

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin

Akumulace kadmia, olova a zinku rostlinami rodu *Thlaspi*

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Alena Růžičková

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

2012

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Akumulace kadmia, olova a zinku rostlinami rodu *Thlaspi* vypracovala samostatně a použila jen pramenů, které cituji a uvádím v přiložené bibliografii.

V Praze dne:

Ráda bych touto cestou poděkovala panu prof. Ing. Pavlu Tlustošovi, CSc. za jeho vstřícnost a pečlivý odborný dohled během vytváření této práce.

# Abstrakt

Kontaminované půdy reprezentují pro svůj negativní vliv na produkční a ekologické funkce půdy závažný environmentální problém jak v lokálním, tak v globálním měřítku. Těžké kovy jako Cd, Pb a Zn představují důležitý faktor životního prostředí, který se může pozitivně nebo negativně projevit v závislosti na jejich množství v metabolických dějích v organismu.

Cílem této práce je studium problematiky odstraňování těžkých kovů (Cd, Pb a Zn) z kontaminované půdy. Fytoextrakce je fytoimediační metoda, kdy jsou na kontaminované lokality záměrně vysázeny rostliny, které jsou schopné pojmout do vlastních pletiv těžké kovy z kontaminované půdy. V práci je popsán transport kovů do rostlinných pletiv rostlin *Thlaspi* spp. a *Arabidopsis halleri* a jejich akumulace.

Vlastním experimentem je nádobový pokus zahrnující vypěstování rostlin *Thlaspi* spp. a *Arabidopsis halleri* na dvou odlišně kontaminovaných zemínách. Zemina z jedné lokality je fluvizem z okolí řeky Litávky – v oblasti Trhové Dušníky vysoce kontaminovaná kadmíem, olovem a zinkem a druhá zemina pochází z lokality Kutná Hora – Malín a je již méně kontaminovaná než zemina předešlá a byl u ní zjištěn nadlimitní výskyt kadmia a zinku. V této práci jsou sledovány akumulace těžkých kovů (Cd, Pb a Zn) v jednotlivých rostlinách v závislosti, na které zemině jsou vypěstovány.

Byla zjištěna zvýšená akumulace Cd a Zn u *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR) s 37,2 ppm Cd a 1461 ppm Zn, u *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie) s 181 ppm Cd a 1197 ppm Zn a u *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko) s 247 ppm Cd a 1414 ppm Zn.

**Klíčová slova:** kontaminace, těžké kovy, fytoextrakce, *Thlaspi* spp., *Arabidopsis halleri*

# Abstract

The negative impact of contamination on the productive and ecological functions of soil represents a serious environmental problem, on both a local and global scale. Heavy metals, such as cadmium (Cd), lead (Pb), and zinc (Zn), are an important factor, producing a positive or negative effect on the environment, depending on the quantities of these metals found in the metabolic processes of organisms.

The goal of this diploma work is to study the problem of removing these heavy metals (Cd, Pb and Zn) from contaminated soil. Phytoextraction is a phytoremediation method which consists of deliberately planting certain plants which are able to take heavy metals up into their tissue, thereby removing these metals from the contaminated soil. This work describes the transport of metals into, and their accumulation in, the tissues of the *Thlaspi* spp. and *Arabidopsis halleri* plants.

In my own experiments, I attempted to cultivate these plants, *Thlaspi* spp. and *Arabidopsis halleri*, in two different contaminated soils. One soil comes from fluvial deposits in the vicinity of the Litávka river (Trhové Dušníky region), which is highly contaminated with cadmium, lead, and zinc. The second soil comes from Kutná Hora - Malín area, where the soil is less contaminated, and in which was detected a limited amount of cadmium and zinc. This work tracks the accumulation levels of heavy metals (Cd, Pb, and Zn) in individual plants, according to the soils in which they were cultivated.

Elevated levels of cadmium and zinc were found in: *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, Czech Republic), 37.2 ppm of cadmium and 1461 ppm of zinc; *Thlaspi caerulescens* (Gange, France) - 181 ppm of cadmium and 1197 ppm of zinc; and *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovenia) - 247 ppm of cadmium and 1414 ppm of zinc.

**Key words:** contamination, heavy metals, phytoextraction, *Thlaspi* spp., *Arabidopsis halleri*

# Obsah

1. Úvod.....	1
2. Vědecká hypotéza a cíle práce.....	2
3. Přehled literatury.....	3
3.1. Charakteristika těžkých kovů.....	3
3.1.1. Kadmium (Cd) .....	4
3.1.1.1. Fyzikálně – chemické vlastnosti kadmia.....	4
3.1.1.2. Výskyt a využití kadmia.....	4
3.1.1.3. Kadmium v rostlině.....	5
3.1.1.4. Vliv kadmia na člověka.....	5
3.1.2. Olovo (Pb).....	6
3.1.2.1. Fyzikálně – chemické vlastnosti olova.....	6
3.1.2.2. Výskyt a využití olova.....	7
3.1.2.3. Olovo v rostlině.....	7
3.1.2.4. Vliv olova na člověka.....	8
3.1.3. Zinek (Zn) .....	8
3.1.3.1. Fyzikálně – chemické vlastnosti zinku.....	8
3.1.3.2. Výskyt a využití zinku.....	9
3.1.3.3. Zinek v rostlině.....	10
3.1.3.4. Vliv zinku na člověka.....	10
3.2. Využití rostlin k fytoremediaci .....	11
3.2.1. Metody fytoremediace .....	11
3.2.1.1. Imobilizační metody.....	12
3.2.1.2. Fytodekontaminační metody .....	13
3.2.1.3. Výhody fytoextrakce .....	14
3.2.1.4. Nevýhody fytoextrakce .....	15
3.3. Příjem těžkých kovů rostlinou .....	16
3.3.1. Příjem těžkých kovů z půdního prostředí.....	17
3.3.2. Mechanizmy tolerance těžkých kovů rostlinami.....	19

3.3.3. Tvorba komplexů kovových iontů s ligandy.....	20
3.3.3.1. Chelátotvorné ligandy .....	21
3.3.4. Iontové přenašeče těžkých kovů .....	24
3.4. Rostliny s hyperakumulačními vlastnostmi .....	28
3.4.1. <i>Thlaspi caerulescens</i> J. et C. Presl.....	30
3.4.2. <i>Arabidopsis halleri</i> (L.) (O’Kane a Al-Shehbaz).....	31
3.4.3. <i>Thlaspi goensingense</i> .....	32
3.4.4. <i>Thlaspi jankae</i> A. Kern .....	32
3.4.5. <i>Thlaspi rotundifolium</i> (L.) Gaudin.....	32
3.4.6. <i>Thlaspi montanum</i> (L.).....	33
4. Materiál a metody .....	34
4.1. Monitoring obsahu rizikových prvků v půdách s výskytem rostlin <i>Thlaspi jankae</i> .....	34
4.1.1. Lokality na Slovensku.....	34
4.1.2. Lokality v Maďarsku.....	35
4.2. Zeminy použité pro založení nádobového experimentu .....	35
4.2.1. Lokalita Trhové Dušníky, niva řeky Litávky .....	35
4.2.2. Lokalita Kutná Hora – Malín .....	36
4.3. Charakteristika rostlinného materialu použitého ke srovnání akumulčního po- tenciálu rostlin.....	37
4.3.1. <i>Thlaspi caerulescens</i> J. et C. Presl.....	37
4.3.2. <i>Arabidopsis halleri</i> (L.) (O’Kane a Al-Shehbaz).....	38
4.3.3. <i>Thlaspi goensingense</i> .....	39
4.3.4. <i>Thlaspi jankae</i> A. Kern .....	40
4.3.5. <i>Thlaspi rotundifolium</i> (L.) Gaudin.....	41
4.3.6. <i>Thlaspi montanum</i> (L.).....	42
4.4. Nádobový experiment.....	43
4.4.1. Příprava zemin pro experiment .....	43
4.4.2. Ošetření rostlin během vegetace .....	44
4.4.3. Sklizeň a zpracování vzorků .....	44

4.4.4. Analýza rostlinné nadzemní biomasy .....	45
4.4.5. Analýza půd z dotčených lokalit .....	45
4.4.6. Výpočet TF.....	46
4.4.7. Statistika pro vyhodnocení.....	46
5. Výsledky .....	47
5.1. Hodnocení obsahů rizikových prvků v půdách na slovenských lokalitách .....	47
5.2. Hodnocení obsahů rizikových prvků v půdách na maďarských lokalitách .....	49
5.3. Trhové Dušníky.....	52
5.4. Kutná Hora – Malín .....	60
5.5. Závislost obsahu Cd, Pb a Zn na obou stanovištích.....	68
6. Diskuze .....	71
7. Závěr .....	75
8. Seznam literatury .....	77



# 1. Úvod

V oblastech s vysokým bodovým znečištěním půdy je nutné koncentrace a chování těžkých kovů sledovat z důvodu jejich možného vstupu do potravního řetězce a přímého působení na zdraví obyvatel. Nadlimitní obsahy těžkých kovů v životním prostředí jsou velmi závažné vzhledem k jejich perzistenci a dlouhodobému setrvání v ekosystému (Vysloužilová et al., 2005). Potřeba vyčištění kontaminovaných oblastí není tedy jenom lokální otázkou, nýbrž je velmi důležité z hlediska udržení trvalého rozvoje (Macek et al., 2005).

Mezi šetrné remediační metody vůči životnímu prostředí patří fytoextrakce. Fytoextrakce je jedním z možných způsobů, jak odstranit těžké kovy z kontaminovaných půd a docílit tak jejich obnovy, kdy záměrně vypěstované rostliny na kontaminované půdě akumulují kontaminanty ve své nadzemní biomase, která je následně sklizena a uložena na bezpečné úložiště nebo zpracovávána termicky, mikrobiálně či chemicky. Tento postup se může opakovat do finálního vyčištění půdy, po kterém jsou již splněny přípustné limity koncentrací těžkých kovů v půdě.

Rostliny zvané hyperakumulátory jsou ve srovnání s jinými rostlinami schopné absorbovat neobvykle vysoká množství těžkých kovů bez nepříznivého vlivu na jejich růst a vitalitu, jsou extrémně tolerantní vůči vysokému obsahu kontaminantů v půdě (Terry et Banelos, 2002). Mezi takové hyperakumulátory, u kterých již byly prokázány schopnosti akumulace Cd, Pb nebo Zn, patří rostliny rodu *Thlaspi* spp. a *Arabidopsis halleri*. U *Thlaspi caerulescens* a *Thlaspi goensingense* se projevila srovnatelná schopnost akumulovat Cd a Zn (Lombi et al., 2000). U rostliny *Arabidopsis halleri* byla prokázána vysoká schopnost akumulace Zn a nižší schopnost akumulace Cd (Zhao et al., 2006). Baker et al. (1994) prokázal zvýšené obsahy Pb v nadzemní rostlinné biomase u *Thlaspi caerulescens*.

## 2. Vědecká hypotéza a cíle práce

Na Slovensku (v oblastech Zobor a Slovenský kras) a v Maďarsku (v okolí města Eger) se přirozeně vyskytují rostliny *Thlaspi jankae*. Vzhledem k tomu, že se jedná o metalofyty, existuje předpoklad, že půdy, na kterých se tyto rostliny vyskytují, obsahují nadlimitní obsahy těžkých kovů.

- 1) Prvním cílem práce je stanovení obsahů těžkých kovů v půdě odebrané z přirozených lokalit *Thlaspi janka* ze Slovenska a z Maďarska a vyhodnocení míry kontaminace půd.
- 2) Údaje z literatury prezentují značně rozdílné obsahy rizikových prvků v *Thlaspi* spp. a *Arabidopsis halleri*. Předpokládám, že jejich akumulční schopnost se potvrdí, nebo vyvrátí při pěstování na shodném substrátu.

## 3. Přehled literatury

### 3.1. Charakteristika těžkých kovů

Těžkými kovy jsou nazývány prvky, které mají hustotu větší než  $5 \text{ g/cm}^3$  a jsou jimi označovány kovy, které jsou spojovány se znečištěním a toxicitou nebo také esenciální prvky vyžadované organismy při nízkých koncentracích (Adriano, 2001). Dle Adriano (2001) jednotliví autoři používají synonyma pro pojem těžké kovy: stopové prvky, rizikové prvky, mikronutrienty nebo mikroelementy.

Těžké kovy se poměrně dobře slučují s prvky elektronegativními, tj. nekovy (s halogeny na halogenidy, se sírou na sulfidy, s dusíkem na nitridy, s fosforem na fosfidy, s kyslíkem na oxidy). Mezi velmi toxické těžké kovy patří rtuť, kadmium, olovo, arsen a organické sloučeniny cínu (Pavliš, 2005).

