>Salix</i> sp. | 24 |

| | | |
|----------|----------------------------------------------------------|------------|
| 3 | Experimentální část | 26 |
| 3.1 | Charakteristika oblasti | 26 |
| 3.2 | Popis vybraných klonů rychle rostoucích dřevin | 27 |
| 3.3 | Založení pokusu | 27 |
| 3.4 | Sběr a analýza vzorků | 28 |
| 3.5 | Vyhodnocení výsledků | 28 |
| 3.5.1 | Aritmetický průměr | 29 |
| 3.5.2 | Směrodatná odchylka | 29 |
| 3.6 | Výsledky | 29 |
| 3.6.1 | Obsah Cd a Pb v nadzemní biomase | 29 |
| 3.6.2 | Výnos biomasy | 31 |
| 3.6.3 | Popis poškození rostlin | 32 |
| 3.6.3.1 | Hodnocení rozsahu nekrot | 33 |
| 3.6.4 | Transferfaktor | 35 |
| 3.6.5 | Odběr prvku rostlinou | 36 |
| 4 | Diskuze | 37 |
| 5 | Závěr | 39 |
| | Použitá literatura | 44 |
| A | Design experimentální plantáže | I |
| B | Výsledky naměřených koncentrací kadmia v biomase | II |
| C | Výsledky naměřených koncentrací olova v biomase | III |

Seznam obrázků

| | | |
|-----|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 2.1 | Zdroje a způsoby uvolňování kovů do životního prostředí (Adriano, 2001) | 4 |
| 2.2 | Expoziční vstupy a potenciální místa akumulace kovů v lidském organismu (Adriano, 2001) | 5 |
| 2.3 | Schéma procesů v půdním systému, které ovlivňují rozpuštěné a nerozpuštěné kovy (Adriano, 2001). | 7 |
| 2.4 | Možný transport dvoumocných kovů do buňky vyšších rostlin (Adriano, 2001). . . | 17 |
| 2.5 | Relativní příjem a akumulací potenciál rostlin (Adriano, 2001) | 19 |
| 3.1 | Poměr obsahů Cd v biomase; obsah ve výhonech znormován na hodnotu 1 a obsah v listech dopočítán v odpovídajícím poměru | 31 |
| 3.2 | Poměr obsahů Pb v biomase; obsah ve výhonech znormován na hodnotu 1 a obsah v listech dopočítán v odpovídajícím poměru | 31 |
| 3.3 | Procentické zastoupení jednotlivých částí rostlin na celkovém výnosu | 32 |
| 3.4 | Chloróza na řízku topolu (fotografoval Ing. Jan Habart) | 33 |
| 3.5 | Chloróza na řízku topolu (fotografoval Ing. Jan Habart) | 33 |
| 3.6 | Nekróza na řízku topolu (fotografoval Ing. Jan Habart) | 34 |
| 3.7 | Nekróza na řízku topolu (fotografoval Ing. Jan Habart) | 34 |
| 3.8 | Poměr poškození rostlin nekrotou; silné poškození znormováno na hodnotu 1 a slabé poškození dopočítáno v odpovídajícím poměru | 34 |
| A.1 | Design experimentální plantáže | I |

Seznam tabulek

| | | |
|-----|---------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 2.1 | Rostliny s hyperakumulační vlastností TK | 21 |
| 3.1 | Celkový obsah vybraných prvků ve vzorcích půdy Litávka 2008 [mg.kg-1] | 26 |
| 3.2 | Označení jednotlivých variant a klonů | 28 |
| 3.3 | Obsah sledovaných kovů v nadzemní biomase | 30 |
| 3.4 | Výnos biomasy jedné rostliny v sušině[g] | 32 |
| 3.5 | Hodnocení rozsahu nekrot (26/2/09) | 35 |
| 3.6 | Transferkoeficienty | 35 |
| 3.7 | Odběr prvku částmi rostlin [μ g] | 36 |
| B.1 | Obsah kadmia v nadzemní biomase | II |
| C.1 | Obsah olova v nadzemní biomase | III |

1. Úvod

Prací zahradníků bývá projektování a realizace rekreačních oblastí a zahrad. Ne vždy jsou ovšem podmínky pro zakládání těchto areálů optimální. I v takovém případě by měl být zahradník schopný vytvořit projekt, který by neohrozil zdraví člověka a příliš neporušil krajinný ráz. Právě proto se tato práce snaží poukázat i na další možná využití rostlin, než jen k okrasným účelům nebo tvorbě biomasy. Využití rychle rostoucích dřevin pro ozdravení kontaminovaných půd se nabízí jako slibné řešení problému kontaminovaných půd a to nejen díky výslednému efektu ozdravení, kterého by se dalo dosáhnout i jinými metodami, ale díky estetickému působení této metody, které fyzikální, chemické a mechanické metody remediací postrádají.

Dalším důvodem je i to, že problematika růstu rostlin na kontaminovaných půdách úzce souvisí s výživou rostlin. To je obor, který musí zahradník dobře ovládat, aby byl schopný zajistit co nejlepší podmínky pro růst rostlin při realizaci svých projektů.

Kontaminace životního prostředí představuje závažný problém, který se v průběhu času zhoršuje a jeho řešení se proto stává naléhavějším. Se stále narůstající intenzitou automobilové a letecké dopravy a rozvíjející se průmyslovou výrobou je do životního prostředí uvolňováno stále větší množství těžkých kovů. Tyto kovy představují pro člověka riziko hlavně v potravním řetězci a proto se v současné době hledají stále nové a účinnější metody, které by mohly být použity k remediacím kontaminovaných oblastí. Většina těchto metod je ale drahá a proto nevhodná k plošnému použití. Slibnou metodou se zdá být fytoremediace. Principem této metody je využití rostlin s vysokou schopností vázání kontaminantů do své biomasy.

Tato práce se zaměřuje především na využití vrb a topolů, které jsou vhodné právě díky rychlé tvorbě velkého množství biomasy. Procesy, kterými se ukládají těžké kovy do biomasy, jsou popsány v literární rešerši. Vysvětleny jsou zde také způsoby, kterými se těžké kovy v životním prostředí šíří, možné zdroje kontaminací těžkými kovy a rizika s tímto spojená, nejpoužívanější metody, kterými se stanovuje obsah těžkých kovů v rostlinných materiálech a také biologické vlastnosti těchto dvou taxonů (r. *Salix* a r. *Populus*).

V experimentální části práce je popsán pokus probíhající v kontaminované oblasti Příbramska, jehož cílem bylo sledovat akumulaci olova a kadmia v listech, stoncích topolů a vrb rostoucích v této oblasti.

Srovnání těchto výsledků s teoretickými předpoklady a posouzením vhodnosti využití této metody v praxi bude zhodnoceno v závěru práce.

Cílem této práce je prověřit možnost využití rychle rostoucích dřevin k remediaci půd kontaminovaných těžkými kovy. Práce se zabývá zejména remediací půdy zamořené kadmíem a olovem, vzhledem k jejich toxicitě, mobilitě a množství ve kterém se vyskytují ve zkoumané oblasti (Příbramsko). Takto ozdravené půdy by pak měly být využívány především k rekreačním účelům.

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1 Těžké kovy

Pro pojem těžké kovy není definováno přesné vysvětlení. Tento pojem je nejednoznačný a je rozporuplně používán ve vědecké literatuře již po desetiletí (Hawkes, 1997). Přestože jsou kovy rozdělovány na lehké a těžké dle atomového čísla, pozice v periodické soustavě prvků a specifické hmotnosti, neexistuje jedna univerzálně přijatelná definice (Duffus, 2001).

Stále častěji jsou pojmem těžké kovy (dále jen TK) označovány kovy a polokovy, které jsou nejčastěji spojovány se znečištěním a toxicitou (rtuť, olovo, kadmium, arsen) a můžeme je tedy označit za toxické kovy, ale zahrnuty jsou do tohoto pojmu i další kovy, které organismy potřebují ve stopových koncentracích ke svému životu (kobalt, měď, mangan, molybden, vanad a zinek) a ty jsou označeny za esenciální (Adriano, 2001).

2.1.1 Zdroje a šíření těžkých kovů v životním prostředí

Kovy jsou přirozeně přítomny v zemské kůře a stopová množství kovů jsou průběžně uvolňována do životního prostředí rozpouštěním hornin a minerálů (Choudhury a Srivastava, 2001). Toxické kovy jsou do životního prostředí uvolňovány v různých podobách. Na jejich šíření se podílí člověk svou činností, ale mohou být také uvolňovány nezávisle na vlivu člověka.

Jedním z faktorů, které člověk neovlivní, je právě složení půdy, které je závislé na tom z jaké mateční horniny půda vznikala (Cannon, 1978; Mitchel, 1964). Co už ale člověk ovlivnit může, je podíl znečištění, který je spojený s důsledkem jeho vlastní činnosti. Zejména se stále se zvyšující intenzitou průmyslové výroby je do životního prostředí uvolňováno stále větší množství odpadů. Hlavními zdroji znečištění je zpracování některých rud (Zn, Pb, As, Cd, Cu, Cr, Tl) nebo produkce elektrické energie spalováním uhlí (As, Cd, Pb, Mn, Hg, Mo, Ni, Se, V a Zn). Dalšími zdroji jsou pak skládky městských odpadů, vřakoviště a šrotiště (As, Cr, Cu, Pb, Mn a Zn)(Adriano, 2001).

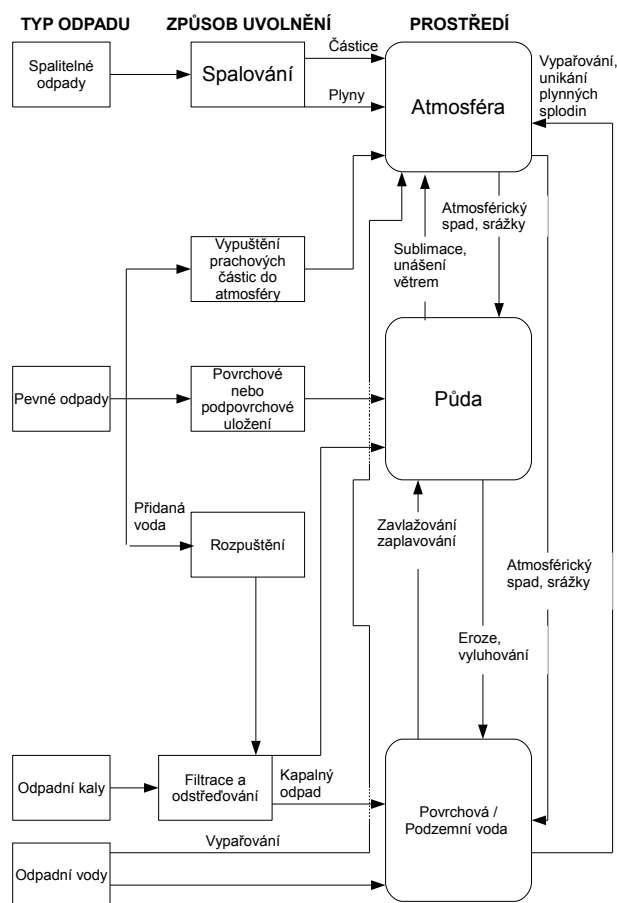
Biologické pevné odpady, jako jsou třeba čistírenské kaly, biologické odpady z domácností a některé průmyslové bioodpady, jsou také jejich důležitým zdrojem, který nelze zanedbat.

Při jejich zpracování se využívá několik čistících procesů, při kterých dochází k odstraňování škodlivých látek a organismů. Využití těchto bioodpadů pak může ovlivnit obsah těchto tří složek: živin, potenciálně toxických kovů a patogenů.

Intenzivní využití půd v zemědělství může být dalším zdrojem kontaminace, který může člověk ovlivnit. Především v Evropě a Severní Americe jsou aplikovány vysoké dávky hnojiv, pesticidů a dalších půdních doplňků, které ve svých složkách TK obsahují. Fosforečná hnojiva a odpadní kaly jsou považovány za největší zdroje TK ze zemědělské činnosti. Následně pak dochází k vyplavování TK do spodních vod (Adriano, 2001).

Úspěšným příkladem snahy člověka o snížení produkce nebezpečných odpadů je používání bezolovnatého benzínu. Po jeho zavedení došlo k výraznému snížení obsahu olovnatých částic v ovzduší.

Na Obr. 2.1 jsou uvedeny hlavní cesty šíření toxických kovů z odpadů vyprodukovaných člověkem do životního prostředí.

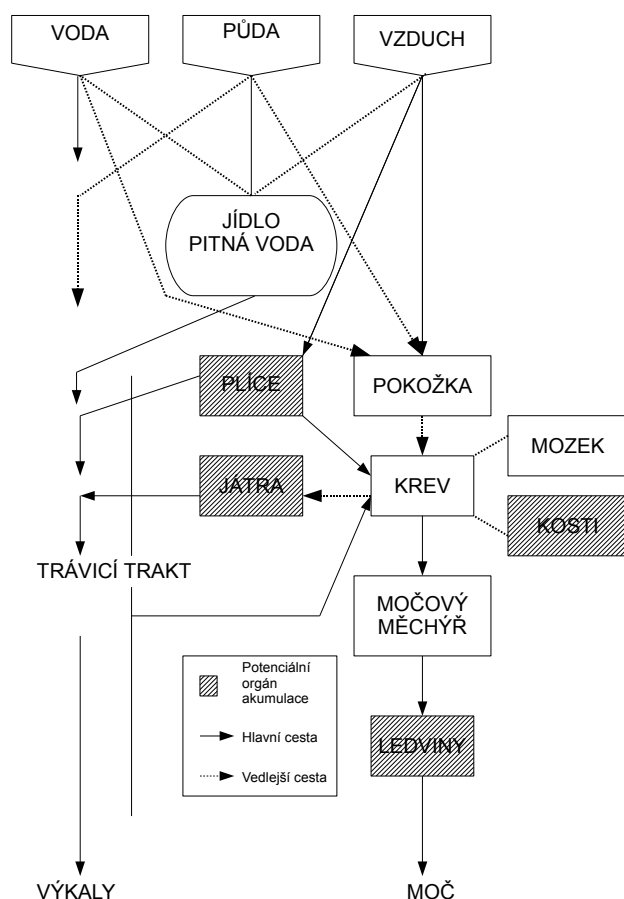


Obrázek 2.1: Zdroje a způsoby uvolňování kovů do životního prostředí (Adriano, 2001)

2.1.2 Ekologická a zdravotní rizika způsobená těžkými kovy

Všechny sloučeniny kovů spojuje jedna společná vlastnost, kterou je toxický účinek na všechny živé organismy (Choudhury and Srivastava, 2001). Zatímco některé z TK (Cu, Zn, Fe, Mn, Ni, Co) jsou v malých koncentracích nezbytné pro vývoj buňky, jejich vysoké koncentrace mají naopak toxický účinek. Buňky proto mají vyvinutý více či méně specifický transportní mechanismus pro každý z těchto kovů. Tyto mechanismy však mohou transportovat i kovy, které nemají metabolickou úlohu (Cd, Pb, Hg, As).

Toxicita TK je pak důsledkem reakcí, při kterých TK zastaví nebo naruší biologické procesy tím, že blokuje funkční skupiny biomolekul nebo nahradí esenciální prvky v molekulách. Otravy TK mohou být způsobeny přímým kontaktem s jedovatými chemikáliemi (u živočichů například inhalací nebo kontaktem s pokožkou) nebo nepřímo prostřednictvím potravního řetězce, který je nejčastějším zdrojem otrav pro člověka (Bencko, 1995). Na Obr. 2.2 jsou uvedeny vstupní cesty kontaminace a případná místa akumulace TK v lidském těle.