Všeobecný současný zájem o výzkum těžkých kovů byl podpořen již dosavadními zjištěními o těžkých kovech (Adriano, 2001; Pavliš, 2005):

- **toxicita** (často ve velmi nízkých koncentracích)
- **bioakumulace** v živých organismech (Cd, As, Cr, Ni, Be)
- **persistence, nedegradabilita** (kovy mění oxidační stav, nikoliv svou podstatu)
- **narůst koncentrace v životním prostředí** (především za posledních 100 let)

Dle Bertrandova zákona zařazení prvků mezi toxické má jen omezenou platnost, protože z hlediska vztahu „dávka – účinek a délky expozice“ považuje za toxické všechny prvky, jsou – li přijímány v dostatečně vysoké dávce a po dostatečně dlouhou dobu. Na rozdíl Venčikov z hlediska vztahu „dávka – účinek“ rozeznává základní oblasti působení kteréhokoliv prvku. Zvýšením aplikované dávky dojde ke stimulaci a podráždění některých funkcí a tato oblast se projeví v důsledku vyčerpané homeostatické kapacity organismu toxickými příznaky až smrtí (Bencko et al., 1995).

### 3.1.1. Kadmium (Cd)

#### 3.1.1.1. Fyzikálně – chemické vlastnosti kadmia

Kadmium je měkký, tažný, stříbro - bílý, lesklý, elektropozitivní kov s atomovým číslem 48, relativní atomovou hmotností 112,411 o hustotě 8,64 g/cm<sup>3</sup> a bodem tání 321 °C. Má osm stabilních izotopů: <sup>106</sup>Cd, <sup>108</sup>Cd, <sup>110</sup>Cd, <sup>111</sup>Cd, <sup>112</sup>Cd, <sup>113</sup>Cd, <sup>114</sup>Cd (nejčastěji se vyskytující) a <sup>116</sup>Cd. Stejně jako Zn a Hg je kadmium přechodným prvkem a patří do II – B skupiny periodické tabulky (Adriano, 2001).

Jeho nejběžnější sloučeninou je sulfid kademnatý (CdS), tvoří také hydroxidy a komplexní ionty s amoniakem a kyanidem. Tvoří mnoho organických aminů, komplexů se sírou, chlor - komplexů a chelátů (Adriano, 2001). Ionty kadmia tvoří obvykle bílé, hydrátované, nerozpustné sloučeniny s uhličitany, fosfáty a ferrokyanidy. Je snadno rozpustný v kyselině dusičné, ale jen pomalu se rozpouští v kyselině sírové. Přestože kovový povrch rychle oxiduje, je vysoce rezistentní vůči korozi (Adriano, 2001). Kadmium patří mezi zvláště nebezpečné látky (Pavliš, 2005).

#### 3.1.1.2. Výskyt a využití kadmia

Kadmium je kov chemickými vlastnostmi příbuzný zinku. Přirozeně se vyskytuje se zinkem a olovem v rudách obsahujících sulfidy těchto kovů, a proto jsou hlavními zdroji znečištění životního prostředí těžba a zpracování rud železa, olova a zinku, spalování fosilních paliv a výroba plastů, v neposlední řadě také opotřebované a nesprávně likvidované akumulátorové baterie (Bencko et al., 1995). Kadmium se může dostat do půdy i díky fosforečným hnojivům. Dalším významným zdrojem kontaminace životního prostředí je atmosférická depozice. Rizikové prvky v atmosféře jsou původu přirozeného (např. ze sopečné činnosti, větrné eroze, lesních požárů) i antropogenního. Antropogenní spad zahrnuje emise elektráren, tepláren, metalurgie, chemického průmyslu, dopravy i zemědělství (Tlustoš et al., 2006).

Nejvýznamnějším přírodním zdrojem kadmia jsou však výbuchy podmořských sopek. Přesto emise kadmia do ovzduší způsobené člověkem jsou přibližně 8x vyšší než emise přirozené. Do půdy se dostává hlavně atmosférickou depozicí městských průmyslových aerosolů, hnojením fosforečnými hnojivy kontaminovanými kadmiem či využitím čistírenských kalů jako hnojivo (Adriano, 2001; Bencko et al., 1995).

### 3.1.1.3. Kadmium v rostlině

Kadmium je pro výživu rostlin neesenciální prvek, a přesto rostlina kadmium přijímá jako  $\text{Cd}^{2+}$  a to buď z půdy nebo z atmosféry (Hobza et al., 2010). I přes vysokou biologickou dostupnost kadmia pro rostliny, je rostlinami přijat pouze nepatrný zlomek kadmia z půdního roztoku (Adriano, 2001). V nízkých koncentracích je kadmium běžnou součástí všech rostlinných pletiv a hromadí se pravděpodobně v proteinové frakci rostlin (Hobza et al., 2010). Pokud jsou v růstovém médiu vyšší hodnoty než hodnoty požadové koncentrace, je kadmium transportováno z kořenů do nadzemních částí rostlin (Adriano, 2001). Při působení kadmia na rostlinu dochází k inhibici syntézy bílkovinných komplexů fotosystému II, zejména je poškozován fosfoenolpyruvát karboxyláza. Dále dochází k ovlivňování tvorby thylakoidních membrán a následnému rozkladu chlorofylových molekul či ke vzniku menších chloroplastů (Bláha, 2003). Bylo však prokázáno, že kadmium je spojeno se syntézou cysteinu a methioninu v sóji, přičemž tato jeho účinnost závisí na citlivosti rostlin ke kadmii. Příčina toxicity kadmia je spojována s narušením enzymatické aktivity a syntézy anthokyanu (Hobza et al., 2010). Nízké koncentrace kadmia v pletivech rostlin zvyšují transpiraci a stomatickou vodivost, aniž by byly pozorovány změny ve fotosyntéze. Vysoké koncentrace, při nichž dochází k poškozování kořenů, již transpiraci snižují (Bláha, 2003). Enzymy, které by pro svojí činnost byly závislé na přítomnosti kadmia, zatím nejsou známy (Hobza et al., 2010).

### 3.1.1.4. Vliv kadmia na člověka

Kadmium je stopový (oligobiogenní) prvek a jeho množství je v lidském těle zpravidla nižší než 0,01 %. Kadmium je pro své toxické vlastnosti (i při nízkých koncentracích) řazeno mezi toxické prvky (Adriano, 2001).

Kadmium je velmi toxický prvek výrazně poškozující ledviny, může způsobovat rakovinu plic a prostaty. Je teratogenní (poškozující plod). Způsobuje významné poškození jater, kostí, plic a gastrointestinálního traktu. Chronické expozice mohou také způsobovat poškození srdce a imunitního systému. Má velmi vysoký akumulární koeficient, detoxikace je proto pomalá a hrozí nebezpečí chronických otrav. Kromě toho zesiluje toxické účinky jiných kovů, např. zinku a mědi. Hlavními symptomy akutní otravy kadmii jsou nauzea (pocit na zvracení), vomitus (zvracení), diarea (průjem), křeče trávicího ústrojí, bolesti hlavy a intenzivní salivace (produkce a vylučování slin). V případě vysoké expozice jsou uvedené

příznaky následovány šokem ze ztráty tekutin, akutním selháním funkcí ledvin, srdce, plic a smrtí v průběhu 24 hodin až 14 dnů (Bencko et al., 1995).

Hlavními zdroji pro inhalaci kadmia jsou cigarety a spaliny fosilních paliv. Ingesce představuje hlavní přísun kadmia do organismu, kdy je vstřebávání kovu závislé na formě kovu a jeho rozpustnosti a stravě (interakce mezi látkami v potravě a kovem). Ke kumulaci kadmia v lidském organismu dochází v kůře nadledvinek, v játrech a kostech. Mezi onemocnění v důsledku chronické toxicity patří anémie, kdy má kadmium vliv na metabolismus železa, poškození ledvin a změny v metabolismu vápníku, kdy dochází k odvápnění kostí (Adriano, 2001; Bencko et al., 1995).

Nejznámějším případem otravy kadmiiem byla tzv. nemoc itai – itai (přeloženo jako bolí – bolí), kdy japonská těžební společnost vypouštěla v letech 1910 až 1945 do řeky odpadní vody s obsahem kadmia. Voda z řeky sloužila k zavlažování rýžových polí a k rybolovu. Pro vysoký bioakumulační koeficient kadmia docházelo k vysoké akumulaci kadmia v rýži a rybách a následně k otravám lidí. Nemoc se projevovala ukládáním kadmia v kostech, kde nahrazovalo vápník, a tím způsobovalo křehnutí kostí, kdy jsou takové kosti náchylnější ke zlomeninám, lidé trpí bolestmi kloubů a zad (Adriano, 2001; Bencko et al., 1995).

### 3.1.2. Olovo (Pb)

#### 3.1.2.1. Fyzikálně - chemické vlastnosti olova

Olovo je prvek skupiny IV - A periodického systému s relativní atomovou hmotností 207,19, atomovým číslem 82, specifickou hmotností 11,34 g/cm<sup>3</sup>, bodem tání 327,5 °C a bodem varu 1740 °C. V krystalické formě je olovo modrostříbřitě bílý, měkký kov. Je vysoce lesklý, velmi poddajný, tažný a je špatným vodičem elektřiny. Možné oxidační stavy olova jsou 0, + II, +IV. Ve většině anorganických sloučenin se olovo vyskytuje ve dvojmocné formě. Anorganické soli olova jsou většinou špatně rozpustné s výjimkou octanu, dusičnanu, chlorečnanu, chloristanu a do určité míry chloridu (Adriano, 2001; Bencko et al., 1995).

Olovo má čtyři stabilní izotopy s následujícím procentuálním zastoupením: <sup>204</sup>Pb (1,48 %), <sup>206</sup>Pb (23,6 %), <sup>207</sup>Pb (22,6 %), <sup>208</sup>Pb (52,3 %). Dva další izotopy jsou radioaktivní – <sup>210</sup>Pb a <sup>212</sup>Pb a jsou používány pro experimentální účely (Adriano, 2001).

### 3.1.2.2. Výskyt a využití olova

Olovo je nejrozšířenější z těžkých kovů, patří také k nejrizikovějším těžkým kovům (Bencko et al., 1995; Bláha, 2003). Vyskytuje se v půdách, vodách i v atmosférických komponentách biosféry. Jeho výskyt a využití je spojeno s dobou před 5000 lety, kdy již byly objeveny technologie pro tavení slitin Pb-Ag ze sulfidických rud (Adriano, 2001).

Během posledních třech desetiletích byly hlavními producenty olova Spojené státy americké, Austrálie a státy dřívějšího Sovětského svazu. Těžba olova z rudy obsahující galenit (3 – 8 % Pb) zahrnuje koncentrování (kdy koncentrát obsahuje 60 – 70 % Pb a v této formě je dodávána častečně opracovaná ruda hutím), slinování (při kterém je Pb oxidováno), redukci PbO a přečišťování k odstranění nečistot (Adriano, 2001; Bencko et al., 1995).

Mezi nejdůležitější minerály obsahující olovo patří galenit (PbS), cerusit (PbCO<sub>3</sub>) a anglesit (PbSO<sub>4</sub>). V rudách obsahujících galenit se často vyskytuje i zinek a v menším množství měď, železo a některé další kovy (Adriano, 2001).

Průmysl, aplikace průmyslových hnojiv, pozemní i letecká doprava jsou hlavními antropogenními zdroji (Bláha, 2003). Olovo z výfukových plynů se usazuje v podobě oxidu, chloridu a bromidu na vegetaci, půdě v okolí silnic apod. V atmosféře po nějaký čas přetrvává v rozpustné formě jako halogenid a síran. Přítom nerozpustný oxid olovnatý reaguje s atmosférickým oxidem siřičitým a vzniká síran vody. Největší spotřeba olova je při výrobě baterií, kabelů, barviv, slitin, alkylsloučenin (antidetonačních přísad do benzínu) (Bencko et al., 1995).

Koncentrace olova v půdách se přímo odráží v koncentraci olova v podzemních vodách. Do atmosféry se olovo dostává z přírodních zdrojů ve formě silikátového prachu, kouře lesních požárů a aerosolu z mořské vody (Bencko et al., 1995).

### 3.1.2.3. Olovo v rostlině

V přirozených ekosystémech je olovo přítomno v nízkých koncentracích (2 ppm) ve všech rostlinách. Rostlina jej přijímá pasivně a jeho příjem je limitován půdní reakcí a teplotou. Olovo se v rostlině ukládá v buněčné stěně, a tím znemožňuje jeho pohyb uvnitř rostliny. V nízkých koncentracích může olovo stimulovat růst. Ve vyšších koncentracích narušuje metabolismus vápníku, snižuje příjem oxidu uhličitého, působí na buněčné dělení a omezuje

příjem vody. Některé rostliny nezpomalují růst ani při vysokém příjmu olova. Velmi vysoké koncentrace vedou ke vzniku chloróz a listy jsou zakrnělé (nejcitlivěji na kumulaci olova reaguje listová zelenina) (Bláha, 2003).

#### 3.1.2.4. Vliv olova na člověka

Při intoxikaci olovem (plumbismus) je nejvíce postižen krvevorný systém (anémie), nervový systém (encefalopatie), trávicí ústrojí (střevní kolika) a ledviny (Bencko et al., 1995). Dětské otravy z olova jsou obvykle závažnějším problémem v rozvojových zemích v důsledku nevhodných technologií zajišťující kontrolu znečištění ovzduší, půdy a vody a také v důsledku používání domácích bylin jako medicíny, které mohou být často vysoce kontaminovány (Adriano, 2001).

Nejčastější formou akutní otravy olovem je postižení trávicího ústrojí, jež je charakteristické počátečními příznaky: anoxie, dyspepsie, zácpa, kolikovitě záchvaty charakterizované difúzní kolikovitou bolestí břicha. Chronická otrava začíná plíživě. Zpočátku převládají subjektivní příznaky: malátnost, pocit únavy, nechutenství, nespavost, pocit únavy v dolních končetinách, častá je zácpa. Nemocní jsou nápadně bledí a častý je šedý lem na dásních. Karcinogenní a teratogenní působení olova na člověka zatím nebylo prokázáno (Bencko et al., 1995).

### 3.1.3. Zinek (Zn)

#### 3.1.3.1. Fyzikálně - chemické vlastnosti zinku

Zinek je důležitým stopovým prvkem a náleží do skupiny II-B periodické tabulky a jeho atomové číslo je 30, relativní atomová hmotnost 65,38, bod tání 420 °C a bod varu 907 °C. Zinek je modravě bílý, relativně měkký kov se specifickou hustotou 7,13 g/cm<sup>3</sup>. Zinek je dvojmocný ve všech jeho sloučeninách. Snadno reaguje jak s anorganickými, tak s organickými látkami. Je složen z pěti stabilních izotopů: <sup>64</sup>Zn (48,89 %), <sup>66</sup>Zn (27,81 %), <sup>67</sup>Zn (4,11 %), <sup>68</sup>Zn (18,56 %), <sup>70</sup>Zn (0,62 %). Bylo také objeveno šest radioaktivních izotopů: <sup>62</sup>Zn, <sup>63</sup>Zn, <sup>65</sup>Zn, <sup>69</sup>Zn, <sup>72</sup>Zn, <sup>73</sup>Zn. V průmyslu je nejčastěji používán ZnO, který je ve většině rozpouštědel málo rozpustný (Adriano, 2001; Bencko et al., 1995).



### 3.1.3.2. Výskyt a využití zinku

Nejdůležitějšími minerály obsahujícími zinek jsou sfalerit ( $ZnS$ ), zinkit ( $ZnO$ ), smithsonit ( $ZnCO_3$ ), willemmit ( $ZnSiO_4$ ) a hemimorfit [ $Zn_4Si_2O_7(OH) \cdot H_2O$ ]. Tyto rudy jsou nejvíce těženy ve Spojených státech amerických, na území bývalého SSSR a v Japonsku (Bencko et al., 1995). Většina zinku vyprodukovaná na celém světě pochází z rud obsahující sfalerit (Adriano, 2001).

Zinek se řadí ve světové roční spotřebě kovů na čtvrté místo, tj. za Fe, Al a Cu. Výzkumy prováděné v blízkosti hutí a podobných zdrojů znečištění poskytují dramatické důkazy ekologických škod způsobenými kovy, které se v dané lokalitě zpracovávají. Celkové emise naměřené během sledovaných let v blízkosti znečišťujícího zdroje byly přibližně 260 000 tun Zn, 330 tun Cd a 6 800 tun Pb (Adriano, 2001). Během tavby zinkové rudy často dochází k emisím zinku do ovzduší, doprovázeným emisemi kadmia, olova, arzenu a jiných kovů (Bencko et al., 1995). Emise zinku jsou doprovázeny emisemi kadmia přibližně 50 – 100 kg Zn/1 kg Cd (Chaney et al., 1988). Žárovým zinkováním vznikají pozinkované kovy, které mají hojné využití ve stavebnictví, dopravě a strojním průmyslovém odvětví díky antikorozním vlastnostem pozinkovaného kovu (Bencko et al., 1995).

Přítomnost zinku ve vodovodním potrubí obohacuje vodu o zinek, což je ale při překročení limitu nežádoucí. Obdobně by mohlo být zaváděno potrubí ze stejného materiálu do systému čistíren odpadních vod, kdy by stejným způsobem docházelo k obohacování vyčištěných vod zinkem vyskytující se v potrubí (Adriano, 2001). I v tomto případě by muselo docházet ke kontrolám, zda limitní hodnoty nebyly překročeny. V ČR je přípustný stupeň znečištění vodárenských toků 0,05 mg Zn/l, u ostatních povrchových toků 0,1 mg Zn/l. Mezní hodnota zinku v pitné vodě v ČR je 5 mg Zn/l (Bencko et al., 1995).

### 3.1.3.3. Zinek v rostlině

V rostlinách se zinek účastní fotosyntézy. Účastní se jí pravděpodobně tak, že vytváří nezbytnou složku karbonátdehydratázy, alkoholdehydrogenázy, glutamátdehydrogenázy, laktádehydrogenázy a alkalické fosfatázy. Má podíl na inhibici aktivity ribonukleázy v rostlinných pletivech. Při nedostatku zinku bylo zjištěno poškození chloroplastů. Nadbytek zinku u netolerantních druhů rostlin se projevuje chlorózou mladých listů. Tolerantní druhy nadlimitní obsahy zinku ve svých pletivech inaktivují tak, že tento ion vážou v komplexech

s kyselinou jablečnou nebo citrónovou, chelátové komplexy se transportují a ukládají do vakuol především v podzemních částech rostliny (Hobza et al., 2010).

Zinek je velmi důležitý pro výživu rostlin, neboť je součástí řady metaloenzymů, má zásadní význam pro stabilitu cytoplazmatických ribozomů a kořenových buněk plazmatické membrány, katalyzuje proces oxidace, účastní se syntézy bílkovin a auxinu kyseliny indol-3-octové a transformace sacharidů (Kochian, 1993; Romheld et Marschner, 1991).

#### 3.1.3.4. Vliv zinku na člověka

Zinek je napojen na metabolismus aminokyselin, bílkovin a cukrů (Hobza et al., 2010). Pro člověka je zinek esenciálním prvkem, je nezbytný pro řadu enzymových systémů v lidském těle. Typickými znaky deficitu zinku je dermatitida, atrofie varlat, anorexie, hubnutí a zpomalení růstu (duševního i tělesného) (Bencko et al., 1995).

Při inhalaci par kovového zinku a oxidu zinečnatého dochází k zinkové horečce. Tímto onemocněním mohou onemocnět slévači, kteří v bezprostřední blízkosti par pracují. Typickými projevy jsou malátnost, bolest hlavy, sucho v ústech s pocitem kovové chuti, škrábání v krku, bolesti na prsou, dráždivý kašel, zimnice se zvýšenou teplotou 39°C. Při expozici  $ZnCl_2$  může dojít k těžkému postižení dýchacího ústrojí, pneumonii a plicnímu otoku (Bencko et al., 1995).

## 3.2. Využití rostlin k fytoremediaci

Vyčištění rozlehlých kontaminovaných oblastí není tedy jenom lokální otázkou, nýbrž je velmi důležité z hlediska udržení trvalého rozvoje. Využití ploch v současnosti nepoužitelných vzhledem k jejich kontaminaci toxickými látkami přispěje z několika stran k zachování biodiverzity a záchraně vitálně důležitých ekosystémů (Macek et al., 2005).

Většinou se fytoremediace definuje jako přímé využití živých rostlin k degradaci, zadržení či zneškodnění různých kontaminantů životního prostředí (Cunnigham et al., 1995; Cunnigham et Ow, 1996), polutantů (látky přírodního původu) a xenobiotik (cizorodé látky vytvořené uměle člověkem), mezi něž patří těžké kovy, radioaktivní sloučeniny i organické molekuly od pesticidů a herbicidů přes ropné produkty, výbušniny, rozpouštědla jako benzen, toluen, trichlorethylen apod., bojové chemické látky (Macek et al., 1998, 1999), vysoce odolné látky jako polychlorované bifenyly, dioxiny, DDT, i třeba látky které narušují endokrinní systém a vykazují hormonům podobné účinky (tributylcín, bisfenol A a další). V obou případech (anorganických i organických sloučenin) jsou využívány zcela přirozené procesy, které se u rostlin vyvíjely dlouhou dobu (Macek et al., 2005). Aby dekontaminace mohla být účinná, musí mít tato rostlina i vysokou produkci nadzemní hmoty (10 t sušiny/ ha a více) (Váňa, 1998).

Dekontaminaci znečištěných půd lze provádět (Kuraš, 1993):

- přímo v místě znečištění bez vytěžení půdy (in situ)
- vytěžením kontaminované zeminy a její remediaci přímo na místě (on site), např. v mobilních dekontaminačních jednotkách
- odvezením vytěžené kontaminované zeminy ke zpracování ve stabilním závodě (ex situ)

### 3.2.1. Metody fytoremediace

Fytodekontaminace (trvalé odstraňování kontaminantů pomocí rostlin) spolu s imobilizací (dočasné zabránění toxickému působení kontaminantů v půdě pomocí rostlin) jsou technologiemi fytoremediačními. Fytodekontaminace zahrnuje technologie fytoextrakce,

fyto degradace a fyto volatilizace. Imobilizace zahrnuje metody fyto stabilizaci a fyto imobilizaci. Výběr technologie závisí na charakteru znečištěného prostředí, kontaminantu a jeho koncentraci. Výběr konkrétní fyto remediační metody je závislý na typu materiálu. Tedy dekontaminace půdy, sedimentů, tuhého odpadu se může uskutečnit díky fyto extrakci, fyto degradaci, fyto volatilizaci. (Macek et al., 2005).

### 3.2.1.1. Imobilizační metody

#### Fyto stabilizace

Dle Vaňka et al. (2002) v některých místech, které jsou nebezpečné vysokou koncentrací anorganických i organických xenobiotik (např. důlní haldy, odkaliště apod.), se využívá rostlin pro tzv. fyto stabilizaci.

Fyto stabilizace je postup, při kterém dochází k mechanické stabilizaci půdy. Zakrytí půdního povrchu nadzemní biomasou a větší míra evapotranspirace slouží jako prevence před přenosem kontaminantu z půdy do okolního prostředí vodní nebo větrnou erozí. Kořeny rostlin prorůstají půdní profil a mechanicky zabraňují vymývání kontaminantů do podzemních vod (Vysloužilová et al., 2005). Fyto stabilizace využívá rostliny k imobilizaci vodních a půdních kontaminantů, jejím cílem je pouze znemožnění nebo výrazné omezení přenosu kontaminantů do okolí (bariérový efekt) (Soudek et al., 2008). Kořenový systém díky adsorpci, absorpci, komplexaci a precipitaci snižuje možnost vymývání kontaminantu podzemní vodou z půdy, sedimentů a kalů. Fyto stabilizace lze užít tam, kde je potřeba obnovit vegetační pokrývku, ale kvůli vysoké kontaminaci nelze na zasaženém území aplikovat běžnou vegetaci (Soudek et al., 2008).

#### Fyto imobilizace

Fyto imobilizace je metoda omezující pohyb kontaminujících látek v kořenové zóně díky zákláním procesům: adsorpce/absorpce na kořeny rostlin, rostlinami zprostředkované srážení či tvorba nerozpustných sloučenin a změna půdních vlastností rostlinami měnících mobilitu kontaminující látky. K fyto imobilizaci dále nepřímo přispívá zvýšení mikrobiální aktivity mikrobiální fixací, příjmem nebo syntézou méně mobilních látek zabudovaných do půdního humusu. Symbióza hub s kořeny vyšších rostlin (mykorrhiza) zvětšuje povrch kořenů pro příjem živin (Marschner, 1995), ale některé houby zvyšují toleranci rostlin k těž-

kým kovům jejich blokadí ve svých hyfách (Khan et al., 2000). Cílem fytoimobilizace je omezení translokace kontaminantu do nadzemních částí rostlin, aby nedošlo ke kontaminaci potravního řetězce. Přístupnost kovů Cd a Zn je snižována tvorbou nerozpustných hydroxidů při zvýšení hodnoty pH (Adriano, 2001).

### 3.2.1.2. Fytodekontaminační metody

#### Fytodegradace

Fytodegradace, nazývaná také fytotransformace, je proces, při němž dochází k absorpci, přeměně a odbourávání kontaminantu na povrchu kořenu nebo uvnitř rostliny. Jedná se o přeměnění polutantů (složitých organických znečišťujících látek) v produkty (jednodušší netoxické molekuly), které se zabudují do rostlinných pletiv, a pomocí nichž rostou rostliny rychleji. Fytodegradace se používají především pro odstraňování organických polutantů. Během fytodegradací je potřeba zajistit, aby nevznikaly metabolity, které by byly toxičtější, než samotné polutanty (Soudek et al., 2008).

#### Fytovolatilizace

Během procesu fytovolatilizace kořenový systém rostliny přijímá kontaminanty, následně transportuje do nadzemní části rostliny, odkud se mohou těkavé látky dostat do ovzduší. Existují výjimečné případy, kdy dochází k biotransformaci kontaminantu. Metodu lze aplikovat spíše při odstraňování organických polutantů, jako je např. MTBE (methyl-terc-butylether) a jiné složky benzínu (Macek et al., 2005).

Použití fytovolatilizace je nicméně kontroverzní, neboť nedochází k odstranění kontaminace, ale pouze k přesunu kontaminantu z půdy do ovzduší. V případě použití této metody musí být realizováno opatření, které by zamezilo nekontrolovanému úniku plyných zplodin do ovzduší (Soudek et al., 2008).