Obrázek 2.2: Expoziční vstupy a potenciální místa akumulace kovů v lidském organismu (Adriano, 2001)

Kadmium se do lidského organismu dostává nejčastěji požitím kontaminované potravy nebo vdechnutím prahových částic (Bencko, 1995). Kuřáci bývají vystaveni větším zátěžím, protože cigarety obsahují kadmium, které je inhalováno při jejich kouření. Pro zbytek populace je hlavním zdrojem potrava. Naštěstí absorpce kadmia v trávicím ústrojí je omezena na pouhých 6 %. Velkou roli v metabolismu kadmia hraje bílkovina metallothionein. Kadmium má k této bílkovině silnou afinitu a ta je pak hlavním bioakumulátorem kadmia v těle, které se hromadí především v ledvinách a játrech (Hutton, 1987). Pokud se již kadmium do těla dostalo, jeho odbourávání je dlouhodobý proces s biologickým poločasem rozpadu větším než 10 let (Bencko, 1995). Ledviny jsou prvním orgánem, který vykazuje známky otravy. Prvním příznakem je zvýšená tvorba bílkovin v moči, která je způsobená vylučováním nízkomolekulárních bílkovin, především α_2 -, β_2 - a γ - globulinů (Hutton, 1987).

Olovo se stejně jako kadmium dostává do lidského těla především inhalací prahových částic nebo požitím kontaminované potravy. V závislosti na velikosti částic a rozpustnosti sloučenin olova se při inhalaci par a dýmů vstřebává plicemi až 40 % z celkového vdechnutého množství. V trávicí soustavě se vstřebává asi 5–10 % (Bencko, 1995). Olovo způsobuje poruchu tvorby hemu (nebílkovinná složka hemoglobinu), dysfunkci nervového systému a poruchu močových cest. Olovo také blokuje některé enzymy, především ALA-dehydratázu, která je nezbytná při tvorbě hemu. Místem akumulace v lidském těle jsou kosti, ledviny, a játra (Hutton, 1987). V trávicím traktu je olovo absorbováno podobně jako kadmium a jeho biologický poločas rozpadu je víc než 20 let (Bencko, 1995).

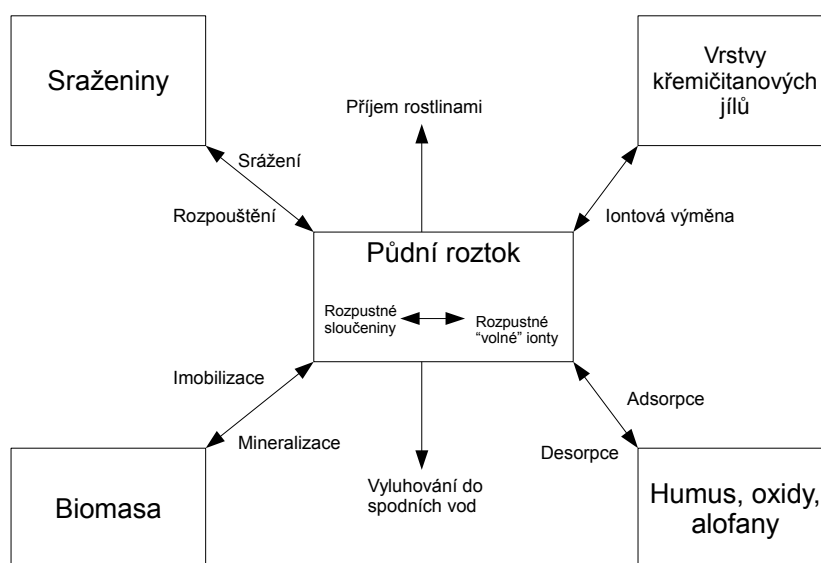
Rtuť se do těla dostává především inhalací jejích výparů. Velmi efektivně je absorbována v plicích, odkud se přenáší krví až do mozku, který je považován za hlavní akumulátor rtuti v těle. Toxickým účinkem anorganické rtuti je třesení a mentální onemocnění nazývané eretismus. Absorpce anorganické rtuti v trávicím ústrojí je v podstatě nulová (Bencko, 1995). Rtuť může být ale v životním prostředí methylována. Absorpce této formy v trávicím ústrojí je potom okolo 95 % a přetrvává v těle okolo 70 dní. Vylučována je žlučí do střev a odtud potom stolicí. (Hutton, 1987) I v tomto případě je hlavním centrem působení mozek, ovšem s jiným projevem symptomů. Ovlivněna je centrální nervová soustava především funkce zraku, sluchu, hmatu a celkové koordinace (Hutton, 1987).

Arsen má mnoho různých organických i anorganických sloučenin, které mohou člověku způsobit otravu. Jeho jedovaté účinky jsou známé už několik století a proto byl používán jako účinný nástroj travičů ve středověku. Později byl využíván jako součást léků (Bencko, 1995). Sloučeniny trojmocného arsenu jsou všeobecně jedovatější než sloučeniny arsenu pětimocného, neboť mohou lépe vnikat do těla. Většina sloučenin arsenu je vstřebávána v trávicím ústrojí (až 80 %), ale současně je i rychle vyloučena močí. Typickým příznakem chronické otravy je hyperkeratotické ztlustění kůže na dlaních a chodidlech. Běžné jsou také tumory vyskytující se na

rukách a chodidlech (Hutton, 1987). Voda kontaminovaná arsenem je v současnosti považována za nejčastější možný zdroj otravy (Bencko, 1995). Mezi nejedovatější známé sloučeniny arsenu patří oxid arsenitý As_2O_3 (arsenik, otrušík), chlorid arsenitý AsCl_3 , dále arsenovodík AsH_3 a z organických sloučenin je nejvýznamnější lewisit (směs mono-, di- a trichlorvinylarsinu), který byl používán jako bojový plyn.

2.1.3 Biologická přístupnost těžkých kovů

Reakce půdního systému, které ovlivňují mobilitu TK jsou popsány na Obr. 2.3.



Obrázek 2.3: Schéma procesů v půdním systému, které ovlivňují rozpustěné a nerozpustěné kovy (Adriano, 2001).

Šíření TK je závislé především na mobilitě a rozpustnosti. Tyto dva faktory mají velký význam na přístupnosti kovů organismům. V půdním prostředí je to především pH, přítomnost organických látek, redoxní potenciál a oxidy Fe a Mn. S mobilitou kovových iontů je spjata rozpustnost sloučenin ve vodě. Čím je sloučenina rozpustnější, tím je mobilita kovu vyšší. U rozpustěných látek záleží také na tom, zda jde o nestálou hydratovanou iontovou sloučeninu nebo o stabilní komplex. Důležitá je rozpustnost sloučenin TK v kyselinách. Především v kyselině sírové a dusičné, které jsou často v nízkých koncentracích přítomné v životním prostředí.

Ovlivnit biologickou přístupnost kovů je možné například použitím roztoků obsahujících chelatační činidla (EDTA, DTPA). Ty způsobují to, že komplexní sloučeniny TK jsou rozděleny na díly, které jsou pak biologicky přístupnější pro rostliny. Kos a Grčman (2003) popisují ve

svém pokusu, že přidavek kyseliny ethylendiaminotetraoctové (EDTA) zvýšil podíl rostlinám přístupného Pb, Zn a Cd v půdě.

Jedním z nejvýznamnějších faktorů ovlivňujících biologickou přístupnost TK je pH. Jeho hodnoty totiž ovlivňují náboj povrchu křemičitanových vrstev, sorpci iontů, komplexotvorné reakce organické hmoty a oxidy železa a hliníku. Některé kovy jsou mnohem mobilnější v alkalickém prostředí (pH=8). Je to například chrom, arsen, molybden, vanad a selen, naopak v kyselém prostředí (pH=5) byl příjem kobaltu, boru, mědi, manganu a zinku rostlinami mnohem menší (Hodgson, 1963).

Kationtová výměnná kapacita (KVK) je velmi závislá na množství a typu jílových částic, organické hmotě a oxidech Fe, Al a Mn, které půda obsahuje. Ve výsledku je možné říct, že čím je KVK vyšší, tím větší množství kovů může půda zadržovat bez potenciálních rizik (Adriano, 2001).

Redoxní potenciál může mít v oxidovaných půdách hodnotu okolo +400 až +700 mV. V sedimentech a zaplavených půdách se jeho hodnota pohybuje od -400 (silně redukované) do +700 (oxidované půdy) (Gambrell a Patrick, 1978). V redukčních podmínkách pak kovy tvoří sulfidy. Tyto sulfidy jsou nerozpustné a proto je mobilita kovů v těchto půdách nižší než v půdách s oxidačními podmínkami (Adriano, 2001).

2.1.4 Olovo

Olovo má protonové číslo 82, je to modro-šedý kov, který se v malých množstvích nachází v zemské kůře. Olovo je měkký, dobře kujný a tažný kov, který špatně vede elektrický proud a je odolný vůči korozi. Patří do IV. A skupiny periodické soustavy prvků. Jeho atomová hmotnost je 207,2, taje při 328°C a má hustotu 11,4 g.cm⁻³. Vyskytuje se ve druhém nebo čtvrtém oxidačním stupni. Ve většině organických sloučenin pak je ve formě Pb²⁺. Olovo má čtyři stabilní izotopy a dva radioaktivní, které jsou využívány při laboratorních pokusech. Čisté olovo je ve vodě nerozpustné, jeho uhličitanové a hydroxidové soli jsou také téměř nerozpustné, jen chloridy a boridy olova jsou slabě rozpustné. Díky jejich používání jako antidektonační složky v benzínu jsou tetramethyl-Pb a tetraethyl-Pb nejdůležitějšími organo-olovnatými sloučeninami (Adriano, 2001).

Ze všech těžkých kovů je olovo v zemské kůře nejhojnější. Jeho koncentrace se pohybují mezi 13-16 ppm (Swaine, 1978). Přestože se olovo vyskytuje ve více než 200 minerálech, jen několik z nich je běžných (PbS, PbCO₃, PbSO₄)(Adriano, 2001).

První datované nálezy o použití olova jsou známy již z období 4000 let před naším letopočtem. Od těch dob se produkce olova stále zvyšovala až na současných několik milionů tun

ročně. Hlavními producenty jsou potom USA, Austrálie a Rusko. V některých zemích, z nichž nejvýznamnější podíl má asi USA, produkce olova v recyklačních továrnách převyšuje jeho výrobu těžbou.

Olovo se používá především na výrobu velkých akumulátorů elektrické energie, barviv, munice a jako antidekonační přísada do paliva. V menším množství se pak olovo využívá pro stínění proti radiačnímu záření, keramické glazury, sklo, rybářská závaží, tepelný stabilizátor do PVC plastů a v některých zemích jako přísada do pesticidů.

Znečištění životního prostředí olovem začala být věnována zvýšená pozornost po jeho aplikaci do benzínu jako antidekonační přísady. Tím došlo k jeho rapidnímu rozšíření do ovzduší a následně kontaminací spadem a srážkami. Jako u většiny TK celková koncentrace Pb v půdě není dobrým indikátorem jeho přístupu pro rostliny. Jeho přístupu je ovlivněna hlavně pH půdy, typem rostliny a složením půdy. Ačkoliv akumulace olova závisí na půdních procesech, klimatických a topografických podmínkách, většina se kumuluje v prvních několika centimetrech půdy a s narůstající hloubkou potom jeho koncentrace klesá.

Rostliny mohou olovo přijímat kořenovým systémem a nebo listy. Množství akumulovaného olova ovšem silně závisí na vlastnostech jednotlivých rostlinných druhů. Existuje obecná shoda, že se olovo akumuluje v kořenech a jen nepatrná část je pak transportována do nadzemních částí rostliny (Adriano, 2001). Kos et al. (2003) ve svém pokuse popisují, že po přidání EDTA (ethyldiamin-tetraoctová kyselina) došlo k více než 48 násobnému zvýšení obsahu v nadzemních částech u *Sinapis alba*. EDTA má na rozdělování sloučenin olova větší význam než například u kadmia a zinku. To je dáno větší konstantou stability Pb-EDTA komplexu ($\log K_s=17.88$), zatímco u Zn-EDTA ($\log K_s=16.44$) a u Cd-EDTA ($\log K_s=16.36$) (Bucheli-Witschel a Engli 2001). Kořenový transport olova rozpuštěného v půdním roztoku z vnějšího prostředí do kořenového xylému probíhá dvěma hlavními cestami: apoplasticky (volnými prostory mezi buněčnými membránami) a symplasticky (skrze buněčné membrány) (Adriano, 2001). Olovo je díky své silné vazbě na půdní komplexy a nízké přístupu pro rostliny relativně málo toxické. Pokud jsou však rostliny jeho působení vystaveny dlouhodobě, může olovo měnit některé biochemické procesy, mezi které například patří mitochondriální dýchání (Keppe a Miller, 1970) a fotosyntéza (Bazzaz et al., 1974). Přestože je olovo v experimentálních podmínkách pro rostliny toxické, málokdy je toxické v polních podmínkách pokud nejsou jeho koncentrace extrémně vysoké (Adriano, 2001).

2.1.5 Kadmium

Kadmium je měkký, tažný, stříbřitě-bílý, lesklý, elektroaktivní kov s atomovou hmotností 112,4, hustotou $8,64 \text{ g.cm}^{-3}$ a bodem tání při 321°C . Má 9 stabilních izotopů. Kadmium je

přechodný kov II-B skupiny periodické soustavy prvků. V přírodě se vyskytuje nejčastěji ve formě Cd^{2+} iontu v podobě nerozpustného CdS . Tvoří také komplexy s amoniakem a kyanidovou skupinou a často je i součástí složitých organických aminosloučenin, chlorokomplexů, sírových komplexů a chelátů. Cd^{2+} ionty tvoří nerozpustné obvykle hydratované bílé sloučeniny s uhličitany, arseničnany, fosforečnany, oxaláty a ferrokyanidy. Vyskytuje se hlavně v Zn, Pb-Zn, Pb-Cu-Zn rudách. Kadmium je snadno rozpustné v kyselině dusičné, ale jen pomalu se rozpouští v kyselině chlorovodíkové a sírové. Jeho nízký bod tání je důležitou vlastností při tvorbě nízkotavných slitin. Přestože jeho povrch velmi snadno oxiduje, je velmi odolný proti korozi (Adriano, 2001).

Kadmium je komerčně produkováno jako vedlejší produkt při výrobě zinku. Nejširší využití má v podobě slitin, ale je také součástí barviv, baterií (NiCd akumulátory), stabilizátorů při výrobě polyvinyl-plastů a nemálo se využívá při elektrolytickém pokovování. Dokonce už $8 \mu\text{m}$ silná vrstva je dostatečná pro ochranu železa a oceli proti korozi (Adriano, 2001).

Vyskytuje se jak v půdě a vodě, tak i v rostlinách a živých organismech. Nejčastěji uváděná koncentrace kadmia v zemské kůře je <1 ppm, ale tato koncentrace může být značně ovlivněna lidskou činností nebo rozpouštěním matečních hornin s vysokou koncentrací kadmia (Adriano, 2001).

Kadmium je v půdním profilu převážně nepohyblivé. Půdy kontaminované spadem při zpracování rud vykazovaly znečištění do hloubky 30 až 40 cm (John et al., 1972; Kobayashi, 1978). Na kalových půdách, kde byl aplikován kal po dobu 12 let, zůstalo převážně všechno Cd v prvních 20 cm profilu (Andersson a Nilson, 1972). Stejně tak jako na kyselých půdách s aplikací 17 tun odpadních kalů na 1 ha zůstala většina Cd v hloubce do 15 cm pod povrchem (Boswel, 1975).

Biologická přístupnost kadmia pro rostliny je lépe předvídatelná při použití biologicky přístupných extraktantů, než celkový obsah Cd v půdě. Mobilita a biologická přístupnost kadmia je ovlivňována použitím některých chemických extraktantů, do kterých patří slabé kyseliny, neutrální soli a chelátotvorné látky. Protože efektivita a předvídatelnost použitých extraktantů může být značně ovlivněna půdními i rostlinnými faktory, neexistuje žádný universální extraktant. (Adriano, 2001).

Chemická podobnost kadmia se zinkem a jejich blízké sdružení v geologických ložiscích má za následek to, že rostliny mohou pravděpodobně přijímat kadmium místo zinku, který je pro jejich život esenciální (Vallee a Ulmer, 1972). Za normálních podmínek rostliny akumulují jen malá množství kadmia. V půdách s vysokým obsahem kadmia je však rychle transportováno kořenovým systémem a distribuováno do ostatních pletiv rostliny (Adriano, 2001). Toxicita kadmia v rostlinách způsobuje onemocnění podobné Fe-chloróze a jako další projev může být až nekróza, vadnutí, červeno-oranžové zbarvení listů a zakrslost.

2.1.6 Stanovení těžkých kovů v půdě a v biomase

Protože se TK v půdě a v biomase vyskytují ve většině případů jen ve stopových množstvích, je potřeba dodržovat určité zásady, které zajistí co nejvyšší přesnost stanovení. Celý tento postup počíná odběrem vzorku až po vlastní měření by měl probíhat za takových podmínek, při kterých nedojde k druhotnému znečištění vzorku. To je možné zajistit používáním vhodného nádobí pro přechovávání chemikálií vysoké čistoty a pro provádění stopových analýz. Toto nádobí bývá vyrobeno z křemene, platiny, teflonu nebo polyethylenu. Při provádění analýzy se obecně snažíme zabránit ulpívání analytů na povrchu používaného chemického nádobí. Skleněné nádobí není příliš vhodné, ale pokud ho chceme přesto použít, tak jeho povrch nesmí být narušený. K čištění nádobí je možné efektivně použít HCl, případně směs HNO₃ a H₂SO₄. Takto vyčištěné nádobí je potom ještě potřeba opláchnout destilovanou vodou. K zahřívání je nevhodné používat kahany, lepší jsou elektricky vyhřívané topné desky z nekovových materiálů.

Odběr vzorků půdy se obvykle provádí do plastových (dokonale čistých) nádobek speciálním rýčem, vrtákem nebo vzorkovačem, obvykle do hloubky asi 20cm. Odebraný vzorek musí být správně označen. Nesmí chybět číslo vzorku, jméno kdo odebíral, datum, označení místa odběru (mapka, plánec), hloubka odběru, popis typu půdy, hloubka hladiny spodní vody (pokud je známa), teplota, srážky.

Kapalné vzorky je často potřeba zakonzervovat (okyselení vzorků vody pro analýzu AAS, AES nebo ICP-MS), při odběru plynných vzorků je vhodné zakonzentrovat analyt (adsorpce analytu na vhodný nosič). Navážky pevných vzorků pro analýzy v řádu ppb či ppm se pohybují kolem 0,1 až 10 g.

První úpravou vzorku v laboratoři je odstranění hrubých nečistot (kamení, dřevo, tráva), pak následuje sušení (někdy přepočítání výsledků na suchou hmotu - sušinu) a homogenizace.

V dalším kroku se terénní vzorek rozděluje do několika analytických vzorků (při dělení postupujeme tzv. kvartováním). Postup od terénního vzorku k analytickému je často zatížen vznikem chyby, při které může často docházet ke ztrátám analytu nebo k jeho znečištění. Ke ztrátám dochází například při mineralizaci organického materiálu spalováním. Mineralizační postupy založené na účincích minerálních kyselin a oxidovadel, jsou vhodnější. Roztoky není možné filtrovat filtračním papírem (adsorpce analytů, iontová výměna).

Před vlastním stanovením prvku je někdy nutné jej separovat od matrice, která při stanovení ruší nebo je jeho koncentrace v matrici malá (Matoušek, 1981). Kvantitativní separace stanoveného prvku od matrice vzorku je obvykle spojena s jeho zakonzentrováním. K separaci lze použít převedení analytu na těkavou formu, extrakci nebo iontovou výměnu.

K extrakci kovů ze vzorku mohou být použita vodou ředitelná rozpouštědla (tzv. mineralizace na mokré cestě):

- kyselina ethylendiamintetraoctová (EDTA)
- kyselina octová
- lučavka královská
- kyselina dusičná

Vzorky půdy není třeba rozpouštět, předpokládá se, že kovy nepronikly do křemičitanové matrice.

Další možností je tzv. mineralizace na suché cestě. Podstatou je usušení vzorku a jeho následné zuhelnatění a zpopelnění za přítomnosti vzduchu, popřípadě v atmosféře čistého vzduchu. Následně je třeba popel převést do kapalné formy. To se provádí rozpouštěním ve zředěné minerální kyselině (např. HNO_3 , HCl). Po extrakci nebo rozkladu vzorku se provádí jeho konečný rozbor.

2.1.7 Metody analýzy těžkých kovů v půdě a v biomase

Pro stanovení obsahu těžkých kovů v půdě a biomase můžeme zvolit několik instrumentálních analytických metod. Volba vhodné metody je potom závislá na požadované přesnosti stanovení a množství stanovovaných vzorků. Metody analýzy můžeme rozdělit na metody atomové spektrální analýzy, metody molekulové spektrální analýzy a elektroanalytické metody.

Z atomových spektrálních analýz je potom nejvhodnější atomová absorpční spektrometrie (AAS).

Je to moderní spektrometrická metoda, která je založena na měření atomových absorpčních spekter (rezonančních čar). Vztah mezi emisními a absorpčními spektry se řídí Kirchhoffovým zákonem, podle kterého látky absorbují záření stejných vlnových délek, jaké emitují. V praxi se potom měří rezonanční záření volných atomů prvku v plynném stavu. K excitaci je kapalná látka přivedena v plameni nebo vysokofrekvenčním ohřevem a vytváří absorpční prostředí. Tímto prostředím prochází záření daného prvku emitované z lampy, jejíž katoda je zhotovena z příslušného prvku a toto záření je absorpcí zeslabováno. Zeslabení záření je potom měřeno.

Přístroje používané k tomuto měření se nazývají atomové absorpční spektrometry. V současnosti jsou vybaveny výpočetní technikou s periferiemi a používají se ke kvantitativnímu stanovení stopových prvků (TK). Ke stanovení se obvykle používá plamenová technika, v některých případech i bezplamenová, ta pak může řádově zvýšit citlivost měření.

Z metod molekulové spektrální analýzy přichází v úvahu jen ultrafialová (UV) spektrometrie a viditelná (VID) spektrometrie.

Jsou to metody, jejichž princip spočívá v měření absorpčních molekulových spekter látek v kapalném stavu, která jsou způsobena přechody valenčních elektronů mezi jejich základními a excitovanými stavy, vyvolanými příslušným (UV,VID) zářením. Kvantitativní stanovení je založeno na Lambert-Beerově zákonu. Absorbance (Transmittance) je v jistém rozmezí úměrná koncentraci měřené látky. Měří se při vlnové délce v okolí maxima absorpční křivky, která je specifická pro každý prvek. Křivka se stanovuje kalibrací pomocí standardních roztoků. V laboratořích se používají moderní měřicí přístroje (spektrofotometry) vybavené mikroprocesory, které dovedou sami vyhodnotit koncentraci prvku přímo ve zvolených jednotkách.

Do elektrochemických metod, které jsou v tomto případě využitelné je vhodné zařadit pouze polarografii.

Principem je vyhodnocování závislosti elektrického proudu na napětí v elektrochemickém článku, který je tvořen dvojicí elektrod, ponořených do zkoumaného roztoku, kde jedna elektroda je rtuťová kapková a druhá elektroda je referentní. Na křivkách závislosti proudu protékajícího roztokem v závislosti na napětí se objevují tzv. polarografické vlny a jejich poloha charakterizuje jednotlivé druhy látek, které jsou v roztoku obsaženy. Koncentrace příslušné látky se určí z velikosti nárůstu proudu a druh látky se určí z hodnoty půlvlnného potenciálu.

2.2 Využití rostlin při údržbě kontaminovaných půd

Plnohodnotné využití kontaminovaných půd je možné až po jejich dekontaminaci (remediaci), čili zbavení zvýšeného množství kontaminantů.

2.2.1 Remediace kontaminovaných půd

Metody remediace je možné rozdělit na ex-situ a in-situ techniky. Techniku ex-situ je možné popsat jako odtěžení a transport kontaminované zeminy a její následné ošetření. Techniky in-situ provádějí dekontaminaci přímo na místě znečištění bez přesunu kontaminované zeminy. Oba uvedené způsoby využívají především fyzikálních a chemických principů. Při remediacích in-situ se nabízí i využití biologických metod (Iskandar a Adriano, 1997).

Mezi základní fyzikální ex-situ metody patří fyzikální separace, vitrifikace a žihání půdy (Iskandar a Adriano, 1997). Proces separací vychází z předpokladu, že těžké kovy jsou v půdě přednostně vázány na částice o určité velikosti. Po jejich separaci se zbylá část vyčištěné půdy vrací zpět. Proces vitrifikace je pyrolýzní proces při teplotách okolo 1200°C. Při těchto tep-

lotách dochází k tavení křemičitanů a zatavení rizikových prvků do těchto materiálů. Při žhání se využívá podobného principu, jen s tím rozdílem, že do půdy jsou navíc přidávány některé typy jílových minerálů (např. kaolinit) a směs se taví při teplotách 600–800°C. Zatavením kovů dojde k jejich imobilizaci.

Chemickými metodami ex-situ jsou solidifikace/stabilizace, enkapsulace, iontová výměna a promývání půdy (Iskandar a Adriano, 1997). Principem solidifikace (stabilizace) je smíšení půdy s materiálem (cement, podzol, termoplast, jíl), který zlepší její vazebné schopnosti. Tím dojde k imobilizaci kovů chemickými vazbami. Enkapsulace je obalení částic obsahující těžké kovy, polymery (např. polyethylenem nebo asfaltem) o nízké permeabilitě. Iontová výměna má obdobný princip jako solidifikace. Do půdy se přidávají jílové minerály a zeolity, které mají velký specifický povrch pro iontovou vazbu. Promývání půdy, extrakce půdy nebo mobilizace kovů jsou procesy, které fungují na opačném principu. Tyto metody se snaží kontaminanty z půdy odstranit (Iskandar a Adriano, 1997).

Mezi fyzikální in-situ metody patří vitrifikace, adsorpce, vytvoření zmrzlé vrstvy, ředění kontaminované zeminy nebo překrývání čistou zeminou. Vitrifikace funguje na stejném principu jako v ex-situ provedení jen s tím rozdílem, že probíhá přímo na místě a při teplotách 1600–2000°C. Adsorpce je založena na vazbách látek na povrch aktivního uhlíku po jeho přidání do půdy. Zmrzlé vrstvy konzervují stávající stav nebo se s jejich pomocí regulovaně promývá půda. Zmrazením ploch se v půdě vytvoří ledové bariéry, přes které při promývání rizikové prvky neprostoupí (Iskandar a Adriano, 1997). Při ředění se promíchává kontaminovaná zemina s čistou půdou. Tato metoda se využívá jen u méně kontaminovaných půd. Překrytí kontaminanty pouze izoluje vrstvou čisté zeminy. Nedochozí k jejich odstranění.

Chemické in-situ metody (neutralizace, precipitace, iontová výměna, elektrokinetika a promývání) jsou dalšími používanými technikami. Neutralizací se rozumí úprava pH půdy podle mobility TK v daném pH. Precipitace je vysrážení do nerozpustných sloučenin. Iontová výměna a promývání jsou podobné jako metody ex-situ (Iskandar a Adriano, 1997). Elektrokinetika využívá elektrické pole v půdě, které umožňuje pohyb iontů v půdním roztoku. Do půdy jsou aplikovány elektrody, které vytvoří elektrické pole a kationty kovů se potom vlivem stejnosměrného el. proudu hromadí v těsné blízkosti okolo katody.

Hlavními nevýhodami těchto metod je velká finanční náročnost a také potlačení až zrušení funkcí půdy.

2.2.2 Fytoremediace

Fytoremediace je metoda ozdravování půd znečištěných jak organickými, tak anorganickými kontaminanty, při které jsou využívány rostliny k přesunu, akumulaci nebo odstraňování konta-

minantů. Fytoremediace je často vysvětlována jako přímé použití rostlin k zadržení, zneškodnění nebo využití různých kontaminantů životního prostředí (Cunningham et al., 1995; Cunningham a Ow, 1996). Bylo zjištěno, že rostliny lze úspěšně použít k odstraňování především hydrofobních polutantů, jako jsou benzen, ethylbenzen, toluen, xylen, chlorovaná rozpouštědla a nitrosloučeniny (Demnerová, 2000). V optimálním případě by měla být výsledkem mineralizace organických sloučenin, s cílem zabránit transportu toxických látek do míst, kde by mohlo dojít k ohrožení lidského zdraví (Macek et al., 2004). Některé rostliny dokonce vykazují schopnost imobilizovat TK v kořenové zóně svými kořenovými exudáty (Blaylock a Huang, 2000) nebo je včlenit do své biomasy (Khan, 2001).

Uplatnění fytoremediace se osvědčuje spíše na povrchově kontaminovaných plochách, protože rostliny svým kořenovým systémem zasahují jen do určitých hloubek v půdním profilu (asi do 2,5m).

Fytoremediaci je možné rozdělit na tyto základní procesy:

- **Fytostabilizace** - Akumulace kontaminantů kořeny nebo precipitace v půdě kořenovými exudáty má za následek jejich imobilizaci a zredukování přístupnosti. Rostliny rostoucí na kontaminovaných místech mají také funkci stabilizační a půdopokryvnou, čímž snižují vodní a větrnou erozi a tím i přímý kontakt kontaminantů s živočichy. Rostliny s vysokou transpirační schopností, jako jsou trávy a pícniny, snižují množství odcházející vody kontaminovaných míst a tím i množství vyplavených kontaminantů. Kombinace těchto rostlin s terasovitou úpravou terénu a hustě a hlubokokořenicími dřevinami (např. topoly) může být efektivní kombinace (Berti a Cunningham, 2000).
- **Rhizofiltrace** - Odstraňuje kontaminanty z vody a vodních toků jako jsou zemědělské a průmyslové odtoky, v některých případech i radioaktivní odpady (Salt et al., 1998). Absorpce a adsorpce hrají v tomto procesu klíčovou roli.
- **Fytodegradace** - Rostliny jsou schopny některé látky po jejich přijetí ve svých pletivech, působením vnitřních nebo vyloučených enzymů, degradovat na látky se sníženou toxicitou a následně potom použít (Salt et al., 1998). V tomto případě se jedná především o organické sloučeniny. Tato degradace může probíhat přímo v pletivech rostliny nebo kořenové zóně.
- **Kořenová fytodegradace** - Stejně jako ve fytodegradaci i během tohoto procesu dochází k degradaci kontaminantů na méně škodlivé látky. V tomto případě však na tyto kontaminanty působí enzymy mikroorganismů žijících v kořenové zóně rostlin. Degradované kontaminanty jsou včleněny do těl těchto mikroorganismů nebo do půdní hmoty v oblasti rhizosféry. Typy rostlin rostoucích v těchto oblastech pak ovlivňují množství, diversitu a aktivitu mikrobiální populace (Kirk et al., 2005).