## Fytoextrakce

Fytoextrakce, nazývaná také fytoakumulace. Jedná se o záměrně vypěstované rostliny na kontaminovaných půdách, které ve svých tkáních akumulují především anorganické kontaminanty. Rostliny jsou následně sklizeny a uloženy na bezpečné úložiště nebo zpracovány termicky, biologicky či chemicky. Tento postup se může opakovat podle potřeby do snížení koncentrací toxických prvků do přípustných limitů v půdě. Nejvhodnější rostlinou pro optimální průběh fytoextrakce je taková, která nejen toleruje a akumuluje vysoké koncentrace kovů v částech, které lze sklídit, ale současně i rychle roste (Griga et al., 2003).

Některé rostliny jsou ve srovnání s jinými rostlinami schopné absorbovat neobvykle velké množství kovů bez nepříznivého vlivu na jejich růst a prosperitu, a proto jsou nazývány hyperakumulátory (Assunção et al., 2003). Jsou extrémně tolerantní vůči vysokému obsahu kontaminantů v půdě. Hyperakumulátory jsou obvykle definovány jako druhy schopné akumulovat kovy v hladinách 100x vyšších, než jsou koncentrace stanovené v běžných neakumulujících rostlinách. Nevýhodou hyperakumulujících rostlin, která v řadě případů téměř vylučuje jejich použití při fytoextrakci, je malá schopnost růstu a tvorby biomasy (např. *Thlaspi rotundifolium* akumulující 8 200 ppm Pb sušiny má velmi nízký přírůstek 50 mg sušiny za pět měsíců). Další nevýhodou hyperakumulujících rostlin je pak specifická schopnost akumulace pouze určitého prvku (Terry et Banuelos, 2000).

### 3.2.1.3. Výhody fytoextrakce

Dle Soudka et al. (2008) je jednou z největších výhod fytoextrakce množství kontaminovaného materiálu, který je nutno likvidovat v porovnání s klasickým vytěžením kontaminované půdy. Dalšími výhodami fytoextrakce dle Kučerové et al. (1999) a Soudka et al. (2008) jsou:

- provedení metody *in situ*, kdy není zapotřebí kontaminovanou půdu transportovat jinde (možno využít na větší kontaminované plochy s ne tak vysokou koncentrací kontaminantů)
- samostatná metoda, kdy pro čištění není potřeba lidského personálu (kromě setí a některých agronomických zásahů)

- využívá slunečního záření pro fotosyntézu, jež je zdrojem energie pro všechny biochemické procesy v zelených rostlinách
- vysoká akceptovatelnost veřejným míněním, kdy metoda výrazným způsobem nezasahuje do přirozeného krajinného rázu (estetický přínos)
- snížení prašnosti z důvodu omezení větrné eroze, snížení přenosu kontaminujících látek větrnou činností
- slučitelná s klasickými dekontaminačními technologiemi (např. fytoextrakce jako konečná metoda pro dočištění na požadovanou úroveň)
- nízké náklady
- vhodná pro různé typy kontaminantů

#### 3.2.1.4. Nevýhody fytoextrakce

Nevýhodami fytoextrakce dle Kučerové et al. (1999), Soudka et al. (2008) a Macka et al. (2005) jsou:

- pomalejší než ostatní fyzikálně - chemické metody
- možné negativní ovlivnění průběhu fytoextrakce změnou přírodních podmínek (kyslík, voda, živiny)
- možný negativní vliv dalších faktorů, např. struktury půdního profilu, pH, koncentrace solí a polutantů, přítomnost dalších toxinů
- nedochází ke 100 % odstranění kontaminantů
- nízká tolerance rostlin vůči kontaminantům (příliš vysoké koncentrace kontaminantů mohou být pro hyperakumulující rostliny toxické)
- nízký transport kontaminantů z kořenů do nadzemních částí
- kontaminanty redukuje růst rostlin a hyperakumulátory jsou obvykle rostliny s nízkou produkcí biomasy

- zpracování kontaminovaného rostlinného materiálu (potřeba speciálních skládek nebo řízeného spalování)
- nebezpečí kontaminace potravního řetězce (kontaminované rostliny mohou být spásány živočichy)
- dlouhodobý proces (desítky až stovky let)
- kontaminant může být v biologicky nedostupné formě (např. nerozpustné anorganické sloučeniny), proto je zapotřebí použití současně fyzikálně – chemických metod
- chybí rostlinné druhy vhodné pro remediaci, které by byly schopny přežít v našich klimatických podmínkách (mnoho hyperakumulátorů roste v subtropickém pásmu)

### 3.3. Příjem těžkých kovů rostlinou

Podíl příjmu rizikových prvků z půdy je ovlivněn jejím znečištěním, jejími fyzikálními a chemickými vlastnostmi, druhem pěstované rostliny a specifickými vlastnostmi jednotlivých prvků. Dle Hobzy et. al. (2010) rostliny přijímají těžké kovy především z půdního prostředí, přičemž jejich dostupnost a toxicita je limitována několika faktory. Mezi ně patří rozpustnost kovu a síla vazby na půdní koloidy, přičemž sílu vazby na půdní koloid ovlivňuje půdní typ, klimatické podmínky a mikrobiologická aktivita.

Zvýšené koncentrace kovů v prostředí vyvolávají v rostlinách různé změny a v konečném důsledku mohou vést k závažným poruchám metabolismu a zapříčinit až smrt buněk (Piršelová et al., 2011). Pro zvýšení ochrany proti těžkým kovům musely rostlinné buňky vyvinout mechanismy, pomocí nichž jsou ionty kovů, které se dostanou do cytoplazmy buňky, ihned komplexovány a inaktivovány (Hall, 2002; Eapen et al., 2005).

V posledních letech se projevil zájem o pochopení mechanismů, které hyperakumulující rostliny využívají k absorpci, detoxifikaci a akumulaci kovů a které by tak mohly být vhodné pro fytoremediaci kontaminovaných půd těžkými kovy. Výsledky studií posledních 25 let naznačují, že těžké kovy v rostlinách indukují syntézu mnohých proteinů, jako jsou např. organické kyseliny, volné aminokyseliny, tripeptid glutathion, fytochelatiny, metalo-



thioneiny, které se vytváří i v procesu rostlinné patogenezy, resp. vlivu jiného stresového faktoru (Hall, 2002; Eapen et al., 2005).

### 3.3.1. Příjem těžkých kovů z půdního prostředí

Rostlinné mechanismy rezistence spočívají v imobilizaci těžkých kovů v buněčné stěně, vyloučení kovů přes membránu, chelataci v cytoplasmě, oddělení ve vakuole, přeměně a volatilizaci kovů a syntéze stresových proteinů (Ma et al., 1997; Guo et al., 1998; Song et al., 2001; Tang et al., 2005).

Těžké kovy jsou rostlinou přijímány ve formě kationtů (až na výjimku – Mo, který vstupuje do rostliny jako molybdenanový aniont). V půdě se kovy nacházejí rozpuštěné v půdním roztoku, s ním se v půdě pohybují hmotovým tokem nebo difúzí ke kořenům (Hobza et al. 2010). Rostliny mohou uvolnit sloučeniny ze svých kořenů (kořenové exudáty), a tím zvýšit rozpustnost polutantů a jejich příjem rostlinou (Soudek et al., 2008). Kořenové exudáty mají mnoho funkcí - kromě usnadnění přístupu některých kovů do rhizodermis se mohou podílet i na detoxifikaci těžkých kovů.

V bezprostřední blízkosti kořenů dochází po reakci rizikových prvků s organickými kyselinami vylučovanými rostlinou (kořenovými exudáty) k tvorbě chelátů, zvyšuje se difúzní gradient a urychluje se příjem prvku (Cibulka, 1991).

Těžké kovy pronikají do xylému přes rhizodermis a mnohvrstevnou primární kůru (exodermis, mezodermis, endodermis) apoplastem (= skrz buněčné stěny a mezibuněčné prostory) nebo symplastem (= spojenými protoplasty). Buňky endodermis, charakteristické přítomností tzv. Caspariho proužků, k sobě těsně přiléhají a znemožňují tak průchod těžkým kovům (apoplastickou cestou).

Apoplastická cesta je nejjednodušší pro průchod roztoků rostlinou. Dříve, než je těžkým kovům dovoleno vstoupit do xylému (kde tvoří komplexy s ligandy), musí téměř vždy nejdříve projít symplastem kořenových buněk (Tlustoš et al., 2006; Hobza et al. 2010). Pro transport kovů do xylému je důležitá chelatace těžkých kovů organickými látkami (histidin, nikotinamid, citrát) (Pich et al., 1994). Vstup do xylému je proces, který dále rozhoduje o dalším osudu těžkých kovů, tedy o jejich distribuci, detoxifikaci v nadzemní části rostliny a umožňuje redistribuci toxických kovů prostřednictvím floému (Hobza et al. 2010).

Při vstupu do kořenových buněk se kov nejdříve naváže na buněčnou stěnu, toto navázání se vyznačuje nízkou selektivitou i nízkou afinitou. Buněčná stěna je tvořena celulórou, hemicelulórou (obsahující pektiny) a glykoproteiny a tyto makromolekuly tvoří síť pórů odlišných velikostí, které slouží k průchodu těžkých kovů prvotní bariérou – buněčnou stěnou (Hobza et al. 2010). Pektiny (= polysacharidy kyseliny galakturonové) v buněčných stěnách se záporným nábojem (COO-) poutají kationty (Tlustoš et al., 2006). Je známo, že do buněčné stěny se mohou těžké kovy vázat jako celé skupiny chemických sloučenin, především polysacharidické povahy (peptidy aj.) (Zehnálek et al., 2004). V buněčné stěně dochází k akumulaci těžkých kovů navázáním na proteiny nebo křemičitany (Hobza et al. 2010). Ionty, které proniknou buněčnou stěnou, se soustředí v prostředí cytoplazmatické membrány (Tlustoš et al., 2006).

Zvýšený koncentrační gradient vede k transportu iontů přes cytoplazmatickou membránu do buňky (Procházka et al., 1998). V cytoplazmě tvoří kovy komplexy s rozpustnými sloučeninami, jako jsou organické kyseliny (kyselina jablečná, citrónová, kyselina kumarová, ferulová, skořicová aj.), aminokyseliny, fytochelatiny a metalothioneiny nebo se váží na buněčné struktury (Assunção et al., 2003; Clemens et al., 2002). Rozpustné sloučeniny mohou také fungovat jako přenačeče kovů při jejich transportu přes tonoplast do vakuoly (Tlustoš et al., 2006). Chelatované kovy mohou být v kořenech uloženy ve vakuole nebo mohou být exportovány do nadzemních částí xylémem (Clemens et al., 2002). Z kořenů se přechodné kovy xylémem, kde se vyskytují jako hydratované ionty nebo komplex kov – chelát, dostanou do nadzemních částí rostlin (Tlustoš et al., 2006).

Detoxifikace obecně zahrnuje konjugaci následovanou aktivním uložením ve vakuole a apoplastu, kde je polutant nejméně nebezpečný. Uvnitř rostlinných tkání hrají tyto chelatory roli v toleranci, uložení a transportu anorganických a organických látek (Clemens et al., 2002).

Dle Hobzy (2010) je příjem některých těžkých kovů umožněn pravděpodobně několika transportními systémy – sekundárními transportéry, kanály a protonovými pumpami. Na transport iontů má vliv membránový potenciál, který má negativní hodnoty na vnitřní straně cytoplazmatické membrány (až -200 mV), a poskytuje potřebnou řídicí sílu pro průchod kationtů sekundárními transportéry.

Hall a Williams (2003) se zabývali otázkou přenašečů kovů v rostlinách a uvádějí, že je poměrně málo známo o molekulárním mechanismu přenosu kovů přes buněčnou mem-

bránu. Dle Piršelové et al. (2011) k takovým mechanismům patří imobilizace kovu v buněčných stěnách, změny přístupu membrán na základě změných membránových struktur, tvorba redoxních bariér na cytoplazmatické membráně a zvýšení sekrece substancí vázajících kovy. Konkrétním příkladem je hromadění ligninu, hemicelulózy, glykoproteinů a jiných metabolitů v buněčné stěně, které mění její tloušťku, a tím brání přechodu kovů přes cytoplazmatickou membránu.

Obecně lze říci, že mechanismus příjmu je selektivní, rostliny upřednostňují příjem některých iontů před jinými. Ionty kovů jsou mobilizovány pomocí sekrece chelatorů a okyselením rhizosféry. Příjem hydratovaných iontů kovů nebo komplexů kov-chelát je zprostředkován řadou příjmových systémů sídlících v plasmatické membráně. Pravděpodobně největší část kovů se dostane do xylému přes kořenový symplast. Apoplastický průchod může nastat v kořenové špičce. V xylému se kovy vyskytují jako hydratované ionty nebo komplexy kov - chelát (Clemens et al., 2002).

### 3.3.2. Mechanizmy tolerance těžkých kovů rostlinami

O transportu prvku či jeho vazbě rozhoduje interakce rostlinného genotypu a samotného prvku (Tlustoš et al., 2006). Dle Piršelové et al. (2011) je jakýmsi spouštěcím mechanismem změn, které nastávají v buňkách po vystavení účinku kovu, tvorba reaktivních forem kyslíku (ROS – reactive oxygen species), jakými jsou např.  $H_2O_2$  nebo  $OH\cdot$ . Dle Hobzy et al. (2010) spočívá mechanismus toxických účinků kovů na rostliny v nahrazení esenciálních kovů z biomolekul (enzymů), blokování esenciálních funkčních skupin biomolekul, ve změně konformace biomolekul, narušení integrity membrán a modifikaci některých jiných biologicky aktivních látek.