- **Fytovolatilizace** - Rostliny jsou schopné z půdy odstranit toxické látky také fytovolatilizací. V tomto procesu jsou rozpustné kontaminanty z půdy transportovány ve vodě pomocí kořenů do listů, kde vytěkají skrz průduchy do ovzduší (Newman et al., 2007).
- **Fytoextrakce** - Je nejvýznamnější metodou pro trvalé odstranění anorganických kontaminantů z kořenové zóny. Při fytoextrakci dochází k extrakci anorganických a organických sloučenin z půdy rostlinami a jejich akumulací v nadzemní biomase těchto rostlin (Salt et al., 1998). Látky nahromaděné v nadzemních částech jsou pak sklizeny a odstraňovány z kontaminované oblasti. Tato operace může být rozdělena na dva možné způsoby provedení: průběžnou a indukovanou fytoextrakci (Salt et al., 1998). Průběžná fytoextrakce využívá rostliny které akumulují vysoké koncentrace toxických kontaminantů do své biomasy v průběhu svého života (tzv. hyperakumulátory), zatímco indukovaná fytoextrakce využívá zvýšení jednorázové akumulace do rostlinného těla použitím extrakčních činidel, které zvýší biopřístupnost prvku rostlinám. Využití těchto extraktantů je však spojené s rizikem zvýšené rozpustnosti kontaminantů ve vodě a následnému transportu do hlubších půdních vrstev nebo do spodních vod (Lombi et al., 2001)

Využití fytoremediace má nespornou výhodu v její cenové dostupnosti a v některých případech také ve zlepšení estetického rázu jinak zdevastované krajiny. Další výhodou je, že rostliny nemají žádný negativní účinek na půdní vlastnosti, což by mělo pozitivní vliv na její další využití. Nevýhodou fytoremediace je to, že rostliny jsou živý organismus. Potřebují ke své výživě vodu, kyslík, světlo a živiny v půdě. Proto existuje velké množství faktorů, které mohou úspěšnou aplikaci ovlivnit. Další důležitý aspekt je to, že rostliny rostou pomalu a tudíž i výsledný efekt je dlouhodobý, na rozdíl od jiných fyzikálněchemických metod.

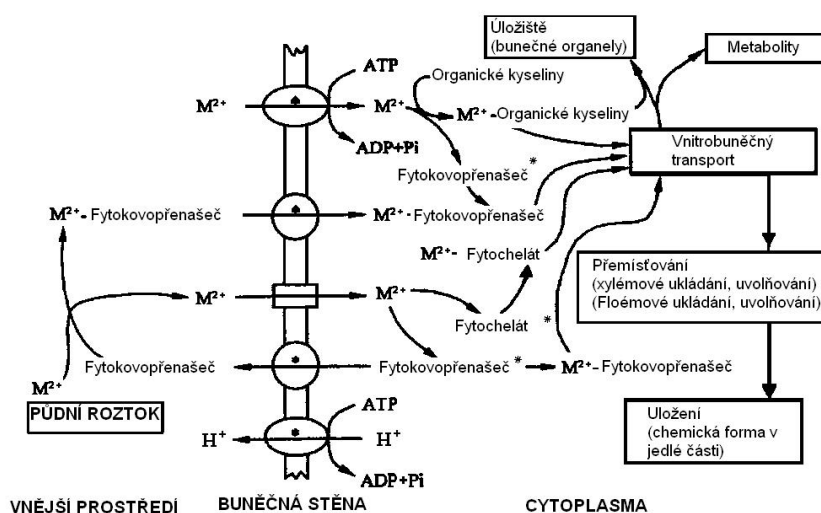
2.2.3 Příjem těžkých kovů rostlinami

Příjem kovů rostlinami probíhá v největší míře kořenovým systémem. Někteří autoři se zabývají i příjmem nadzemními částmi rostlin (např. Kabata-Pendias a Pendias, 2001), ale ve svých pracích tento příjem zmiňují jen okrajově. Příjem kořenovým systémem je poměrně složitý proces, který je možné popsat několika kroky (Das a Maiti, 2006):

- **Přechod kovů do roztoku v půdě** - Většina kovů se v půdě vyskytuje navázaná na povrchu minerálů či oxidů ve formě nerozpustných sloučenin. Rostliny využívají dvě metody jak zpřístupnit kovy z půdy. První metodou je okyselení rhizosféry vylučováním protonů iontovými pumpami plasmatické membrány a druhá je sekrece organických ligandů schopných chelatace s kovy. Rostliny vyvinuly tyto schopnosti k získávání esenciálních

kovů z půdy, ale v půdách s vyšším obsahem toxických prvků se uvolňují právě i tyto prvky (Lasat, 2000).

- **Příjem kořeny** - Rozpuštěné kovy mohou z půdního roztoku vstoupit do kořenů: symplastickou cestou, to je prostoupením plasmatické membrány pokožkových buněk na kořeni nebo apoplastickou cestou, což je prostupem mezibuněčnými prostory. I když apoplastický proud je jednou z možností, tak mnohem efektivnější způsob transportu je přes cévní systém rostliny (xylem). Pro vstoupení do xylemu musí roztoky prostoupit Caspariho proužky, které představují bariéru radiálnímu pronikání roztoků do kořene skrz buněčné stěny primární kůry. Adriano (2001) popisuje jako jeden z možných způsobů prostoupení kovu do buňky na následujícím obrázku Obr. 2.4.



Obrázek 2.4: Možný transport dvoumocných kovů do buňky vyšších rostlin (Adriano, 2001).

Většina toxických kovů prostoupí membrány pumpami a kanály určenými k transportu esenciálních prvků a to právě díky své podobě s esenciálními prvky a jejich následné záměně. Odolné rostliny přežívají právě díky své vysoké specifitě vůči esenciálním prvkům a nebo díky schopnosti vyloučit toxické kovy ze svého těla (Hall, 2002).

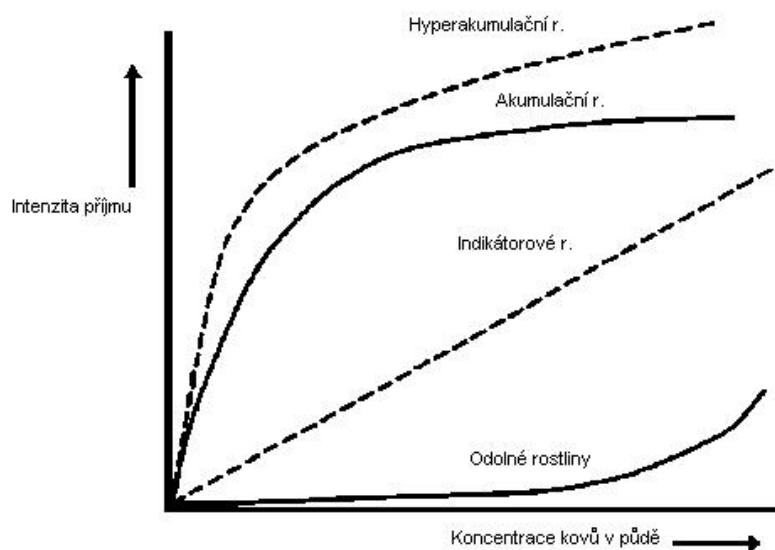
- **Transport do listů** - Pokud se TK dostanou do cévního systému rostliny, tak jsou dále transportovány do nadzemních částí, kde jsou ukládány do buněčných pletiv. Při tomto procesu opět musí TK prostoupit buněčnými membránami. Množství buněk do kterých se TK ukládají se liší druh od druhu mezi hyperakumulačními rostlinami.
- **Detoxifikace a/nebo chelatace** - Ve kterékoli části své cesty z půdy až do rostlinné

buněk může být toxická sloučenina (kov) konvertována na méně toxickou sloučeninu chemickou přeměnou nebo komplexací. Různé oxidační stavy toxických prvků mají velmi rozdílný příjem rostlinami nebo toxický účinek. Chelatace toxických prvků endogenními rostlinnými sloučeninami může mít velmi podobný efekt. Mnoho chelatačních činidel využívá jako ligand thiolovou skupinu. Bio syntetické cesty síry se ukázaly být kritickými pro hyperakumulační funkci (Van Huysen et al., 2004).

- **Ukládání a volatilizace** - Pro většinu TK je posledním krokem jejich uložení do buněčných pletiv tak, aby nemohly dál zasahovat do buněčných pochodů a narušovat tak životaschopnost rostliny. Nejčasteji jsou kovy a jejich sloučeniny ukládány v buněčné vakuole nebo do buněčné stěny (Wang a Evangelou, 1994). Některé sloučeniny mohou být volatilizovány buněčnými průduchy.

2.2.4 Schopnost rostlin hromadit těžké kovy v biomase

Všechny rostliny jsou schopné akumulovat do své biomasy ty těžké kovy, které jsou pro ně esenciální. Jen některé jsou však schopné akumulovat i neesenciální (toxické) kovy (Raskin, 2000; Tlustoš et al., 1997). Zatímco u některých rostlin vyžadujeme, aby tato schopnost byla co nejnižší (rostliny pro produkci potravin), tak u rostlin určených k fytoextrakčním účelům je potřeba, aby rostliny kumulovaly co nejvíce TK do své biomasy. Tato schopnost se ovšem druh od druhu liší a tak můžeme rostliny rozdělit na několik skupin (Tlustoš, 2006):



Obrázek 2.5: Relativní příjem a akumulací potenciál rostlin (Adriano, 2001)

- Odolné rostliny - jsou rostliny, kterým přítomnost TK neškodí a neakumulují je ve své biomase. Převážně jde o jednoleté trávy. Tyto rostliny je možné použít ke stabilizaci kontaminovaných oblastí.
- Indikátorové rostliny - je to většina zemědělských plodin, v jejichž částech je obsah TK více či méně úměrný obsahu přístupných TK v půdě.
- Akumulační rostliny - jsou takové rostliny, které do své biomasy akumulují větší množství kovů v závislosti na jejich koncentraci v půdě. Patří sem mnoho rostlin z čeledí *Brassicaceae* a *Compositae*. Tyto rostliny je pak vhodné využívat k fytoextrakčním účelům.
- Hyperakumulační rostliny - jsou schopny dokonce prosperovat na kontaminovaných půdách a do své biomasy akumulovat extrémně vysoká množství kovů. Stejně jako akumulací rostliny jsou i tyto vhodné pro použití k fytoextrakčním účelům.

2.2.5 Příjem kadmia rostlinami

Kadmium jako neesenciální prvek, který v rostlinném organismu nemá žádnou biologickou funkci (Adriano, 2001). Cd je přijímáno kořeny rostlin přes epidermis a přes kortex apoplastickou cestou (permeabilní buněčné stěny a vodivé svazky) nebo symplastickou cestou (protoplasty spojené plazmodezmami) do xylému, kde tvoří komplexy s ligandy (organické kyseliny).

liny a pravděpodobně fytochelatinu). Převážný podíl Cd je přijímán kořeny, kde také zůstává z větší části uložen. Množství přijatého Cd je značně závislé na půdních faktorech, kterými jsou pH, KVK, redoxní potenciál, přítomnost a množství organické hmoty, jiné kovy. Neméně pak množství přijatého Cd ovlivní vlastnosti rostliny, kterými je genotyp, rostlinný rod a druh (Adriano, 2001). Někteří autoři uvádějí i možný příjem listovou plochou, ale zmiňují ho jen okrajově (Kabata-Pendias a Pendias, 2001).

Dunbar et al. (2003) zkoumal pohyb Cd v bramborách a došel k závěru, že Cd se ukládá v rostlině v tomto pořadí: kořeny > nadzemní biomasa >> hlízy. Tento fakt potvrzuje pohyb Cd xylémem, ale také jeho export floémem.

Některé plodiny (především tabák) mají uloženo největší množství vstřebaného Cd v listech, a to až 80 % z přijatého množství (Mench et al., 1989; Macek et al., 2002). Také Keefer et al. (1986) sledoval množství Cd v kořenech a listech ředkvičky a mrkve a potvrdil vyšší množství uložené v nadzemní biomase. Z toho lze odvodit, že kadmium je v rostlinném pletivu relativně snadno distribuováno, což se snaží potvrdit i Angelová et al. (2008) ve svém pokusu.

Většina autorů se domnívá, že toxicita kadmia je způsobena inhibicí enzymatických reakcí, hlavně tvorbu chlorofylu a anthokyanů. Poškození rostlin kadmii je popisováno těmito symptomy: retardace růstu, poškození kořenů, listové chlorózy, červenohnědé zbarvení okrajů listů a žilnatiny (Kabata-Pendias a Pendias, 2001; Adriano, 2001).

2.2.6 Příjem olova rostlinami

Olovo je rostlinami přijímáno převážně kořenovým systémem z půdního rozotoku, ze kterého už téměř není distribuováno dál do rostlinného organismu. Příjem přes listovou plochu je však také možný. Rolfe (1973) vyzkoušel schopnost přijímat olovo na devíti druzích stromů v pěti půdách s různým obsahem Pb (0 až 600 ppm) a zjistil, že příjem je značně ovlivněn koncentrací olova v půdě, s tím že čím vyšší je obsah Pb v půdě tím vyšší je i příjem Pb rostlinou. Většina z tohoto olova pak byla uložena v kořenech a jen nízké koncentrace v listech a výhoncích.

Olovo je opět přijímáno jak apoplastickou cestou, tak i symplastickou. Přítomnost lipofilního Caspariho proužku na kořenové endodermis přerušuje apoplastický proud rozotoku a směřuje ho přes plasmatické membrány minimálně dvakrát, kde nastává selektivní transport stejně jako pasivní průnik (Wu et al., 1999).

Při chelátu indukovaném příjmu proudí většina hydrofilních sloučenin apoplastickou cestou, zatímco lipofilní sloučeniny jsou transportovány více symplastickou cestou. Sloučeniny, které jsou příliš hydrofilní (EDTA) a nebo příliš hydrofobní (benzinové aditivum tetraethyl Pb) nejsou rostlinami přednostně přijímány (Adriano, 2001). Snížený tok xylémem může vysvětlit některé zvýšené koncentrace v xylemu pozorované po aplikaci EDTA (Wu, 1999). Olovo může částečně

vytvářet i komplexy se složkami buněčné stěny (Adriano, 2001).

Všeobecně se předpokládá, že olovo obsažené v atmosféře zvyšuje obsah Pb obsaženého v rostlinách převážně spadem prachových částic. Prachové částice jsou však zcela nerozpustné sloučeniny a proto je nepravděpodobné, že by vstupovaly do povrchu listů ve velkých množstvích (Adriano, 2001).

Obyčejně může být většina Pb uloženého na povrchu rostlin odstraněna proudem vody, což naznačuje, že Pb je jen externě uloženo. Carlson et al. (1976) získal až 95% úbytek Pb z listové plochy sojových bobů simulací deště.

2.3 Rostliny využitelné pro fytoremediace

Většina rostlin akumuluje TK ve své biomase v množství 0,1-100 mg/kg sušiny. Vyšší schopnost je známá právě u hyperakumulátorů (Baker et al., 1994; Macek et al., 2002; Prasat et al., 2003). Právě tyto rostliny jsou pak vhodné k fytoremediačním účelům. Nejdůležitější z vlastností rostlin, které jsou vhodné právě pro fytoremediace, je odolnost rostliny vůči látce, kterou je oblast kontaminována. Velká škála rostlin je schopná akumulovat TK do své biomasy ve vysokých koncentracích, ale přírůstek této biomasy je natolik nízký nebo jsou jejich nároky na pěstování tak vysoké, že jsou naprosto nepoužitelné k fytoremediačním účelům.

V Tab. 2.1 je uvedeno několik rostlin se zjištěnou hyperakumulační vlastností (Macek et al., 2002, 2004):

| rostlina | těžký kov | koncentrace kovu po sklizni (mg/kg sušiny) |
|-------------------------------|-----------|--------------------------------------------|
| <i>Haumaniastrum robertii</i> | Co | 10200 (výhonky) |
| <i>Ipomoea alpina</i> | Cu | 12300 (výhonky) |
| <i>Macadamia neurophylla</i> | Mn | 51800 (výhonky) |
| <i>Psychotria douarrei</i> | Ni | 47500 (výhonky) |
| <i>Sebertia acuminata</i> | Ni | 25% hm. sušiny dřeva |
| <i>Thlaspi caerulescens</i> | Cd | 1800 (výhonky) |
| <i>Thlaspi caerulescens</i> | Zn | 51600 (výhonky) |
| <i>Thlaspi rotundifolium</i> | Pb | 8200 (výhonky) |

Tabulka 2.1: Rostliny s hyperakumulační vlastností TK

Existují i vodní rostliny, které mají schopnost akumulovat těžké kovy. Tyto rostliny jsou pak schopné extrahovat TK přímo z vody. Mezi tyto rostliny patří například vodní hyacint (*Eichhornia crassipes*), *Hydrocotyle umbellata*, okřehek (*Lemna minor*) a *Azolla pinnata*. U těchto

druhů byla zjištěna zvýšená schopnost akumulovat Pb, Cu, Cd, Fe, Hg (Macek et al., 2002, 2004).

U rostlin nemusí být přirozená schopnost akumulovat a odolávat toxickým látkám dostatečná. Proto vedle rostlin s přirozenou schopností kontaminanty akumulovat a detoxikovat jsou připravovány i geneticky modifikované rostliny (Macek et al., 2004). Tyto rostliny vzniknou implementací speciálních genů, které zvýší jejich schopnost akumulovat toxické látky a tím zvýší jejich potenciál pro využití k remediacím. V případě remediací těžkých kovů to jsou geny, které kódují specifické bílkoviny v buňkách. Tyto proteiny na sebe vážou TK a tím brání projevu jejich toxického účinku. Dalším účelem těchto genů je tvorba metabolických drah pro posílení syntézy specifických rostlinných peptidů se stejnou funkcí.

2.3.1 Rychle rostoucí dřeviny

Termín rychle rostoucí dřeviny (dále jen RRD) označuje skupinu dřevin (resp. jejich druhy případně klony), které dosahují nadprůměrný výškový přírůstek a objemovou produkci. Základní vlastnosti RRD je pak možné popsat takto:

- Rychlý růst terminálního výhonu v prvních letech po výsadbě, což v našich podmínkách znamená v prvním roce přes 0,5 metru/rok. V dalších letech přes 1 metr/rok.
- Vysoká objemová produkce dřeva přes 10 m³/ha/rok, což odpovídá asi 4,5 t(suš.)/ha/rok.
- Snadné zakládání porostů zejména vegetativním způsobem např. řízků, pruty u topolů a vrb, ale i generativně zejména sazenicemi jako např. u olše, některých vrb a topolů.

Hurych (2003) uvádí jako RRD tyto dřeviny:

- Listnaté stromy - *Acer negundo, saccharinum; Ailanthus; Alnus Glutinosa, incana; Betula; Catalpa; Elaeagnus; Fraxinus americana, excelsior, pensylvanica; Gleditsia triacanthos; Gymnocladus; Juglans nigra, cinerea; Paulownia; Populus; Prunus mahaleb, padus; Quercus rubra; Robinia pseudoacacia; Salix.*
- Jehličnany - *Abies grandis; Cryptomeria; Cupressocyparis leylandii; Larix; Metasequoia; Picea abiesamorika; Pinus strobus, sylvestris; Pseudotsuga; Taxodium distichum; Thuja plicata.*
- Listnaté keře - *Amorpha fruticosa; Buddleia; Caragana arborescens; Colutea; Cornus sanguinea, alba, stolonifera; Laburnum; Ligustrum vulgare; Lonicera tatraca, maackii; Lycium; Philadelphus* (většina původních druhů), *Physocarpus; Rhus; Sambucus; Spiraea vanhouttei; Symphoricarpos; Tamarix; Viburnum opulus, rhytidophillum.*

- Popínavé dřeviny - *Actinidia arguta*; *Aristolochia*; *Campsis*; *Clematis montana, tangutica, vitalba*; *Parthenocissus*; *Periploca*; *Vitis*; *Wisteria*.

V subtropických oblastech celého světa jsou pěstovány jako RRD blahovičníky (*Eucalyptus* sp.) např. v Angole, Etiopii, Portugalsku a na Novém Zélandu. V Indii jsou pěstovány například akácie (*Acacia tortilis*, *A. nilotica*), kasie (*Cassia siamea*) a mimóza (*Albizzia aculeata* L.). V podmínkách subtropické Číny se testuje pro produkci biomasy například paulownie plstnatá (*Paulownia tomentosa*).

Tyto dřeviny je pak možné využít v lesnictví a zemědělství. Zejména topoly jsou používány pro rychlou produkci dřeva. Pěstování porostů pak může být rozděleno na lignikultury (uplatnění dřeva na dýhu zejména v nábytkářském průmyslu), silvikultury (středoevropská varianta lignikultur) a dále pak na shortrotation (intenzivní topolové plantáže pro výrobu celulózy) a minirotation (porosty pro produkci štěpky).

Další možné využití je jako tzv. energetická plodina. Tím je myšlena produkce dřevní biomasy (hlavně štěpky příp. palivového dřeva) pro energetické využití. Toto pěstování se využívá hlavně v méně úrodných oblastech na půdách s nižším potenciálem (tzv. LFA). Výhodou je efektivní využití půdy, rozvoj zemědělských oblastí (penězi z produkce) a snížení závislosti na dovozu fosilních paliv.

2.3.2 Rychle rostoucí dřeviny s vysokou schopností hromadit těžké kovy

Ze všech RRD byly testovány především vrby a topoly. Vrby mají schopnost účinně akumulovat makro- i mikroprvky a mají vysokou evapotranspiraci, což se odráží v jejich vysoké produktivitě (Perttu a Kowalik, 1997). Vrby také splňují požadavek tolerance vysokých koncentrací těžkých kovů (Dickinson et al., 1994; Greger a Landberg, 1995). Další vlastností je vysoká výtěžnost biomasy.

Salix smithiana, *dasyclados*, *rubens* vykazovaly nejlepší akumulární schopnost pro Cd. Pro Pb to byly *Salix pyramidilis* a *dasyclados* (Tlustoš et al., 2006). Všechny tyto dřeviny jsou však i přes svou vyšší odolnost v kontaminovaných půdách ovlivňovány ať už sníženou produkcí biomasy nebo přímo poškozením pletiv.

Vysoká množství toxických prvků v kultivačním médiu redukovala výnosy výhonů vrb (*S. viminalis*) ve srovnání s nekontaminovaným prostředím (Greger a Landberg, 2001). Kořeny *Salix alba* a řízky *Populus alba* cv. Robusta vypěstované v Knoppově roztoku vykazovaly zvýšený růst oproti těm, které byly pěstovány přímo v roztoku $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$. Změny způsobené Cd byly podobné v obou případech. Kořenové vrcholy, rhizodermis a kůra byly

nejvíce poškozené části (Luňáčková et al., 2003).

Pulford a Watson (2002) shrnuli, že schopnost RRD přežít na vysoce kontaminovaných půdách je podmíněná jejich schopností imobilizovat toxické prvky v kořenech.

2.3.3 Botanický popis rodu *Populus* sp.

Topol (*Populus* L.) je dřevina z čeledi vrbovitých *Salicaceae*. Jsou to opadavé, dvoudomé, rychle rostoucí stromy, s vysokými letorosty s 5 hranou dřeví. Listy bývají střídavé, jednoduché, ce-listvé nebo členěné a dlouze řapíkaté. Květy jsou jednopohlavné, dvoudomé, v nících jehnědách, samčí jsou hustší a kratší než samičí, tyčinek bývá 8-30, prašníky jsou červené a plody jsou 2-4 chlupňové tobolky s drobnými semeny.

Množení se může u topolů provádět semeny, ta ale ztrácí brzy svou klíčivost. Další možný způsob je dřevitými řízků a kořenovými výmladky, takto se množí některé druhy balzámových a euroamerických topolů. Topol šedý a osiku je nejlepší množit hřížením a některé převislé kultivary potom roubováním na zakořeněné pruty. Díky snadnému křížení příbuzných druhů se stává, že hybridní populace vytlačují původní druhy. Takto u nás již téměř vymizel domácí topol černý a nahradil ho *P. xcanadensis* (Horáček, 2007).

Nároky se u topolů liší druh od druhu, ale jsou to převážně světlomilné dřeviny, kterým vyhovují hluboké, vlhké, lehčí půdy. Uplatnění topolů je široké. Osiky je možné použít jako pionýrské dřeviny, velkolisté a balzámové druhy jsou oblíbené jako parkové stromy a kanadské topoly je vhodné použít podél vodních toků. Rychle rostoucí druhy jsou často využívány v papírenském průmyslu a v některých zemích jako palivo.

Mezi nejznámější patří tyto druhy: topol bílý (*P. alba*), topol balzámový (*P. balsamifera*), topol berlínský (*P. xberolinensis*), topol kanadský (*P. xcanadensis*), topol šedý (*P. xcanescens*), topol bavlníkový (*P. deltoides*), topol hrubozubý (*P. grandidentata*), topol chlupatý (*P. lasiocarpa*), topol vavřínlisť (*P. laurifolia*), topol černý (*P. nigra* se svou varietou *P. nigra* var. *italica*, který je často vidět na okrajích silnic, topol Simonův (*P. simonii*), osika becná (*P. tremula*), topol chlupatopolodý (*P. trichocarpa*), a nakonec topol Wilsonův (*P. wilsonii*). (Horáček, 2007)

2.3.4 Botanický popis rodu *Salix* sp.

Vrba (*Salix* L.) je další dřevina z čeledi vrbovitých *Salicaceae*. Jsou to opadavé, nebo vzácně stálezelené stromy nebo keře. Listy jsou na větvích postaveny střídavě, výjimečně i téměř vstřícně, jinak řapíkaté nebo přisedlé, palisty většinou dobře vyvinuté. Květy bývají jednopohlavné, nejčastěji v postranních, přisedlých nebo stopkatých, vzpřímených až ohnutých jehnědách.

Samčí květy mají 2-12 tyčinek, plody jsou tobolky s 2-32 semeny. Po celém světě roste 300-600 druhů, které se mezi sebou snadno kříží a velmi těžko se určují.

Vrby se se svými nároky také do jisté míry liší. Ale převážně to jsou vlhkomilné druhy, které mají raději slunná stanoviště, ovšem některé zakrslé druhy se hodí do stinných a chladnějších poloh. Vrby s oboustranně plstnatými listy snesou i sušší stanoviště.

Množení je možné provádět semeny, ale díky jejich nízké životaschopnosti není používáno. Nejčastěji jsou vrby množeny dřevitými řízkami. Některé speciální kultivary je nutné roubovat nebo hřížit.

Vzhledem k tolika známým a rozmanitým druhům je vrby možné použít k nejrůznějším účelům. Vysoké druhy vysazujeme jako solitery nebo i do skupin ve větších úpravách. Vhodné jsou jako stromořadí na kraje vodních toků, kde působí pozitivně hlavně tím, že břehy zpevňují. Další významný vliv mohou mít vrby jako kulturní prvek některých oblastí, kdy jejich pravidelným seřezáváním jsou vytvořeny takzvané hlavaté vrby. Jejich proutí je žádanou surovinou v košíkářství, ale ne všechny druhy jsou k tomuto účelu vhodné.

Možná méně známým faktem je to, že už v 5. století před naším letopočtem řecký lékař Hippokrates objevil, že odvar z kůry vrby bílé tlumí bolest a snižuje horečku. Použití vrbové kůry za tímto účelem je zmíněno i ve starých sumerských a egyptských hieroglyfech. Tyto vlastnosti jsou způsobeny obsahem látky salicin, která nese jméno podle latinského rodového jména pro vrbu - *Salix*. Ze salicinu byl později uměle připraven dnes dobře známý acylpyrin.

Za nejznámější by bylo možné považovat tyto druhy: vrba bílá (*S. alba*), vrba písečná (*S. arenaria*), vrba ušatá (*S. aurita*), vrba babylonská (*S. babylonica*), vrba Boydova (*S. xboydii*), vrba bělostná (*S. incana*), vrba španělská (*S. cantabrica*), vrba jíva (*S. caprea*), vrba Cottetova (*S. xcotteti*), *S. crataegifolia*, vrba lýkovcová (*S. daphnoides*), vrba drsnovětvá (*S. xdasyclados*), vrba šedivá (*S. eleagnos*), vrba Fargesova (*S. fargesii*), *S. foetida*, vrba úhledná (*S. formosa*), vrba křehká (*S. fragilis*), *S. glaucosericea*, vrba hrotolistá (*S. hastata*), vrba švýcarská (*S. helvetica*), vrba bylinná (*S. herbacea*), vrba celolistá (*S. integra*), vrba dlouholistá (*S. interior*), *S. laggeri*, vrba vlnatá (*S. lanata*), vrba laponská (*S. laponum*), vrba lesklá (*S. lucida*), vrba Matsudova (*S. matsudana*), vrba černající (*S. myrsinifolia*), vrba horská (*S. myrsinites*), vrba pětimužná (*S. pentandra*), *S. phlebophylla*, vrba nachová (*S. purpurea*), vrba plazivá (*S. repens*), vrba síťnatá (*S. reticulata*), vrba tupolistá (*S. retusa*), vrba rozmarýnolistá (*S. rosmarinifolia*), vrba sachalinská (*S. sachalinensis*), vrba náhrobní (*S. xsepulcralis*), vrba douškolistá (*S. sepyllifolia*), vrba slezská (*S. silesiaca*), vrba podobná (*S. xsimulatrix*), *S. tarraconensis*, vrba trojmužná (*S. triandra*), vrba košíkářská (*S. viminalis*), *S. wilhemsiana*. (Horáček, 2007)

3. Experimentální část

Tento pokus probíhal v kontaminované oblasti Příbramska. Jeho cílem bylo sledovat akumulaci olova a kadmia v listech a stoncích topolů a vrb rostoucích v této oblasti.