Rostliny projevují různou míru tolerance vůči nadměrné koncentraci kovových iontů. Všeobecně k toleranci vedou dva důležité mechanismy – imobilizační a tolerantní. Imobilizační mechanismy vyšších rostlin působí přes selekci nebo omezení příjmu kovu. V regulaci příjmu kovů hrají významnou úlohu i iontové přenašeče plasmatické membrány, např. ZIP (transport Zn), NtCBP4 (transport Pb), ATP-ázy aj.. Tolerantní mechanismy působí přes akumulaci, uskladňování a inaktivaci kovů na základě tvorby aminokyselin, peptidů nebo proteinů. Významným mechanismem detoxikace a tolerance rostlin k těžkým kovům je chelatace kovů v cytosolu prostřednictvím ligandů s vysokou afinitou (Piršelová et al., 2011).

Existují specifické mechanismy pro jednotlivé kovy a druhy rostlin, např. kadmium může být vázáno na fytochelatiny a následně uloženo ve vakuole. Vakuoly slouží k imobilizaci různých xenobiotik, jako jsou toxiny přírodních látek apod. (Tlustoš et al., 2006).

### 3.3.3. Tvorba komplexů kovových iontů s ligandy

Ligand představuje atom, iont nebo molekula, která poskytuje jeden nebo více elektronových párů (např. -OH, -COOH-,  $\text{PO}_4\text{H}_2^-$ ,  $\text{NH}_2^-$ ) centrálnímu atomu kovu (Bencko et al., 1995). Centrální atom je atom nebo ion, který má volné orbitály pro jiné ionty nebo atomy, které s nimi tvoří elektronové páry. Chelátem je vícevazný ligand, který se váže na centrální atom elektronovými páry. Chelátem se nazývá heterocyklický komplex vytvořený mezi kovem a chelátotvornou látkou obsahující dva nebo více ligandů. Antagonisté těžkých kovů (chelátotvorné látky) soutěží se skupinami (-OH, -COO-, - $\text{POO}_3\text{H}$ -, =C=O, -SH, -S-S-, - $\text{NH}_2$ , =NH) o vazbu těžkých kovů; tím brání toxickým účinkům a zvyšují exkreci těžkých kovů.

Niebor a Richardson (1980) zařadili ionty kovů a a metaloidů do tří skupin na základě biologicky relevantních vlastností:

- Třída A („silné akceptory“, např.  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ )
- Třída B („slabé akceptory“, např.  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ )
- Přechodné kovy (např.  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ).

Na základě struktury metaloproteinů a metaloenzymů bylo zjištěno, že kovové kationty Třídy A upřednostňují interakce s O-donorovými ligandy, zatímco kationty Třídy B preferují interakci s N- a S- donorovými ligandy. Přechodné kovy reagují se všemi třemi typy donorových ligandů (O-, S- a N-) a jejich preference Třídy A nebo B závisí na příslušném oxidačním stupni kovu. Např. Pb je blíže Třídě A, tedy preferuje interakci s O-donorovými ligandy.

V přirozených fyziologických koncentracích nejsou kationty Třídy A toxické, stávají se toxickými až tehdy, kdy jejich koncentrace dosáhne takovou hladinu, která může vážně ohrozit homeostázu buňky.

Při tvorbě komplexu kationtu z Třídy B a ligandu sehrává úlohu kovalentní vazba, přičemž tyto kovové kationty vytvářejí stabilnější komplexy než kationty ze Třídy A. Komplexy s N-donorovými ligandy jsou stabilnější než komplexy s O-donorovými ligandy. Pro organismy jsou kovy Třídy B nejtoxičtější a jejich vysoká toxicita souvisí s vysokou afinitou k S-donorovým ligandům, které jsou součástí mnoha biomolekul (Masarovičová et al., 2005).

### 3.3.3.1. Chelátotvorné ligandy

Akumulace velkého množství kovů vyžaduje přítomnost vysokokapacitních detoxifikačních mechanismů (Assunção et al., 2003). Základní kategorie chelátotvorných ligandů jsou organické kyseliny, aminokyseliny, fytochelatiny a metalotheiny (Clemens et al., 2002). Existuje velké množství chelátotvorných ligandů a za nejdůležitější se v procesu hyperakumulace považují následující:

#### Volné aminokyseliny

Bylo zjištěno, že aminokyselina histidin se účastní homeostáze zinku v kořenech *Thlaspi caerulescens* (Salt et al., 1999). Histidin je považován za nejdůležitější volnou aminokyselinu, která souvisí s hyperakumulací těžkých kovů. S niklem, zinkem a kadmii tvoří stabilní komplexy (Hobza et al., 2010).

#### Organické kyseliny

Mezi organické kyseliny, které v cytoplazmě tvoří komplexy s kovy, patří kyselina jablečná a kyselina citrónová. Rozpustné kyseliny mohou také fungovat jako přenašeče kovů při jejich transportu přes tonoplast do vakuoly (Tlustoš et al., 2006).

Jev akumulace se vysvětluje působením jednoduchého a účinného mechanismu, jehož klíčovým komponentem je tvorba radikálů (hydrogenperoxidů) mastných kyselin a to prostřednictvím tvorby ROS a nebo jako následek katalytického působení enzymů. Přítomnost těchto složek je předpokladem a počátečním bodem pro tvorbu různých oxylipinů (ať už neenzymaticky nebo v reakcích katalyzovaných enzymy) (Piršelová et al., 2011).

Čeď *Brassicaceae* byla doposud zkoumána včetně *Thlaspi caerulescens* a pouze malát je přítomen v koncentracích dostatečných k realizaci chelatace alespoň větší části zinku obsaženého v listech (Pelosi et al., 1976; Tolrá et al., 1996; Shen et al., 2002). Nicméně Salt et al. (1999) použitím stejné metodologie pro druh *Thlaspi caerulescens* prokázali, že 40 % zinku bylo navázáno na citrát v listech a nebyla zjištěna přítomnost komplexu zinek – malát v tomto druhu. Na druhou stranu Sarret et al. (2002) našli komplex zinek – malát v kořenech, zinek – citrát a zejména zinek – fosfát v *Arabidopsis halleri*, zatímco Salt et al. (1999) našli výhradně komplex histidin – zinek navázaný na buněčnou stěnu v *Thlaspi caerulescens*. Tato zjištění jsou pozoruhodná, jelikož *Arabidopsis halleri* a *Thlaspi caerulescens* vykazují téměř stejný molární poměr malátu k citrátu a velmi podobné koncentrace malátu a citrátu v listech a koncentrace organických kyselin v kořenech (Tolrá et al., 1996; Shen et al.; Sarret et al., 2002). Obecně by organické kyseliny měly být lokalizovány ve vakuole, což naznačují komplexy zinek – citrát a zinek – malát, které zvláště zastupují vakuolární zinek. Bylo naznačeno, že citrát nebo malát by mohly sloužit jako chelatační činidla vytvářející kovové komplexy během xylémového transportu (Assunção et al., 2003). Nicméně modelové výpočty stejně jako přímá měření naznačily, že zinek, nikl a kadmium jsou ve velké míře přítomny jako hydratované kationty v xylému (Krämer et al., 1996; Salt et al., 1999).

### Metalothioneiny (MT)

Metalothioneiny jsou chelátory, které jsou přímo kódovány skupinou genů (ostatní skupiny genů kódují pouze enzymy, které katalyzují vznik chelátorů) (Hobza et al., 2010). Metalothioneiny jsou proteiny s nízkou molekulovou hmotností a s vysokým obsahem cysteinu, které prostřednictvím –SH skupin vytvářejí s kovovými ionty stabilní komplexy a v této formě je následně přenášeno do vakuol (Clemens, 2001). Funkce metalothioneinů jsou tedy transportní a uskladňovací (do vakuoly). Rostlinné metalothioneiny fungují jako chelatační činidla u kadmia, mědi a zinku (Hobza et al., 2010). Metalothioneiny se účastní metabolismu kovů i v nestresovaných rostlinách, přičemž jejich funkční projevy v přítomnosti různých kovů jsou různé (Piršelová et al., 2011). Metalothioneiny jsou proteiny složené asi z 60 aminokyselin, jejichž řetězec je na mnoha místech zahnutý a jejichž N- a C- konce jsou zvláště bohaté cystein (Schulze et al., 2002). V současnosti je známých 50 sekvencí rostlinných metalothioneinů (Rauser, 1999). Geny pro jejich syntézu byly identifikovány

v *Arabidopsis thaliana* (Piršelová et al., 2011). Metalothioneiny byly původně objeveny v mikroorganismech, živočiších a houbách, zvláště v kvasinkách (Schulze et al., 2002).

Metalothioneiny byly rozděleny do 4 skupin podle umístění cysteinového zbytku (Cys). V rostlinách se vyskytují metalothioneiny II. a III. třídy, přičemž III. třídou se nazývají fytochelatiny. Metalothioneiny II. třídy se dále rozdělují na 4 typy. Rostlinný metalothionein II. třídy typ MT1 se více projevuje v kořenech než v listech, typ MT2 se primárně projevuje v listech. Projev MT1 a MT2b je hlavně ve floému. MT2a a MT3 se projevují především v mesofylu listech. Výskyt MT4 se zdá být patrný při vývinu semen rostlin (Guo et al., 2003; Hobza et al., 2010).

### Fytochelatiny (PCs)

Fytochelatiny jsou z glutathionu enzymaticky syntetizované peptidy bohaté na cystein (Hall, 2002; Eapen et al., 2005). Syntetizují se v rostlinách a houbách v důsledku působení enzymu fytochelatinsyntetázy kovy Ag, Bi, Cd, Hg, Ni, Sn, Sb, Te, W a anionty  $\text{SeO}_4^{2-}$ ,  $\text{SeO}_3^{4-}$  a  $\text{AsO}_4^{3-}$  (Cobbett, 2000). Funkce fytochelatinů spočívá ve vytvoření komplexu s kovem přes molekulu síry (Clemens, 2001). Obecná struktura fytochelatinů je  $(\gamma\text{-Glu-Cys})_n\text{-R}$ , kde R je zbytek aminokyseliny, kterou může být Gly, Ala, Ser, Glu (Kizek et al., 2004).

V případě fytochelatinů byla doposud prokázána pouze funkce detoxikační, jejich význam pro rostlinný metabolismus esenciálních kovů není dostatečně znám (Kizek et al., 2004). U rostlin jsou fytochelatiny ve vyšší míře syntetizovány po expozici těžkými kovy především v kořenech (Verbruggen et al., 2009). Nejvíce byla prozkoumána detoxifikační úloha fytochelatinů v inaktivaci kadmia (Hobza et al., 2010). Komplex kadmium – fytochelatin vstupuje do vakuoly, kde se kadmium uvolní a fytochelatin se vrací zpět do cytoplazmy. Kadmium se následně ve vakuole váže na organickou kyselinu za tvorby kademnatých solí  $((\text{R-COO})_2\text{Cd})$ . Převážný podíl Cd zůstává v kořenech (Tlustoš et al., 2006).

### 3.3.4. Iontové přenašeče těžkých kovů

Čím vyšší je organizace rostliny a porostu, tím víc mechanismů se současně podílí na adaptaci systému. Zároveň se předpokládá, že všeobecný charakter adaptace je při různých stresech nescifický a odolnost vyvolaná jedním stresovým faktorem se uplatní i proti dalším faktorům (Vinocur et al., 2005).

Toxicita těžkých kovů se v rostlině může projevit nadměrnou produkcí reaktivních kyslíkových radikálů, proto musí být jejich koncentrace v buňkách pečlivě kontrolována. To je důvod, proč mají rostliny i jiné organismy řadu mechanismů k udržení homeostáze a tolerance vůči těžkým kovům, mezi které patří membránové transportéry (Clemens, 2001; Hall, 2002).

Hall a Williams (2003) s použitím genetických a molekulárních postupů identifikovali v rostlinách některé přenašeče. Z nich pro přenos Cd a Zn jsou významné:

- ATPasy (Adenosine TriPhosphateases)
- Nramps (Natural Resistance Associated Macrophage Proteins)
- ABC (ATP - Binding Cassette)
- CDF (Cation Diffusion Facilitator) = MTP (Metal Transporter Proteins)
- ZIP (ZRT = Zinc-Regulated Transporter; IRT-like Proteins = Iron-Regulated Transporter)



## Transportéry CP-X typ ATP-ázy

ATP-ázy typu P tvoří rozmanité druhy transportérů a zajišťují čerpání kationtů přes buněčnou stěnu do xylému. Podílejí se společně na enzymovém mechanismu, který zahrnuje tvorbu fosforylovaného produktu v reakčním cyklu, proto jejich název P-typ. P-typ skupina byla klasifikována do pěti podskupin (typ I - V). Každá taková skupina může být dále rozčleněna do dvou nebo více dalších podskupin (A – X), které jsou specifické svým transportem (Hobza et al. 2010; Hall et Williams, 2003).