3.1 Charakteristika oblasti

Pokus byl založen v povodí řeky Litávky, poblíž vesnice Trhové Dušníky, která se nachází nedaleko města Příbram. Město Příbram a jeho nejbližší okolí náleží do klimatické oblasti mírně teplé - B. Zástavba vlastního města a níže položené části v jeho okolí (údolí Litávky, Příbramského a Obecnického potoka), náleží do klimatické podoblasti B5 - mírně teplá, mírně vlhká až vlhká, vrchovinná s ročním průměrem srážek 600 - 650 mm a průměrnou roční teplotou kolem 7 °C.

Plantáž zkoumaných vrb a topolů se nachází na levém břehu řeky Litávky. Půdní typ v daném místě je fluvizem, která je silně kontaminována rizikovými prvky (Cd, Pb, Zn).

Před založením pokusu byl proveden půdní rozbor, jehož cílem bylo stanovit obsah vybraných prvků v lokalitě Litávka. V Tab. 3.1 jsou uvedeny průměrné hodnoty obsahu prvků z dané lokality.

| | As | Cd | Cr | Cu | Fe | Mn | Ni | Pb | Zn |
|----------|--------|-------|------|-------|----------|---------|-------|---------|---------|
| Průměr | 100,74 | 30,72 | 45,5 | 46,47 | 15852,83 | 2388,42 | 15,79 | 2700,57 | 3334,12 |
| Odchylka | 22,7 | 6,11 | 7,19 | 14,83 | 3612,22 | 458,22 | 2,53 | 498,6 | 564,46 |

Tabulka 3.1: Celkový obsah vybraných prvků ve vzorcích půdy Litávka 2008 [mg.kg-1]

3.2 Popis vybraných klonů rychle rostoucích dřevin

K pokusu byly použity dva klony rychle rostoucích dřevin:

Klon J105/P–Jap104 * 049 (*Populus nigra* L. × *P. maximowiczii* Henry ‘Maxvier’(F))

je klon topolu černého a topolu Maximovicze. Je to dvoudomá rostlina s pohlavím samice. Rozmnožuje se výhradně řízkováním z matečnic (Internet 1). Dospělosti dosahuje mezi 8 až 10 rokem svého růstu, roční přírůstek je 2,5 - 4 metry v závislosti na klimatických a půdních podmínkách. Snáší vlastní zaplavení po dobu 50 - 60 dnů, proto je vhodná do záplavových oblastí, říčních náplav nebo i na povrchy bez vegetace (např. náspy, stavební navážky, lesní paseky).

Klon Tordis SW960299 (*(S. schwerinii* × *S. viminalis)* × *S. viminalis*)

je klon vrby patřící do skupiny tzv. „Švédských vrb“. Jedná se o registrovanou odrůdu vyšlechtěnou záměrným křížením z druhu *S. viminalis*. Tento klon má vyšší produkci biomasy než ostatní klony této skupiny a je odolný proti listové rzi.

3.3 Založení pokusu

Plocha na které byl pokus založen, byla rozdělena na menší experimentální parcelky, na kterých byly vysázeny jednotlivé klony vrb a topolů. Pro každý klon bylo provedeno několik opakování s různými pěstebními podmínkami (aplikace kalu, sorbentu). Schema rozdělení podle kterého byly parcelky rozděleny je uvedeno v (příloze A), kdy šířka 1 experimentálního bloku činí 3,9 m a délka 7,5 m. 1 experimentální blok = 4 řádky s meziřádkovou vzdáleností 1,3 m a vzdáleností řízků v řádku 0,25 m. Mezi bloky je řízky osázené přechodné pásmo 1,75 m dlouhé (6 řízků) a vždy dvě řady exp. bloků jsou odsazeny pojezdovou cestou širokou 3.5 m. Okrajový efekt je eliminován 0,75 m okrajovým pásem (2 řízky).

Na podzim před založením pokusu proběhlo diskování pozemku. Na jaře (duben) byl aplikován Roundup Rapid zádovým motorovým postřikovačem v dávce cca 4 l/ha. O pět dní později probíhala předseťová příprava pozemku. Část pozemku byla upravena rotavátorem (2x) a na dvě parcelky byl zapraven dolomitický vápenec (obsah Mg cca 5 %) v dávce 40 kg/parcelka. Na 4 parcelky byl aplikován kal ČOV v dávce 300 kg/parcelka (102,6 t/ha). Kal byl ihned po aplikaci na pozemek zapraven do půdy rotavátorem.

Po této přípravě pozemku následovala výsadba řízků uvedených klonů dle výše zmíněného schématu. V Tab. 3.2 jsou uvedeny zkratky, pod kterými budou jednotlivé klony a varianty uváděny v tabulkách s výsledky.

Ihned po vysázení řízků byla provedena zálivka. Zalévalo se pak ještě během května a června

a to vždy když 7 dní nebyly žádné srážky. Zálivka byla prováděna hadicí přímo k vysázeným rostlinkám a zalévalo se vodou z řeky (Litávka).

| Označení | Klon | Varianta |
|----------|----------------------------------|----------------------------|
| KVB1 | Tordis SW960299 | Kontrola |
| HVB1 | Tordis SW960299 | Přidán kal ČOV |
| SVB1 | Tordis SW960299 | Přidán dolomitický vápenec |
| KTP1 | Klon J105/P –Jap104 * 049 | Kontrola |
| HTP1 | Klon J105/P –Jap104 * 049 | Přidán kal ČOV |
| STP1 | Klon J105/P –Jap104 * 049 | Přidán dolomitický vápenec |

Tabulka 3.2: Označení jednotlivých variant a klonů

3.4 Sběr a analýza vzorků

Sklizená biomasa byla usušena při teplotě 60°C v termostatu. Po usušení následovala homogenizace v mlýnku semletím vzorku na jemný prášek. Takto připravený materiál byl dále analyzován. Nejprve byly vzorky mineralizovány suchou cestou ve směsi oxidačních plynů (O_2 , O_3 , NO_x) v mineralizátoru Apion. Vzniklý popel byl rozpuštěn působením zředěné kyseliny dusičné (1,5% HNO_3) a kvantitativně převeden do kalibrované zkumavky o objemu 25ml. Zkumavka byla doplněna 1,5% roztokem HNO_3 do objemu 25ml, uzavřena parafínem a uchována až do začátku měření.

Roztoky vzorků potom byly analyzovány metodou atomové absorpční spektrometrie (AAS).

3.5 Vyhodnocení výsledků

Ke zpracování naměřených dat bylo použito tabulkové rozhraní programu OpenOffice a k výpočtům a tvorbě grafů program Matlab. U všech výsledků byl počítán průměr a směrodatná odchylka.

3.5.1 Aritmetický průměr

Je to nejčastěji používaná střední hodnota kvantitativního statistického znaku, která charakterizuje střed hodnoty rozdělení jeho hodnot. Výpočet se provádí dle vzorce:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n}, \quad (3.1)$$

kde \bar{x} je průměr, n je počet měření, x_i je i -tá hodnota.

3.5.2 Směrodatná odchylka

Směrodatná odchylka je mírou přesnosti série paralelních výsledků. Jinak řečeno je to jednoduchá míra proměnlivosti (rozptylování) souboru dat. Nízká směrodatná odchylka ukazuje to, že všechny datové body jsou velmi blízké stejné hodnotě (data jsou přesná), zatímco vysoká směrodatná odchylka ukazuje, že data jsou rozptýlená přes velký rozsah hodnot (nepřesná data).

Vzorec pro výpočet je:

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}, \quad (3.2)$$

kde s je směrodatná odchylka, n je počet měření, \bar{x} je průměrná hodnota, x_i je hodnota i -tého měření.

3.6 Výsledky

3.6.1 Obsah Cd a Pb v nadzemní biomase

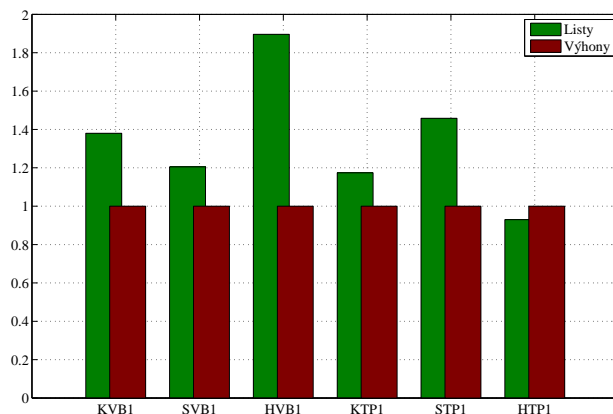
V Tab. 3.3 jsou uvedeny průměrné hodnoty obsahů sledovaných kovů v jednotlivých částech rostlin. Tyto údaje byly vypočteny z jednotlivých měření, jejichž výsledky jsou uvedeny v příloze.

| | Cd [mg/kg sušiny] | | Pb [mg/kg sušiny] | |
|--------------|-------------------|----------|-------------------|----------|
| | průměr | odchylka | průměr | odchylka |
| K VB1 Listy | 9,38 | 3,40 | 17,88 | 5,63 |
| K VB1 Výhony | 6,78 | 0,67 | 3,13 | 1,48 |
| S VB1 Listy | 9,45 | 3,33 | 17,35 | 4,88 |
| S VB1 Výhony | 7,84 | 1,75 | 2,67 | 0,57 |
| H VB1 Listy | 18,60 | 12,67 | 26,85 | 11,14 |
| H VB1 Výhony | 9,81 | 4,77 | 3,05 | 1,30 |
| K TP1 Listy | 10,79 | 5,55 | 16,88 | 4,87 |
| K TP1 Výhony | 9,19 | 3,58 | 4,09 | 0,86 |
| S TP1 Listy | 5,19 | 0,46 | 5,03 | 0,06 |
| S TP1 Výhony | 3,56 | 0,25 | 2,02 | 0,46 |
| H TP1 Listy | 5,31 | 1,86 | 12,42 | 2,53 |
| H TP1 Výhony | 5,71 | 2,69 | 3,29 | 2,00 |

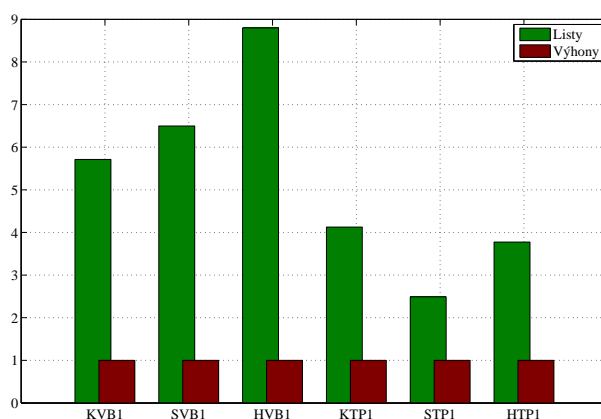
Tabulka 3.3: Obsah sledovaných kovů v nadzemní biomase

Je vidět, že největší vliv na příjem kadmia u klonu VB1 měla varianta s přidavkem kalu ČOV. Naopak u klonu TP1 vedl tento přírůstek ke snížení množství akumulovaného Cd, které se akumulovalo nejvíce v kontrolní verzi pokusu, kde nebyla půda ničím obohacena. U olova je možné pozorovat stejný trend jako u kadmia. U klonu TP1 je vidět, že varianta s přidavkem sorbentu má výrazný vliv na množství kovů uložených v jeho biomase. V obou případech je možné pozorovat u této varianty nižší příjem olova.

Na Obr. 3.1 a Obr. 3.2 je graficky znázorněn poměr rozložení ukládání obou kovů do biomasy. Obsah ve výhonech byl znormován na hodnotu 1 a obsah v listech doložitelný v odpovídajícím poměru. Z obou grafů je patrné, že olovo se ukládalo ve výrazně vyšších koncentracích do listů než do výhonků, zatímco kadmium se oproti olovu ukládalo poměrně vyrovnaně. Je možné si všimnout, že aplikace kalu nebo sorbentu jen mírně ovlivňuje koncentrace, ve kterých se kovy ukládají do biomasy.



Obrázek 3.1: Poměr obsahů Cd v biomase; obsah ve výhonech znormován na hodnotu 1 a obsah v listech dopočítán v odpovídajícím poměru



Obrázek 3.2: Poměr obsahů Pb v biomase; obsah ve výhonech znormován na hodnotu 1 a obsah v listech dopočítán v odpovídajícím poměru

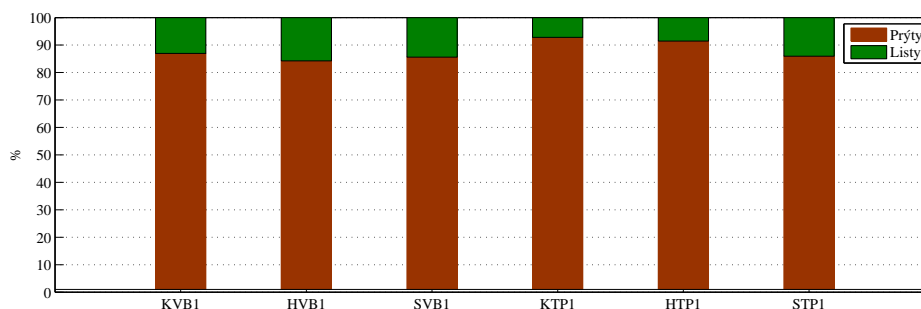
3.6.2 Výnos biomasy

Na konci vegetačního období byla sklizena nadzemní biomasa. Listy a výhonky byly sklizeny zvlášť a po usušení v termostatu při 60°C byla stanovena suchá hmotnost. V Tab. 3.4 jsou uvedeny hodnoty výnosů biomasy v sušině.

| | DW-listy | | DW-prýty | | DW-celkem | |
|------|----------|----------|----------|----------|-----------|----------|
| | průměr | odchylka | průměr | odchylka | průměr | odchylka |
| KVB1 | 0.22 | 0.29 | 1.46 | 0.69 | 1.68 | 0.89 |
| HVB1 | 0.29 | 0.41 | 1.53 | 0.87 | 1.82 | 1.11 |
| SVB1 | 0.16 | 0.19 | 0.94 | 0.52 | 1.10 | 0.68 |
| KTP1 | 0.15 | 0.24 | 1.89 | 1.21 | 2.03 | 1.20 |
| HTP1 | 0.23 | 0.28 | 2.45 | 1.19 | 2.68 | 1.30 |
| STP1 | 1.62 | 0.81 | 9.90 | 2.89 | 11.52 | 3.57 |

Tabulka 3.4: Výnos biomasy jedné rostliny v sušině[g]

Z Tab. 3.4 je patrné, že klon TP1 měl významně vyšší produkci biomasy v S variantě pokusu. Na této variantě dosáhl až 10x vyšší výnos než druhý klon VB1. V obou ostatních variantách byly výnosy klonu TP1 jen o trochu vyšší než u klonu VB1. Produkce biomasy u klonu VB1 je ve všech variantách poměrně vyrovnaná. Na Obr. 3.3 je procenticky znázorněn poměr výnosu jednotlivých částí rostlin v celkovém množství výnosu.



Obrázek 3.3: Procentické zastoupení jednotlivých částí rostlin na celkovém výnosu

3.6.3 Popis poškození rostlin

Na listech a výhoncích rostlin byla nejprve pozorováno chlorotické žloutnutí, které je dobře vidět na Obr. 3.4 a Obr. 3.5.