U skupiny P<sub>IB</sub> se předpokládá, že se podílí na transportu těžkých kovů. Zajímavý aspekt P<sub>IB</sub> ATP-ás spočívá v potenciálních reakcích s metalochaperony. Metalochaperony řídí správné navázání kofaktoru (s Cu) do aktivního místa cílového proteinu, který je nutný z důvodu obrovské kapacity cytoplazmy pro oddělení Cu (Hall et Williams, 2003).

Efektivita přesunu kovů do nadzemní biomasy je charakteristickým znakem hyperakumulátorů. Skupinu typu P ATP-ás tvoří také transportér TcHMA4 (*Thlaspi caerulescens* Heavy Metal ATP-asa 4), o kterém se pojednává, že by mohl hrát klíčovou roli při hyperakumulaci těžkých kovů. Jeho projev je především v kořenech vyvolán nedostatkem Zn nebo zvýšenou koncentrací Cd (Papoyan et Kochian, 2004).

U *Arabidopsis halleri* byl podrobně studován gen HMA4 (Heavy Metal ATP-asa 4). Je jedním z třiceti genů, u kterých byla prokázána na základě transkripčních studií výrazně vyšší exprese než u *Arabidopsis thaliana*, který nevykazuje toleranci k těžkým kovům (Hobza et al. 2010). Homolog (AtHMA4) *Arabidopsis* TcHMA4 byl podrobně popsán a prokázalo se, že se projevuje především v kořenovém centrálním válci a pravděpodobně zajišťuje transport Zn xylémem do nadzemní biomasy (Hussain et al., 2004; Verret et al., 2004; Sinclair et al., 2007). Při vystavení rostlin vyšším dávkám Cd v půdním roztoku, vyvolalo to silný nárůst TcHMA4. Kromě toho TcHMA4 je schopno zprostředkovat sníženou akumulaci řady těžkých kovů a mikronutrientů, včetně Cd a Pb, stejně jako Zn a Cu. TcHMA4 je ze 71 % shodný s AtHMA4 a obsahuje mnoho stejných motivů nalezených v AtHMA4 (Papoyan et Kochian, 2004). Zvýšená aktivita AtHMA4 také vede ke zvýšené akumulaci Zn a Cd v nadzemních částech transgenních rostlin *Arabidopsis*. Dále AtHMA4 hraje roli v přesunu kovů do xylému (Verret et al., 2004).

## ABC transportéry

ABC transportéry představují širokou a různorodou skupinu transportních proteinů. Většina ABC transportérů je poháněna hydrolyzou ATP a jsou schopny zajistit transport pro celou řadu substrátů včetně iontů, cukrů, tuků, peptidů, barviv, xenobiotik a antibiotik do vakuoly. Doposud byly v rostlinách identifikovány dvě hlavní skupiny ABC transportérů: MRPs (Multidrug Resistance associated Proteins) a MDRs (Multidrug Resistance Proteins) (Hall et Williams, 2003, Hobza et al., 2010). U genu MRP10 byla např. zjištěna odlišná exprese mezi dvěma populacemi *Thlaspi caerulescens* s různou tolerancí a schopností akumulace Zn (Hassinen et al., 2007).

Nejvíce byl doposud popsán transport glutathionu (G) pomocí S-konjugátů do vakuoly. Využitím jednotlivých vakuol a vakuolárních váčků, bylo objeveno, že příjem GS-konjugátů je poháněn ATP. Byla dokázána citlivost na vanadičnan a nezávislost na  $H^+$  gradientu. Nyní je známo, že tento čerpadlový GS-konjugát je transportérem ABC. Ve vztahu k transportu přechodného prvku (Cd), je nyní dokázána role ABC transportérů v příjmu Cd do vakuoly v podobě chelátu. MRPs jsou považovány za kandidáty přenosu komplexů fytochelatin-Cd nebo GS-Cd přes tonoplast (Rea et al., 1998). Bovet et al. (2003) zjistili, že transkripce čtyř MRPs na úrovni kořenů u rostlin *Arabidopsis* byla zvýšena po příjmu Cd. Jednalo se především o AtMRP3, který byl obzvlášť znatelný (Hall et Williams, 2003).

## Transportéry Nramps

Nramps (Natural Resistance Asociated Macrophage Proteins) představují rozsáhlou skupinu membránových proteinů, které se podílejí na transportu kovových iontů v širokém spektru organismů (včetně bakterií, hub, rostlin a živočichů). Geny z této skupiny byly nalezeny i v rostlinách druhu *Arabidopsis* (Nramps 1 - 6). Rostlinné Nramps se zřejmě rozdělují do dvou skupin: AtNramps 1 a 6 a ve druhé skupině: Nramps 2 – 5 (Hall et Williams, 2003; Williams et al., 2000; Mäser et al., 2001). V kořenech *Arabidopsis* jsou AtNramps 1, 3 a 4 citlivé na příjem Cd a Fe (Thomine et al., 2000). AtNramp3 se projevuje v transportu přechodných kovů cévními svazky kořenů, stonků a listů a může se tedy podílet na dálkovém transportu do nadzemní části rostliny. Při deficitu Fe je zvýšena produkce transportérů AtNramp3, které jsou umístěny na membráně vakuoly a může tak fungovat při příjmu kovových iontů vakuolou (Thomine et al., 2003).

## Transportéry CDF

CDF (Cation Diffusion Facilitators) nebo také MTP (Metal Transporter Proteins) jsou skupinou membránových proteinů, které usnadňují difúzi kationtů. Účastní se na přenosu Zn, Fe, Cd, Co a Mg jak z cytoplazmy do organel (nebo apoplastu), tak z cytoplazmy do endoplazmatického retikula (Peiter et al., 2007). Gen ZTP1/MTP1 byl klonován z *Thlaspi caerulescens* a předpokládá se jeho funkce příjmu Zn vakuolou (van der Zaal, et al., 1999; Assunção et al., 2001; Mäser et al., 2001; Persans et al., 2001).

Členové této skupiny vykazují neobvyklou míru proměnlivosti co do velikosti (van der Zaal et al., 1999). U rostlin rodu *Arabidopsis* byl poprvé pozorován rostlinný gen ze skupiny CDF a byl nazván ZAT. ZAT se projevuje konstitutivně v celé rostlině a je vyvolán zvýšenými koncentracemi Zn (Milner et Kochian, 2008). Jejich rozsah je od 280 do 740 aminokyselin, transportér u *Arabidopsis* ZAT obsahuje 398 aminokyselin (van der Zaal et al., 1999). Zvýšená exprese ZAT u transgenních rostlin vedla ke zvýšení odolnosti vůči Zn (van der Zaal et al., 1999). Bylo navrženo, že ZAT se podílí vakuolární sekvestrací Zn a podílí se tak na udržení homeostáze a tolerance (Hall et Williams, 2003).

ZAT gen pro hyperakumulátor *Thlaspi caerulescens* byl pojmenován ZTP1 (Assunção et al., 2001). ZTP1 se projevuje v listech, ale také v kořenech a nejvíce se projevuje na půdách s kalamínem, jež jsou obohaceny o Zn, Cd a Pb ve srovnání s půdami se serpentinem (obohacenými o Ni) nebo s nerudonosnými půdami (Hall et Williams, 2003).

Mäser et al. (2001) navrhli přejmenovat tuto skupinu CDF na CE (Cation Efflux; kationtový tok) a rostlinné transportéry přejmenovat na MTPs (Metal Tolerance Proteins) raději než na ZATs, aby byl vytvořen širší okruh pro specifické druhy transportu.

## Transportéry ZIP

ZIP (ZRT a IRT-like Proteins) se podílejí na transportu Fe, Zn, Mn a Cd. Skupina ZIP je tvořena 85 zástupci, z nichž 15 genů je kódováno v rostlině *Arabidopsis*. Orientace předpokládaných aminokyselinových sekvencí naznačuje, že ZIP se dají rozdělit do 4 dílčích skupin, přičemž pravděpodobně všichni členové vyšších rostlin spadají do jedné skupiny (Mäser et al., 2001). V *Thlaspi caerulescens* byl výrazně zvýšen příjem Zn a Cd při nedostatku Fe, což by mohlo souviset se zvýšeným množstvím TcIRT1 v kořenových tkáních

(Lombi et al., 2002). Dalším členem skupiny ZIP je AtIRT2, který se projevil v buňkách kořenové epidermis za nedostatku Fe (Hall et Williams, 2003).

Gen TcZNT1 je také transportér skupiny ZIP, jenž se projevuje hyperakumulací Cd a Zn v *Thlaspi caerulescens*. Tento transportér se projevil také ve vysoké míře jak v kořeni, tak v nadzemní části biomasy (Hall et Williams, 2003). Geny kódující tyto transportéry, ZNT1 a ZNT2, byly klonovány z *Thlaspi caerulescens*.

### 3.4. Rostliny s hyperakumulačními vlastnostmi

Mnoho studií poskytuje shodné výsledky, jimiž je vysoká tendence rostlin akumulovat těžké kovy (Adriano, 2001). Různé rostlinné druhy vykazují různou míru citlivosti vůči různým iontům kovů. Schopnost vytvořit si odolnost k těžkým kovům je dána geneticky, ale může být upravena i adaptačně (Bláha, 2003).

V obecné rovině existují tři základní skupiny rostlin, které si vyvinuly vlastní fyziologické strategie, které umožňují přežití na půdě kontaminované těžkými kovy. V první řadě to jsou rostliny, které zamezují přístupu těžkých kovů do jejich nadzemní části, dále jsou to rostliny, které mají vyšší koncentrace těžkých kovů i v nadzemní části, maximálně však do úrovně koncentrace těžkého kovu (indikátory kontaminace) a rostliny schopné akumulovat v nadzemní části koncentrace vyšší, než jsou ty v okolní půdě (hyperakumulátory). Mezi hyperakumulátory patří rostliny schopné akumulovat 1 000 ppm Ni, Co, Cu, Cr nebo Pb, popřípadě 10 000 ppm Zn a 100 ppm Cd (Hobza et al., 2010).

V současné době je považováno až 400 rostlinných druhů z celé řady různých čeledí, jako jsou např. *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Fabaceae*, *Poaceae*, *Violaceae*, které jsou schopny tolerovat vysoké hladiny těžkých kovů v půdě a co je důležitější, jsou schopny těžké kovy akumulovat v rostlinných pletivech. Nejreprezentativnější čeledí, jejíž 87 druhů je schopno tolerance těžkých kovů, je *Brassicaceae* se svými hojně studovanými zástupci: *Thlaspi caerulescens* a *Arabidopsis halleri* (Milner et Kochian, 2008).

U rostlin druhu *Thlaspi* spp. se zjistilo, že jsou schopny hyperakumulovat více než jeden kov. Kadmium, zinek, olovo a nikl byly akumulovány více v *Thlaspi caerulescens*, nikl a zinek v *Thlaspi goensingense* a *Thlaspi ochroleucum* a nikl, olovo a zinek v *Thlaspi rotundifolium* (Singh et al., 2011).

Při výběru rostlin pro zdárný průběh fytořemediace je nutno brát na vědomí tyto požadavky:

- schopnost akumulovat kovy i při jejich nízké koncentraci v půdě
- akumulovat více druhů kovů
- odolávat jejich vysokým koncentracím v půdě
- tvořit dostatečné množství nadzemní biomasy
- schopné čelit i nepříznivým podmínkám životního prostředí

**Tab. 1** Příklady hyperakumulátorů, které akumulují rizikové prvky (Kaduková, 2006)

<b>Těžký kov</b>	<b>Hyperakumulátor</b>
<b>Kadmium</b>	<i>Thlaspi caerulescens, Minuartia verna</i>
<b>Měď</b>	<i>Ipomoea alpina, Aeollanthus biformifolius, Haumaniastrum katangense</i>
<b>Kobalt</b>	<i>Haumaniastrum robertii, Aeollanthus biformifolius, Haumaniastrum katangense</i>
<b>Olovo</b>	<i>Thlaspi rotundifolium, Atriplex halimus</i>
<b>Mangan</b>	<i>Macadamia neurophylla</i>
<b>Nikl</b>	<i>Psychotria douarrei, Sebertia acuminata, zástupci rodu Alyssum</i>
<b>Zinek</b>	<i>Thlaspi caerulescens</i>

### 3.4.1. *Thlaspi caerulescens* J. et C. Presl

*Thlaspi caerulescens* je rozšířen v západní a střední Evropě, od Velké Británie až po severní Balkán a je také zavlečen do Skandinávie. Přirozeně se vyskytuje na podhorských loukách, pastvinách, v řídkých lesích a lesních okrajích a na travnatých stráních říčních údolích. Vyskytuje se na svěžích, živinami bohatých, slabě kyselých, často humózních půdách. U nás se objevuje především v horských oblastech severu Čech a severozápadní Moravy

(Doupovské hory, Krušné hory, České středohoří, Lužické a Jizerské hory, Moravskoslezské Beskydy) a v říčních údolích (jižní, střední a severozápadní Čechy, jihozápadní a severovýchodní Morava, podél dolního toku řeky Vltavy, dolní Lužice, dolní Sázavy, Berounky, středního toku Ohře a dolního toku Labe). V některých oblastech ale chybí (např. Šumava, panonská část Moravy). Je to jedna z brzkých jarních rostlin rozkvétajících na pastvinách, loukách a zatravněných aluviích řek. Také se lokálně vyskytuje podél komunikací a železničních tratí. Výskyt na našem území není pravidelný, většinou se vyskytuje roztroušeně, někde je velmi vzácný. Rostlina osidluje vlhké a živné, humózní, písčité i hlinité půdy (Hejný et Slavík, 1992; Krása, 2007).

Hyperakumulace těžkých kovů je v *Thlaspi caerulescens* spojena s několika vlastnostmi, včetně:

- schopnost snášet vysoké koncentrace těžkých kovů jak v půdě, tak i v rostlině
- zvýšená schopnost absorbovat těžké kovy z půdy
- schopnost efektivně a rychle přemístit absorbované těžké kovy z kořene do nadzemní biomasy
- schopnost ukládat velmi vysoké hladiny těžkých kovů v epidermálních buňkách v listech (Lasat et al., 1996, 1998; Küpper et al., 1999).

Z těžkých kovů je *Thlaspi caerulescens* schopný hyperakumulovat především Zn, Cd a Ni. Ve výhoncích *Thlaspi caerulescens* byly stanoveny vysoké koncentrace Cd a Zn, a to 1 800 ppm Cd a 51 600 ppm Zn (Macek et al., 2005).

Protože je *Thlaspi caerulescens* pomalu rostoucí bylina s malým nárůstem biomasy, je využívána především jako modelový systém pro identifikaci a odhalení molekulárních a fyziologických mechanismů hyperakumulace, s cílem využít tyto poznatky u jiných vhodných rostlin (Hobza et al., 2010). Dalším důvodem je ten, že *Thlaspi caerulescens* je blíže příbuzná rostlina s nejznámějším modelem rostlinné biologie, jímž je *Arabidopsis thaliana*, s níž vykazuje v průměru 87 – 88 % podobnost v genových oblastech (Peer et al., 2003). Bylo objeveno, že rostliny *Thlaspi caerulescens*, když vyrůstaly na půdách s vysokou koncentrací zinku, byly poté tolerantnější a schopné více akumulovat kadmium a naopak (Hobza et al., 2010). *Thlaspi caerulescens* je dále rozdělen na podtypy dle svého výskytu: *Thlaspi*

*caerulescens* z Mežice ze Slovinska, *Thlaspi caerulescens* Gange z Francie, *Thlaspi caerulescens* Arnoldstein z Rakouska.

### 3.4.2. *Arabidopsis halleri* (L.) ( O´Kane a Al-Shehbaz)

*Arabidopsis halleri* je snadno křížitelná rostlina, je nejbližší příbuznou rostlinou k *Arabidopsis thaliana* a je rozšířen v centrální Evropě a východní Asii. V Evropě se vyskytuje na dvou zcela odlišných stanovištích, a to jak na lokalitách s výskytem těžkých kovů, tak i bez nich. Lokality s výskytem *Arabidopsis halleri* jsou zejména v severní Francii, Polsku, Německu a Itálii. Lokality kontaminované Zn obsahují přibližně 80x více Zn v půdě než lokality nekontaminované (Meyer et al., 2009).

Lokality přirozeného výskytu jsou pro *Arabidopsis halleri* vlhké louky, prameniště, břehy potoků, vlhké a travnaté stráně a travnaté okraje cest v horských a podhorských polohách, vlhká a světlá místa v humózních lesích, především olšinách. Přirozeně se vyskytuje na kyselých horninách. V ČR se vyskytuje v pohraničních horách (sever Čech a severozápadní Morava), v Podbrdsku, Křivoklátsku, v údolích některých řek (Vltava, Lužnice, Sázava, Otava, Jizera, Kamenice) (Hejný et Slavík, 1992).

V nedávné době se začal využívat jako modelová rostlina ke studiu tolerance a hyperakumulace Zn (Belcher et al., 2004; Pauwels et al. 2008) a je také schopen hyperakumulovat Cd. V *Arabidopsis halleri* byly zjištěny koncentrace vyšší než 1 000 ppm Cd (Zhao et al., 2006). Někteří jedinci *Arabidopsis halleri* jsou schopni hyperakumulovat velké množství Zn v nadzemní části rostliny a to v rozmezí 1 800 - 13 100 ppm Zn (Bert et al., 2002).

### 3.4.3. *Thlaspi goensingense*

Druh *Thlaspi goensingense* je znám z Rakouska a z maďarského a slovinského příhraničí. Dále se vyskytuje na Balkáně v Srbsku, Černé Hoře, Kosovu, Albánii, Makedonii a Bulharsku. V Rakousku roste v Dolních Rakousích na hoře Gösing u městečka Temitz, na více lokalitách v jižním Burgenlandu a ve Štýrsku v údolí řeky Mur u obce Pernegg. Provází borové lesy a lesní okraje na dolomitovém nebo hadcovém podkladu. Roste v neuzavřené vegetaci na polostinných nebo osluněných místech, na mělkých kamenitých půdách. Rostli-

ny se vyznačují schopností hyperakumulovat těžké kovy, např. Ni, Zn a Cd (Grulich, 2011). Dle studie Salt (2001) bylo naměřeno v nadzemních částech rostlin *Thlaspi goensingense* až  $5477 \pm 986$  ppm Ni. *Thlaspi goensingense* je považován za hyperakumulátora především Ni (Salt, 2001).

#### 3.4.4. *Thlaspi jankae* A. Kern

*Thlaspi jankae* je Matransko – předkarpatský endemit rostoucí pouze na Slovensku a v severním Maďarsku (v krasových oblastech u Aggteleku a Jósvalfő). Na Slovensku se vyskytuje na dvou oddělených oblastech – první je u hory Zoboru u Nitry a druhá ve Slovenském krasu. Roste v pahorkatinách na xerothermních stráních, v lesostepi, na paloučku, u teplomilné doubravy a v křovinách (Eliáš, 2007). Dle svého přirozeného výskytu se nazývají dva druhy *Thlaspi jankae*: *Thlaspi jankae* (slovenský) a *Thlaspi jankae* (hungaricum).

#### 3.4.5. *Thlaspi rotundifolium* (L.) Gaudin

*Thlaspi rotundifolium* je endemitem Alp, vyskytuje se v několika geograficky oddělených poddruzích, nominální druh je roztroušeně rozšířen po celých Alpách. Roste na skalnatých svazcích a především na kamenitých sutích, na vápenci, v pásmu od subalpínského do alpínského stupně (až do 3 000 m n. m.). Je to tzv. „sněhový běžec“, neboť v zimním období jej žene vítr po povrchu sněhové pokrývky, a tak roznáší jeho semena (Kovář, 2007). Ve výhoncích *Thlaspi rotundifolium* byly stanoveny koncentrace 8 200 ppm Pb (Terry et Banuelos, 2002).

#### 3.4.6. *Thlaspi montanum* (L.)

*Thlaspi montanum* v ČR roste vzácně, naším územím probíhá severovýchodní hranice, dále roste v Českém krasu, v okolí Litoměřic (Pokratická bílá stráň), v Bílichovském údolí, v dolním Povltaví a u Želivské přehradě. Ostatní nálezy jsou sporné a dosud neověřené. Na Moravě roste vzácně v podhůří Českomoravské vrchoviny (údolí řeky Svratky, Bobravy a Jihlavy). V Evropě roste na pahorkatinách a v horách západní a střední Evropy (areál není souvislý). Nejvýchodnější údaje o jeho výskytu jsou pravděpodobně z východního podhůří Alp v Rakousku, ze severozápadu Maďarska a jihozápadního Slovenska (Möllerová,



2008). *Thlaspi montanum* roste na skalnatých, keři porostlých stráních, v řídkých borech v kaňonovitých údolích a ve světlých doubravách. Obvykle se objevuje v nezapojených porostech na mělkých skalních půdách na bazických horninách (vápence, hadce, opuky atp.) (Hejný et Slavík, 1992). Koncentrace Ni v rostlinách *Thlaspi montanum* byly zjištěny 3 600 ppm Ni na hadcovitých horninách a na horninách neobohacených o Mg a Si byly zjištěny koncentrace Ni v rostlinách *Thlaspi montanum* až 14x nižší (Boyd et al., 1998).

## 4. Materiál a metody

### 4.1. Monitoring obsahu rizikových prvků v půdách s výskytem rostlin *Thlaspi jankae*

#### 4.1.1. Lokality na Slovensku

Na jaře roku 2009 byly odebrány vzorky půd z oblastí s nejčtenějším výskytem rostlin *Thlaspi jankae* (slovenský). Půdní vzorky byly odebrány z 10 lokalit, které se vyskytují v okolí Zoboru a Slovenského krasu.

Zobor je kopec ležící poblíž slovenského města Nitra (ležící v Nitranském kraji vzdálené asi 90 km severovýchodně od hlavního města Bratislavy) a zároveň název nejnižší části pohoří Tribeč v okolí tohoto vrchu. Zobor je nejvyšší vrchol v zoborské skupině Tribeč nad Podunajskou pahorkatinou a městem Nitra, jehož výška je 588 m n. m. Vrchol tvoří městský lesopark, po jeho svazích se nacházejí vinice. Národní přírodní rezervace Zoborská lesostep leží na jihozápadně exponovaném svahu hřebenu Zobor-Plieška. Geologické podloží tvoří žula s jurskými vápenci v nadloží. Klimaticky patří toto území k nejteplejším a nejsušším na Slovensku. Fyto a zoogeograficky náleží k severním výběžkům panónské xerotermní oblasti. Nejzajímavější je trávnatá stráň na Svoradovou jeskyní, kde roste velké množství vzácných a chráněných rostlin. Největší vzácností z rostlin v rezervaci je endemit Tribče a Slovenského krasu penízek slovenský (*Thlaspi jankae*), který byl poprvé popsán právě z tohto místa (Eliáš, 1984, 1985; Hreško, 1997; Magic, 1997).

Slovenský kras se nachází v jihozápadní části východního Slovenska. Rozprostírá se na území okresů Rožňava a Košice. Slovenský kras patří svou rozlohou mezi největší krasové oblasti ve střední Evropě. Turňanská kotlina, jejíž část tvoří ochranné pásmo NP Slovenský kras, je součástí okresu Košické kotliny. Geologická stavba i rozmanitost krasového reliéfu, inverze klimatu v soutěskách a velká rozmanitost ekotypů vytvořily vhodné podmínky pro vznik endemitů. Vegetační pestrost podmiňuje zejména krasový fenomén, který úzce souvisí se zvláštním zvětráváním vápenců a jejich chemickými procesy. Z botanického hlediska mají největší význam endemické druhy, které se svým výskytem váží na území Slovenského krasu. Ze Západokarpatských endemitů se zde nachází druh *Thlaspi caerulea* subsp. *tatrense* (penízek modravý tatranský) a z matranských endemitů a subendemitů se zde vyskytuje *Thlaspi jankae* (penízek slovenský) (Maníková et Popovics, 2009).

### 4.1.2. Lokality v Maďarsku

Na jaře roku 2010 byl proveden odběr 17 půdních vzorků z lokalit v okolí města Eger, kde se přirozeně vyskytovaly rostliny *Thlaspi jankae* (hungaricum). Eger se nachází v blízkosti severních hranic se Slovenskem (přibližně 70 km). Lokalitami pro odebrání půdních vzorků byly: Szarkaskő, Nagymező, Hevegret, Bükkzsérc, Bogacz, Noszvaj, Puszta a Volkano. Tyto lokality se nachází v Národním parku Bükk (= Bukové hory). NP Bükk je třetím nejstarším maďarským národním parkem a je tvořen druhohorními vápenci a dolomity. Krasová oblast Nagymező má velmi neobvyklé klima s výrazným kolísáním teplot především v průběhu letního období, kdy jedné červencové noci zde bylo naměřeno dokonce -7 °C. Vzhledem k mimořádnému kolísání teplot a speciálním půdním podmínkách zde rostou nejvzácnější a nejcennější rostliny celého Bükku. V NP Bükk se nachází *Thlaspi jankae* (hungaricum) (Szymonik, 2003).

## 4.2. Zeminy použité pro založení nádobového experimentu

### 4.2.1. Lokalita Trhové Dušníky, niva řeky Litávky

Z lokality Trhové Dušníky byla odebrána zemina (200 kg), do které byly zasazeny ve vlastním experimentu sledované rostliny *Thlaspi* spp. a *Arabidopsis halleri*. Lokalita se nachází v jihozápadní části Středočeského kraje, cca 60 km od Prahy. Okolí řeky Litávky je vysoce kontaminované těžkými kovy (Cd, Pb, Zn) (Borůvka et al., 1996). Lokalita je historicky spojené s těžbou, zpracováním a tavením rud (Ag, Pb, Zn, Sb, U) (Žák et al., 2009). Hlavními zdroji kontaminace jsou dlouholeté atmosférické emise ze závodů (Kovohutě Příbram, a. s.) na zpracování olověného odpadu a v minulém století opakované záplavy vodou řeky Litávky kontaminovanou obsahem odkalovacích nádrží v důsledku protržení jejich hrází (Borůvka et al., 1996, Šichorová et al., 2004). Kontaminovaná půda se vyskytuje zejména v místech starých ekologických škod, např. v okolí Kovohutí Příbram je kontaminováno cca 4 000 ha zemědělské půdy olovem, kadmíem a arsenem (Tlustoš et al., 2007). Půdním druhem je nejčastěji fluvizem, ale na okrajích lokality se vyskytuje i kambizem. Půdy zde převažují písčité (písek jílovitohlinitý) (Borůvka et al., 1996).