To později přešlo až v nekrotizování postižených částí viz Obr. 3.6 a Obr. 3.7. Symptomy se objevují nejčastěji na mladých listech. Listové čepele žloutnou mezi nervaturou listu, bezprostřední okolí nervů zůstává zelené nejdéle. Později dochází k celkovému zežloutnutí listu, jeho zaschnutí a k opadu.



Obrázek 3.4:
Chloróza na řízku topolu
(fotografoval Ing. Jan Habart)



Obrázek 3.5:
Chloróza na řízku topolu
(fotografoval Ing. Jan Habart)

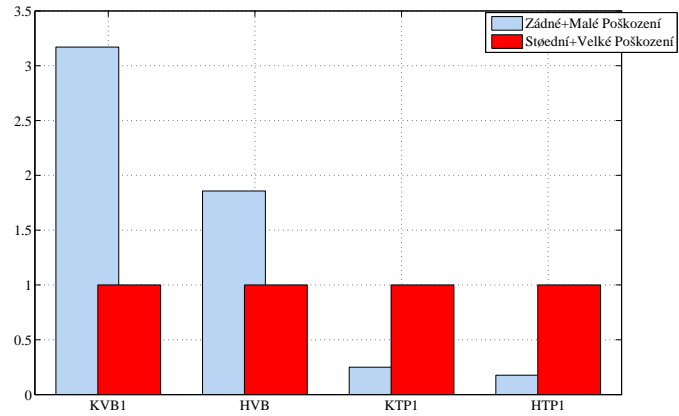
3.6.3.1 Hodnocení rozsahu nekróz

V únoru 2009 bylo provedeno hodnocení rozsahu nekróz na řízcích vysazených na variantách K a H. Byly definovány čtyři kategorie poškození (I = bez nekróz, II = slabé nekrózy v oblasti špiček prýtů, III = silnější nekrózy zasahující cca polovinu prýtu, IV = rozsáhle nekrózy, které značí buď odumřelý řízek nebo skutečnost, že v nové sezóně poroste rostlina víceméně od země). Z Tab. 3.5 je vidět, že klon TP1 byl výrazně více poškozený než klon VB1. Je možné pozorovat i větší poškození u varianty ve které byl do půdy aplikován čistírenský kal.



Obrázek 3.6:
Nekróza na řízku topolu
(fotografoval Ing. Jan Habart)

Obrázek 3.7:
Nekróza na řízku topolu
(fotografoval Ing. Jan Habart)



Obrázek 3.8: Poměr poškození rostlin nekrózou; silné poškození znor-
mováno na hodnotu 1 a slabé poškození dopočítáno v od-
povídajícím poměru

| | rozsah poškození[%] | | | |
|------|---------------------|----------|------------------------|----------|
| | žádné+slabé | | středně velké+rozsáhlé | |
| | Průměr | Odchylka | Průměr | odchylka |
| KVB1 | 75,83 | 22,34 | 24,17 | 22,34 |
| HVB1 | 65,00 | 13,74 | 35,00 | 13,74 |
| KTP1 | 20,14 | 5,73 | 79,86 | 5,73 |
| HTP1 | 15,28 | 15,80 | 84,72 | 15,80 |

Tabulka 3.5: Hodnocení rozsahu nekróz (26/2/09)

3.6.4 Transferfaktor

Schopnost rostlin akumulovat TK je možné hodnotit několika různými kritérii. Prvním je obsah daných kovů v biomase viz. Tab. 3.3. Dalším možným způsobem je transferfaktor. Transferfaktor vypovídá o schopnosti rostlin osvojit si daný prvek a vypočítá se jako poměr prvku v rostlině Tab. 3.3 k jeho celkovému obsahu v půdě Tab. 3.1. Vzorec pro výpočet je možné zapsat takto:

$$Tf = \frac{C_R}{C_P}, \quad (3.3)$$

kde Tf je transferfaktor, C_R je celkový obsah prvků v rostlině [$mg \cdot kg^{-1}$] a C_P je celkový obsah prvku v půdě [$mg \cdot kg^{-1}$].

| | Cd | | | Pb | | |
|------|--------|--------|----------|--------|--------|----------|
| | listy | výhony | rostlina | listy | výhony | rostlina |
| HVB1 | 0,6055 | 0,3193 | 0,3657 | 0,0069 | 0,0011 | 0,0021 |
| KVB1 | 0,3053 | 0,2207 | 0,2325 | 0,0066 | 0,0012 | 0,0019 |
| SVB1 | 0,3076 | 0,2552 | 0,2633 | 0,0064 | 0,0010 | 0,0018 |
| HTP1 | 0,1729 | 0,1859 | 0,1851 | 0,0046 | 0,0012 | 0,0015 |
| KTP1 | 0,3512 | 0,2992 | 0,3042 | 0,0063 | 0,0015 | 0,0019 |
| STP1 | 0,1689 | 0,1159 | 0,1234 | 0,0019 | 0,0007 | 0,0009 |

Tabulka 3.6: Transferkoeficienty

Transferfaktor koresponduje s hodnotami obsahu kovů v rostlině. Z Tab. 3.6 je vidět, že nejvyšší koeficient má opět klon VB1 na variantě upravené kalem z ČOV a to pro oba kovy a nejnižší koeficient je u varianty STP1. Klon TP1 má nejvyšší transferfaktor na variantě Tf, což je kontrolní parcelka a nejnižší Tf je také na variantě S stejně jako u druhého klonu. Pro Pb je ve všech variantách řádově nižší koeficient než pro Cd. U obou prvků je opět možné pozorovat vyšší koeficienty u listů než u výhonků.

3.6.5 Odběr prvku rostlinou

Odběr prvku rostlinou je vyjádření schopnosti rostlin akumulovat daný prvek do své biomasy a s tím spojené jeho odebrání z půdy. Je možné ho vypočítat dle vzorce:

$$O = S \cdot C_R, \quad (3.4)$$

kde O je odběr [μg], S je hmotnost sušiny a C_R je celkový obsah prvku v rostlině [$\mu g \cdot g^{-1}$].

| | Cd | | | Pb | | |
|------|-------|--------|----------|-------|--------|----------|
| | listy | výhony | rostlina | listy | výhony | rostlina |
| HVB1 | 5,39 | 15,01 | 20,40 | 5,39 | 4,67 | 10,06 |
| KVB1 | 2,06 | 9,90 | 11,96 | 3,93 | 4,57 | 8,50 |
| SVB1 | 1,51 | 7,37 | 8,88 | 2,78 | 2,51 | 5,29 |
| HTP1 | 1,22 | 13,99 | 15,21 | 2,86 | 8,06 | 10,92 |
| KTP1 | 1,62 | 17,37 | 18,99 | 2,53 | 7,73 | 10,26 |
| STP1 | 8,41 | 35,24 | 43,65 | 8,15 | 20,00 | 28,15 |

Tabulka 3.7: Odběr prvku částmi rostlin [μg]

Z Tab. 3.7 je vidět, že více prvku odebírají výhony než listy. Nejvyšší odběr je pak vidět u varianty STP1. Klon TP1 se celkově jeví jako výkonnější.

4. Diskuze

Tento pokus měl za cíl prověřit možnost využití vybraných klonů topolů a vrb k fyto-remediačním účelům. Důležitou vlastností je v tomto případě schopnost rostliny hromadit těžké kovy ve své biomase. Pokus byl prováděn v oblasti, která je silně kontaminována rizikovými prvky. Po prvním roce pěstování bylo zjištěno, že klon vrby VB1 (Tordis SW960299) je schopný hromadit kadmium a olovo ve své biomase ve vyšších koncentracích než klon TP1 (Klon J105/P–Jap104 * 049), což souhlasí s výsledky Vysloužilové et al. (2003). Tato skutečnost je také v souladu s tvrzením Tlustoše (2006), který uvádí, že koncentrace rizikových prvků v rostlinách se liší podle druhu a odrůdy.

Byl pozorován i významný rozdíl v koncentracích, ve kterých se oba kovy ukládaly do jednotlivých částí rostlinné biomasy. Kadmium se kumulovalo ve výrazně vyšších koncentracích v listech než ve dřevě. To potvrzuje závěr, ke kterému došlo hned několik autorů, že je kadmium kumulováno v nejvyšších koncentracích v listové ploše rostlin (Mench et al., 1989; Macek et al., 2002; Keefer et al. 1986).

Při stanovení olova v listech nebyl prováděn pokus s omýváním listů a tudíž není možné vyvrátit ani potvrdit pokus který provedl Carlson et al. (1976) simulací deště, který by vysvětloval vyšší koncentraci olova v listech způsobenou spadem prachových částic obsahujících olovo.

Celkově nízké výnosy obou klonů mohou být vysvětleny extrémně vysokou koncentrací rizikových prvků v dané oblasti. Ke stejnému výsledku došla i Vysloužilová et al. (2003), která vysvětluje nízký nárůst biomasy jako způsob, kterým se rostliny vyrovnávají s toxickým působením prvků v půdě.

Vyšší poškození rostlin nekrózou na variantě vyhnojené čistírenským kalem je možné vysvětlit tím, že rostliny vytvořily v krátké době velké množství biomasy a tím mohlo dojít k rychlejšímu poškození ještě nevyzrálých částí nedostatkem esenciálních živin. Především železa, jehož nedostatkem způsobené chlorózy byly pozorovatelné v průběhu vegetace.

Z tohoto důvodu byla založena varianta, která měla prověřit účinek dolomitického vápence jako sorbentu. Ten měl omezit mobilitu zkoumaných prvků. Z těchto výsledků nelze tuto vlastnost vápence jednoznačně potvrdit, protože ve variantě s klonem TP1 byl nárůst biomasy několikanásobně větší než u ostatních variant a koncentrace prvku v biomase menší, což by se

dalo vysvětlit jako kladný účinek, nicméně ve variantě s druhým klonem byl nárůst biomasy ještě menší než v kontrolním pokusu a koncentrace prvků v biomase přibližně stejná.

Klon TP1 měl celkově vyšší nárůst biomasy, ale poškození nektrózou bylo ve všech případech výrazně vyšší než poškození u klonu vrby. Macková et al. (2000) uvádí, že hybridní topoly je výhodné použít pro odstraňování organických polutantů půd, ale vyšší koncentrace kovů a solí nebo amonných sloučenin je pro ně toxická. Toto tvrzení souhlasí i s výsledky v této práci.

Výsledky vyhodnocující transferfaktor potvrzují významně vyšší osvojovací schopnost pro kadmium u obou klonů ve všech variantách pokusu. Tato schopnost je řádově vyšší právě pro kadmium, což je pravděpodobně způsobeno jeho vyšší mobilitou než u olova. Olovo má velmi nízkou mobilitu a s tím spojenou i jeho biopřístupnost pro rostliny. Existuje obecná shoda, že se olovo akumuluje v kořenech a jen nepatrná část je pak transportována do nadzemních částí rostliny (Adriano, 2001). Toto tvrzení vysvětluje velmi nízkou koncentraci olova v nadzemních částech obou klonů a tím i nízký transferfaktor.

V ani jednom z případů nebyl transferfaktor vyšší než 1 z toho lze tedy odvodit, že ani jeden z klonů není vhodný k remediaci takto extrémně kontaminované plochy. Toto zjištění potvrzuje i závěr ke kterému došla Vysloužilová (2003), která označila vrby za nevhodné pro remediaci takto extrémně znečištěných půd.

5. Závěr

Z poznatků v teoretické části lze říct, že Pb je v polních podmínkách díky své silné vazbě do půdních komplexů a tím pádem i jeho nízké mobilitě, poměrně málo nebezpečné pro rostliny. Jeho toxické účinky se začínají projevovat až při vysokých koncentracích, což potvrzují studie mnoha autorů. Cd je rostlinami přijímáno mnohem ochotněji a díky jeho vysoké mobilitě je pak i snadněji transportováno v rostlinném těle a ukládáno v nadzemní biomase. Protože jsou rostliny schopné hromadit ve své biomase i takové prvky (toxické kovy), které nemají v jejich metabolismu žádnou úlohu, nabízí se možnost jejich využití k ozdravení kontaminovaných půd. Množství přijatých prvků rostlinou je závislé na rostlinném druhu, prostředí a koncentraci kontaminantů v oblasti.

Vybrané klony prokázaly schopnost akumulovat do své biomasy relativně vysokou koncentraci kadmia i olova. Ta byla u klonu vrby *Tordis SW960299 (VB1)* nejvyšší na variantě, kde byl aplikován čistírenský kal. V této variantě dosáhla koncentrace Cd v listech hodnoty 18,60 mg/kg sušiny a 12,67 mg/kg sušiny ve výhoncích, zatímco koncentrace Pb dosáhla hodnot 26,85 mg/kg sušiny v listech a 11,14 mg/kg sušiny ve výhoncích.

U klonu topolu *J105/P – Jap104 * 049(TP1)* byly pozorovány nejvyšší koncentrace Pb a Cd v kontrolní variantě, která měla vystihnout přirozený stav lokality. V této variantě dosáhla koncentrace Cd v listech hodnoty 10,79 mg/kg sušiny a 5,55 mg/kg sušiny ve výhoncích. Koncentrace Pb byla v listech 16,88 mg/kg sušiny a 4,87 mg/kg sušiny ve výhoncích.

Z vyhodnocení dle kritéria transferkoeficientů je nutné vyvodit, že ani jeden z testovaných klonů není vhodný pro fytoremediaci takto kontaminované oblasti. V ani jednom z případů hodnota transferkoeficientu nepřekročila 1.

Z těchto výsledků lze těžko odvodit, který z klonů je vhodnější. V případě vrby je kladným faktorem schopnost akumulace vyšších koncentrací a nižší poškození rostlin nekrózou, ale nevýhodou zůstává nižší produkce biomasy a s tím spojené i nižší množství odebraného prvku než v případě topolu, který produkoval větší množství biomasy, ale byl více poškozen a akumuloval nižší koncentrace. Přesto je za současných podmínek pravděpodobně vhodnější klon vrby *Tordis SW960299*, v jehož prospěch mluví právě výrazně nižší poškození rostlin. Pro vytvoření objektivního závěru je však nezbytné dlouhodobější sledování.

Literatura

- Adriano, D. C.: *Trace element in terrestrial enviroments. Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals*. New York: Springer-Verlag, 2001.
- Anderson, A.; Nilsson, K.: Enrichment of trace element from sewage sludge fertiliyer in soiland plants. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 1, 1972: s. 176–179.
- Bazzaz, F. A.; Rolfe, G. L.; Windle, P.: Differing Sensitivity of Corn and Soybean Photosynthesis and Transpiration to Lead Contamination. *Journal of Environmental Quality*, 3, 1974: s. 156–158.
- Bencko, V.: *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Praha: Grada, 1995.
- Berti, W.; Cunningham, S.: Phytostabilisation of metals. In *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment.*, ed. I. Raskin; B. Ensley, New York: Wiley Interscience, 2000, s. 71–88.
- Blaylock, M.; Huang, J.: Phytoextraction of metals. In *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment.*, ed. I. Raskin; B. Ensley, New York: John Wiley and Sons inc., 2000, str. 314.
- Boswell, F.: Municipal sewage sludge and selected element applications to soil: Effect on soil and fescue. *Journal of Environmental Quality*, 4, 1975: s. 267–272.
- Bucheli-Witchel, M.; Egli, T.: Environmental fate and microbial degradation of aminopolycarboxylic acids. *FEMS Microbiology Reviews*, 25, 2001: s. 69–106.
- Cannon, H.: Rocks: The geologic source of most trace metals. *Geochemistry and the Environment*, 3, 1978: s. 17–31.
- Carlson, R. W.; Bazzaz, F. A.; Stukel, J. J.; et al.: Physiological Effects, Wind Reentrainment, and Rainwash of Pb Aerosol Particulate Deposited on Plant Leaves. *Environmental Science & Technology*, 10, 1999: s. 1139–1142.

- Choudhury, R.; Srivastava, S.: Zinc resistance mechanisms in bacteria. *Current Science*, 81, 2001: s. 768–775.
- Cunningham, S.; Berti, W.; Huang, J.: Phytore-mediation of contaminated soils. *TIBTECG*, 13, 1995: s. 393–397.
- Cunningham, S.; Ow, D.: Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology*, 110, 1996: s. 715–719.
- Das, M.; Maiti, S.: Metal Mine Waste and Phytoremediation: A Review. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution*, 4, 1, 1997: s. 169–176.
- Demnerová, K.; Pazlarová, J.; Pazlar, M.: *Biotechnologie životního prostředí*. Praha: VŠCHT, 2000.
- Dunbar, K.; McLaughlin, M.; Reid, R.: The uptake and partitioning of cadmium in two cultivars of potato (*Solanum tuberosum* L.). *Journal of Experimental Botany*, 54, 2003: s. 349–354.
- Gambrell, R. P.; Patrick, W. H., Jr.: Chemical and microbiological properties of anaerobic soils and sediments. In *Plant Life in Anaerobic Environments*, ed. D. D. Hook; R. M. M. Crawford, Ann Arbor: Ann Arbor Sci. Pub., 1978, str. 375– 423.
- Greger, M.; Landberg, T.: Use of wilow clones with high Cd accumulating properties in phyto-remediation of agricultural soils with elevated Cd levels. In *Proc. of the 3rd Int. Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. Contaminated soils*, Paris, 1995, s. 505–511.
- Greger, M.; Landberg, T.: Tolerance to and uptake of metals in different clones of *Salix viminalis* grown in wastewater.”. In *Salix clones with different properties to accumulate heavy metals for production of biomass*, ed. M. Greger; T. Landberg; B. Berg, Edsbruk, Sweden: Akademitryck AB, 2001, s. 28–37.
- Hall, J.: Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53, 1997: s. 1–11.
- Hawkes, J.: Heavy Metals. *Journal of Chemical Education*, 74, 11, 1997: str. 1374.
- Hodgson, F., J.: Chemistry of the micronutrient elements in soils. *Advances in Agronomy*, 15, 1963: s. 119–158.
- Horáček, P.: *Okrasné dřeviny pro zahrady a parky*. Praha: KVĚT Nakladatelství ČZS, 2007.
- Hurych, V.: *Encyklopedie listnatých stromů a keřů*. Brno: Computer Press, a.s., 2003.

- Iskandar, I.; Adriano, D. (eds.): *Remediation of Metal-contaminated Soils. Science Reviews*. England: Northwood, 1997.
- John, M.; Van Laerhoven, C.; Chuah, H.: Cadmium contamination of soil and its uptake by oats. *Environmental Science & Technology*, 6, 1972: s. 1005–1009.
- Kabata-Pendias, A.; Pendias, H.: *Trace elements in Soils and Plants*. Boca Raton: CRC Press, třetí vydání, 2002.
- Keefer, R.; Singh, R.; Horvath, D.: Chemical composition of vegetable grown on an agricultural soil amended with sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 15, 2, 2002: s. 146–152.
- Khan, A.: Relationship between chromium biomagnification ratio, accumulation factor, and mycorrhizae in plants growing on tannery effluent-polluted soil. *Environment International*, 26, 2001: s. 417–423.
- Kirk, I.; Klironomos, I.; Lee, H.; et al.: The effects of perennial ryegrass and alfalfa on microbial abundance and diversity in petroleum contaminated soil. *Environmental Pollution*, 133, 2005: s. 455–465.
- Kobayashi, J.: Pollution by cadmium and the itai-itai disease in Japan. In *Toxicity of Heavy Metals in the Environment.*, ed. F. W. Oehme, New York: Marcel Dekker, 1978, str. 199–260.
- Koeppel, D.; Miller, R.: Lead Effects on Corn Mitochondrial Respiration. *Science*, 167, 1970: s. 1376–1378.
- Kos, B.; Grčman, H.; Leštan, D.: Phytoextraction of lead, zinc and cadmium from soil by selected plants. *Plant Soil and Environment*, 49, 12, 2003: str. 548–553.
- Landberg, T.; Greger, M.: Can heavy metal tolerant clones of *Salix* be used as vegetation filters on heavy metal contaminated land? In *Proc. Willow vegetation filters for municipal wastewater and sludges - A biological purification system.*, Uppsala: Swed. Univ. Agric. Sci, 1994, str. 133–144.
- Lasat, M.: Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, 2, 5, 1997: s. 1–25.
- Lombi, E.; Zhao, F.; Dunham, S.; et al.: Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. *Journal of Environmental Quality*, 30, 2001: s. 1919–1926.

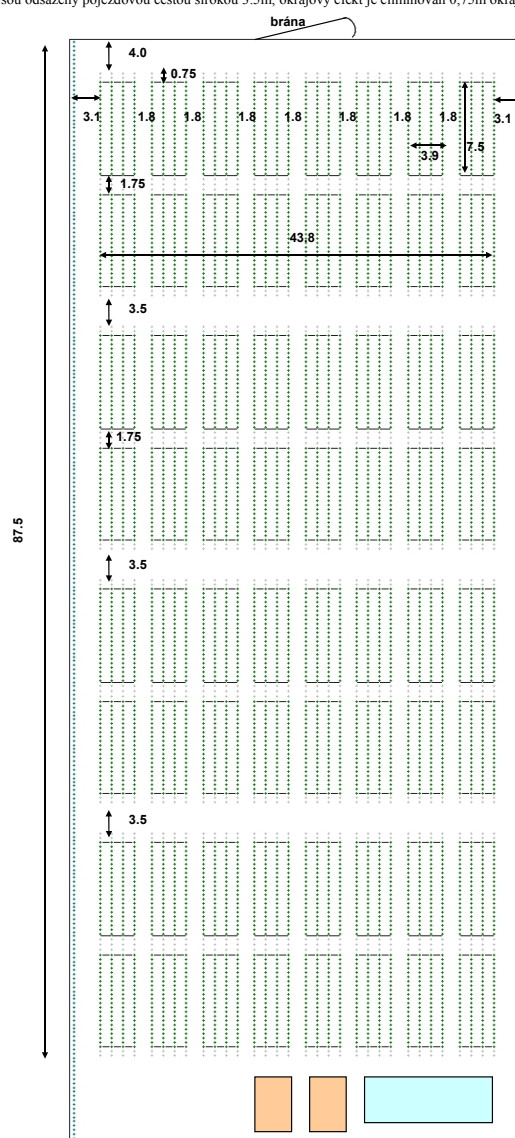
- Luňáčková, L.; Šottníková, A.; Masarovičová, E.; et al.: Comparison of cadmium effect on willow and poplar in response to different cultivation conditions. *Journal of Plant Biology*, 12, 2003: s. 403–411.
- Macek, T.; Macková, M.; Kucerová, P.; et al.: Phytoremediation. In *Biotechnology for the Environment: Soil Remediation*, ed. S. N. Agathos; W. Reineke, Brussels: Belgium: Kluwer Academic Publishers, 2002, str. 115–137.
- Macek, T.; Macková, M.; Pavlíková, D.; et al.: Accumulation of cadmium by transgenic tobacco. *Acta Biotechnologica*, 22, 2002: s. 101–106.
- Macek, T.; Pavlíková, D.; Macková, M.: Phytoremediation of Metals and Inorganic pollutants. In *Soil Biology, Applied Bioremediation and Phytoremediation*, 1, ed. A. Singh; O. Wards, Heidelberg: Springer Verlag Berlin, 2004, s. 135–157.
- Matoušek, J. P.: Interferences in electrothermal atomic absorption spectrometry, their elimination and control. *Progress in analytical atomic spectroscopy*, 4, 1981: s. 247–310.
- Mench, M.; Tancogne, J.; Gomez, A.; et al.: Cadmium bioavailability to *Nicotiana tabacum* L., *Nicotiana rusticana* L., and *Zea mays* L. grown in soil amended or not amended with cadmium nitrate. *Biology and Fertility of Soils*, 8, 1989: s. 48–53.
- Mitchell, R. L.: Trace Elements in Soils. In *Chemistry of the Soil*, ed. F. E. Bear, New York: Van Nostrand Reinhold Co., 1964, str. 525.
- Newman, L.; Strand, S.; Choe, N.; et al.: Uptake and biotransformation of trichlorethylene by hybrid poplars. *Environmental Science & Technology*, 31, 1997: s. 1062–1067.
- Pertu, K.; Kowalik, P.: *Salix* vegetation filters for purification of waters and soils. *Biomass & Bioenergy*, 12, 1, 1997: s. 115–120.
- Pulford, I.; Watson, C.: Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees - A review. *Environment International*, 29, 2002: s. 529–540.
- Raskin, I.; Ensley, B. (eds.): *Phytoremediation of toxic metals - using plants to clean up the environment*. New York: Wiley, 2000.
- Rolfe, G.: Lead Uptake by Selected Tree Seedlings. *Journal of Environmental Quality*, 2, 1973: s. 153–157.
- Salt, D.; Smith, R.; Raskin, I.: Relationship between chromium biomagnification ratio, accumulation factor, and mycorrhizae in plants growing on tannery effluent-polluted soil. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 49, 1998: s. 643–668.

- Swaine, D.: Lead in the environment. *Proceedings of the Royal Society*, 111, 1978: s. 41–47.
- Tlustoš, P.; Balík, J.; Pavlíková, D.; et al.: The uptake of cadmium, zinc, arsenic and lead by chosen crops. *Rostlinná výroba*, 43, 1997: s. 487–494.
- Tlustoš, P.; Pavlíková, D.; Száková, J.; et al.: Plant accumulation capacity for potentially toxic elements. In *Phytoremediation of Metal-Contaminated soils*, ed. J. Morel; et al., Springer, 2006, s. 53–84.
- Valle, B.; Ulmer, D.: Biochemical effects of mercury, cadmium and lead. *Annual Review of Biochemistry*, 41, 1972: s. 91–128.
- Vysloužilová, M.; Tlustoš, P.; Száková, J.: Kadmium and zinc phytoextraction potential of seven clones of *Salix* spp. planted on heavy metal contaminated soils. *Plant, Soil and Environment*, 49, 2003: s. 542 – 546.
- Wang, W.; Evangelou, V.: Metal tolerance aspects of plant cell walls and vacuoles. In *Handbook of Plant and Crop Physiology*, ed. M. Pessarakli, New York: Marcel Dekker, 1994, s. 695–717.
- Wu, J.; Hsu, F.; Cunningham, S.: Chelate-assisted Pb phytosxtraction. Pb availability, uptake and translocation constrains. *Environmental Science & Technology*, 33, 1999: s. 1898–1904.
- Japonské topoly. [online], <http://www.vukoz.cz/vuoz/biomass.nsf/pages/japan.html>, (cit. 21.3.2009).

Příloha A

Design experimentální plantáže

Uváděné hodnoty jsou v m; šířka 1 exp. bloku činí 3.9m a délka 7.5m; 1 experimentální blok = 4 řádky s meziřádkovou vzdáleností 1.3 m a vzdáleností řízků v řádku 0.25m; mezi bloky je řízků osázené přechodné pásmo 1.75m dlouhé (6 řízků); vždy dvě řady exp. bloků jsou osázeny pojezdovou cestou širokou 3.5m; okrajový efekt je eliminován 0,75m okraj. pásem (2řízky)



Obrázek A.1: Design experimentální plantáže

Příloha B

Výsledky naměřených koncentrací kadmia v biomase

Naměřené hodnoty koncentrací kadmia v biomase rostlin u jednotlivých variant.

| | Cd [mg/kg sušiny] | | | | | | | |
|--------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|------|--------|----------|
| | I | II | III | IV | V | VI | průměr | Odchylka |
| K VB1 Listy | 5.91 | 9.25 | 8.18 | 15.80 | 7.59 | 9.57 | 9.38 | 3.40 |
| K VB1 Výhony | 7.10 | 6.83 | 5.71 | 7.75 | 6.63 | 6.63 | 6.78 | 0.67 |
| H VB1 Listy | 4.90 | 11.20 | 26.30 | 32.00 | | | 18.60 | 12.67 |
| H VB1 Výhony | 4.74 | 7.01 | 12.40 | 15.10 | | | 9.81 | 4.77 |
| S VB1 Listy | 11.80 | 7.09 | | | | | 9.45 | 3.33 |
| S VB1 Výhony | 9.07 | 6.60 | | | | | 7.84 | 1.75 |
| K TP1 Listy | 7.33 | | 11.10 | 6.23 | 18.50 | | 10.79 | 5.55 |
| K TP1 Výhony | 6.03 | 6.77 | 7.44 | 11.20 | 14.50 | | 9.19 | 3.58 |
| H TP1 Listy | 8.06 | 4.83 | 4.85 | 2.49 | 6.44 | 5.19 | 5.31 | 1.86 |
| H TP1 Výhony | 10.30 | 7.05 | 4.27 | 2.69 | 4.28 | 5.66 | 5.71 | 2.69 |
| S TP1 Listy | 4.84 | 5.54 | | | | | 5.19 | 0.46 |
| S TP1 Výhony | 3.74 | 3.38 | | | | | 3.56 | 0.25 |

Tabulka B.1: Obsah kadmia v nadzemní biomase

Příloha C

Výsledky naměřených koncentrací olova v biomase

Naměřené hodnoty koncentrací olova v biomase rostlin u jednotlivých variant.

| | Pb [mg/kg sušiny] | | | | | | | |
|--------------|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|----------|
| | I | II | III | IV | V | VI | průměr | Odchylka |
| K VB1 Listy | 15,90 | 14,60 | 14,70 | 28,90 | 14,50 | 18,70 | 17,88 | 5,63 |
| K VB1 Výhony | 2,47 | 5,76 | 1,94 | 4,03 | 2,19 | 2,38 | 3,13 | 1,48 |
| H VB1 Listy | 24,10 | 12,90 | 31,30 | 39,10 | | | 26,85 | 11,14 |
| H VB1 Výhony | 2,21 | 1,66 | 4,20 | 4,11 | | | 3,05 | 1,30 |
| S VB1 Listy | 20,80 | 13,90 | | | | | 17,35 | 4,88 |
| S VB1 Výhony | 2,27 | 3,07 | | | | | 2,67 | 0,57 |
| K TP1 Listy | 14,50 | | 14,20 | 24,20 | 14,60 | | 16,88 | 4,87 |
| K TP1 Výhony | 3,29 | 4,86 | 5,17 | 3,27 | 3,84 | | 4,09 | 0,86 |
| H TP1 Listy | 11,90 | 16,30 | 10,60 | 9,39 | 11,90 | 14,40 | 12,42 | 2,53 |
| H TP1 Výhony | 1,53 | 1,94 | 2,01 | 5,81 | 2,60 | 5,87 | 3,29 | 2,00 |
| S TP1 Listy | 5,07 | 4,98 | | | | | 5,03 | 0,06 |
| S TP1 Výhony | 1,69 | 2,34 | | | | | 2,02 | 0,46 |

Tabulka C.1: Obsah olova v nadzemní biomase