#### 4.2.2. Lokalita Kutná Hora - Malín

Z lokality Kutná Hora - Malín byla odebrána zemina (200 kg), do které byly zasazeny ve vlastním experimentu sledované rostliny *Thlaspi* spp. a *Arabidopsis halleri*. Kutná Hora se nachází ve Středočeském kraji, 70 km jihovýchodně od Prahy. Lokalita v Kutné Hoře bezesporu patří mezi oblasti postižené vysokou kontaminací půdy způsobenou především důlní činností. Hlavním zdrojem kontaminace půd rizikovými prvky, převážně se jedná o As, Cd, Pb a Zn, je zvětrávání zbytků rudnin či hutních strusek starých hald. Zdroji kontaminace jsou také vody, a to nejen vody důlní, které na některých místech samovolně vytékají na povrch, ale i vody prosakující starými haldami se sulfidickými rudninami a podzemní i povrchové vody (Bílek, 1982).

## 4.3. Charakteristika rostlinného materiálu použitého ke srovnání akumulčního potenciálu rostlin

### 4.3.1. *Thlaspi caerulescens* J. et C. Presl

Synonymum: *Thlaspi alpestre* auct., *Thlaspi sylvestre* Jordan, *Thlaspi alpestre* L. subsp. *sylvestre* (Jordan) Nyman, *Noccaea caerulescens* (J. et C. Presl) F. K. Meyer, Penízek modravý

Čeleď: *Brassicaceae* – brukvovité

**Obr. 1** *Thlaspi caerulescens* (Krása, 2007)



*Thlaspi caerulescens* je krátce vytrvalá nebo vytrvalá bylina se sivozelenou a slabě ojiňenou lodyhou. Jedna nebo více lodyh vyrůstá z přízemní růžice listů, v níž jsou listy eliptické až kopist'ovité. Lodyha dorůstající 15 až 35 cm a porostlá několika kratšími úzkými listy nese výrazné květenství v podobě plného hroznu, a to v době od začátku dubna do května. Jednotlivé květy jsou složeny ze 2-3 korunních lístků a prašníky za rozkvětu žlutavými, později modrými až tmavě fialovými. Plodem jsou šešulky srdčité klínovité, semena jsou elipsoidní (Hejný et Slavík, 1992). Na pokus byl použit: *Thlaspi caerulescens* z Mežice, *Thlaspi caerulescens* (Gange) z Francie, *Thlaspi caerulescens* (Arnoldstein) z Rakouska.

#### 4.3.2. *Arabidopsis halleri* (L.) (O'Kane a Al-Shehbaz)

Synonymum: *Cardaminopsis halleri* (L.) Hayek

Čeleď: *Brassicaceae* – brukvovité

**Obr. 2** *Arabidopsis halleri* (Mrázek, 2009)



*Arabidopsis halleri* je vytrvalá bylina s tenkými kořeny s četnými nadzemními kořenujícími výběžky zakončenými listovou růžicí. Lodyhy jsou přímé až vystoupavé, většinou zprohýbané, 15 – 50 cm vysoké, lysé nebo chlupaté jednoduchými nebo vidličnatými chlupy. Přízemní listy jsou dlouze řapíkaté, chlupaté a celistvé s čepelí okrouhle srdčitou. Lodyžní listy jsou vejčité až úzce eliptické se dvěma nebo více tupými zuby. Hrozen je dosti bohatý, z 15 – 20 květů. Korunní lístky jsou bílé nebo narůžovělé. Kromě generativního rozmnožování dochází na příhodných stanovištích k velmi intenzivnímu rozšiřování kořenujícími výběžky, takže druh může vytvořit téměř souvislý povrch. Kvete někdy už v dubnu, hlavním obdobím květu je květen a červen (Hejný et Slavík, 1992). Na pokus byl použit *Arabidopsis halleri* přirozeně se vyskytující v nivě řeky Litávky.

### 4.3.3. *Thlaspi goensingense*

Synonymum: *Noccaea goensingensis* (Halácsy) F., K. Mey., *Noccaea tymphaea* (Hauskn.) F. K. Mey., *Thlaspi umbrosum* Waisb.

Čeleď: *Brassicaceae* Burnett – brukvovité

**Obr. 3** *Thlaspi goensingense* (Grulich et Vydrová, 2007)



*Thlaspi goensingense* je vytrvalá trsnatá bylina 20 – 50 cm vysoká. Z husté listové růžice vyrůstají olistěné lodyhy; přízemní listy jsou obkopinaté, 4 – 10 cm dlouhé. Květy jsou bílé a tvoří postupně se prodlužující hrozen. Plody jsou křídlaté šešulky, více než dvakrát delší než široké, křídlo je mnohem užší než pouzdro. V Maďarsku je *Thlaspi goensingense* zákonem chráněným druhem (Grulich, 2011). Na pokus byl použit *Thlaspi goensingense* z Rakouska.

#### 4.3.4. *Thlaspi jankae* A. Kern

Synonymum: *Noccaea jankae* (A. Kern.) FK Mey., *Thlaspi avalanum* auct. non Pančić, *Thlaspi finitimum*

Čeleď: *Brassicaceae* – brukvovité

**Obr. 4** *Thlaspi jankae* (Eliáš, 2007)



*Thlaspi jankae* je dvouletá nebo krátkodobě vytrvalá rostlina s výškou 15 – 30 cm. Lodyha je přímá, jednoduchá, olistěná až po květenství. Dolní listy v přízemní růžici jsou elipsovité nebo obráceně vejčité, řapíkaté, celistvookrajové nebo s mělkými zoubky, v době kvetení jsou uschlé. Květenstvím je hustý hrozen. Kališní lístky jsou vzpřímené, žlutavé, eliptické, korunní lístky jsou obráceně vejčité, bílé. Šešulky jsou křídlaté, v obrysu obráceně vejčité a klínovité. *Thlaspi jankae* kvete od dubna do května. Na Slovensku patří mezi kriticky ohrožené a zákonem chráněné druhy. Chráněný je i v Maďarsku (Eliáš, 2007). *Thlaspi jankae* (slovenský) byl v pokusu použit ze Zoboru a Slovenského krasu (Slovensko) a *Thlaspi jankae* (hungaricum) z Egeru (Maďarsko).



#### 4.3.5. *Thlaspi rotundifolium* (L.) Gaudin

Synonymum: *Iberis rotundifolia* L., *Thlaspi cepaeifolium* (Wulfen) Koch subsp. *rotundifolium* (L.) Greuter et Burdet., *Noccaea rotundifolia* (L.) Moench, *Crucifera rotundifolia* E. H. L. Krause

Čeleď: *Brassicaceae* – brukvovité

**Obr. 4** *Thlaspi rotundifolium* (Kovář, 2007)



*Thlaspi rotundifolium* je vytrvalá trsnatá bylina s dlouhými a v suti se proplétajícími kořenujícími výběžky, 5 – 15 cm vysoká. Listy v drobné přizemní růžici jsou okrouhlé, celokrajné, lodyžní lístky jsou střídavé a kopinaté. Květenstvím je hrozen, květy jsou v průměru 6 – 11 mm, čtyřčetné, světle fialové, silně vonné. Kvetou od května do září, plodem je šešulka (Kovář, 2007). Na pokus byl použit *Thlaspi rotundifolium* z Rakouska.

#### 4.3.6. *Thlaspi montanum* (L.)

Synonymum: *Noccaea montana* (L.) F. K. Mexer, *Penízek horský*

Čeleď: *Brassicaceae* – brukvovité

**Obr. 5** *Thlaspi montanum* (Möllerová, 2008)



*Thlaspi montanum* je namodralá vytrvalá bylina s plazivými výběžky a listovými růžicemi, některé jsou sterilní, jiné kvetoucí. Lodyhy má přímé, 12 – 25 cm vysoké, nevětvené, oblé a lysé. Listy přízemní růžice jsou podlouhle eliptické až eliptické nebo obvejčité. Jsou řapíkaté, celokrajné, mírně kožovité. Fertilní růžice zůstávají i za plodu zachovalé, vždy jen s jednou květonosnou lodyhou. Květy rostou v jednoduchém hroznu. Kališní lístky jsou podlouhle vejčité, občas fialově naběhlé, s bělavým blanitým lemem. Korunní lístky jsou bílé, obvejčité, 2x delší než kalich. Plodem je široce obvejčitá šešulka, 4 – 8 mm dlouhá, nanejvýš 1,5x delší než široká. Semena jsou žlutohnědá, hladká, elipsoidní. Kveté v dubnu až v květnu. *Thlaspi montanum* patří mezi ohrožené druhy naší květeny (C3) (Hejný et Slavík, 1992; Möllerová, 2008). Na pokus byl použit *Thlaspi montanum* z Litoměřicka.

## 4.4. Nádobový experiment

### 4.4.1. Příprava zemin pro nádobový experiment

Pro experiment bylo odebráno 200 kg zeminy z každé lokality: Trhové Dušníky a Kutná Hora - Malín. Zeminy byly přesátý přes síto o velikosti ok 1 cm. Takto přesátá zemina byla navážena po 5 kg do celkem 60 nádob (30 nádob se zeminou z lokality Trhové Dušníky a 30 nádob se zeminou z lokality Kutná Hora - Malín). Do každé nádoby bylo odměřeno pomocí pipety 10 ml roztoku hnojiva s dusíkem (0,5 g N ve formě  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) a stejné množství roztoku hnojiva s fosforem a draslíkem (0,16 g P a 0,4 g K ve formě  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ). Navážená zemina (5 kg) byla promíchána s roztoky hnojiv NPK. Do takto připravených zemin v 60 nádobách bylo nasázeno vždy pět rostlin do každé nádoby dle následujících dvou schémat (Tab. 2, Tab. 3). Do každé nádoby bylo vysázeno vždy 5 rostlin stejného druhu.

**Tab. 2** Schéma založení pokusu se zeminou z lokality Trhové Dušníky

Varianta	Číslo nádoby	Název rostlin
L-I	1, 2, 3	<i>Thlaspi goensingense</i> (Rakousko)
L-II	4, 5, 6	<i>Thlaspi jankae</i> (slovenský) (Zobor, Slovensko)
L-III	7, 8, 9	<i>Thlaspi jankae</i> (hungaricum) (A) (Eger, Maďarsko)
L-IV	10, 11, 12	<i>Thlaspi jankae</i> (hungaricum) (B) (Eger, Maďarsko)
L-V	13, 14, 15	<i>Arabidopsis halleri</i> (Trhové Dušníky, ČR)
L-VI	16, 17, 18	<i>Thlaspi rotundifolium</i> (Rakousko)
L-VII	19, 20, 21	<i>Thlaspi montanum</i> (Litoměřice, ČR)
L-VIII	22, 23, 24	<i>Thlaspi caerulescens</i> (Gange, Francie)
L-IX	25, 26, 27	<i>Thlaspi caerulescens</i> (Mežica, Slovinsko)
L-X	28, 29, 30	<i>Thlaspi caerulescens</i> (Arnoldstein, Rakousko)

Pozn. A – z lokalit se zvýšeným obsahem rizikových prvků,

B – z lokalit s nízkým obsahem rizikových prvků

**Tab. 3** Schéma založení pokusu se zeminou z lokality Kutná Hora

Varianta	Číslo nádoby	Název rostliny
KH-I	31, 32, 33	<i>Thlaspi goensingense</i> (Rakousko)
KH-II	34, 35, 36	<i>Thlaspi jankae</i> (slovenský) (Zobor, Slovensko)
KH-III	37, 38, 39	<i>Thlaspi jankae</i> (hungaricum) (A) (Eger, Maďarsko)
KH-IV	40, 41, 42	<i>Thlaspi jankae</i> (hungaricum) (B) (Eger, Maďarsko)
KH-V	43, 44, 45	<i>Arabidopsis halleri</i> (Trhové Dušníky, ČR)
KH-VI	46, 47, 48	<i>Thlaspi rotundifolium</i> (Rakousko)
KH-VII	49, 50, 51	<i>Thlaspi montanum</i> (Litoměřice, ČR)
KH-VIII	52, 53, 54	<i>Thlaspi caerulescens</i> (Gange, Francie)
KH-IX	55, 56, 57	<i>Thlaspi caerulescens</i> (Mežica, Slovinsko)
KH-X	58, 59, 60	<i>Thlaspi caerulescens</i> (Arnoldstein, Rakousko)

Pozn. A – z lokalit se zvýšeným obsahem rizikových prvků,

B – z lokalit s nízkým obsahem rizikových prvků

#### 4.4.2. Ošetření rostlin během vegetace

Klíční rostliny byly ošetřeny proti mšicím Pirimorem 0,1 % a proti patogenním hou-  
bám 0,15 % Previcurem 607 SL aplikovanými ve vodném roztoku. Proti padlí na listech  
byly rostliny ošetřeny 0,1 % Topsinem M 70 WP aplikovaném ve vodném roztoku.

#### 4.4.3. Sklizeň a zpracování vzorků

Po prvním roce vegetace se koncem září sklídila nadzemní biomasa, kořeny zůstaly v  
půdě. Po očištění rostlinného materiálu byla zvážena rostlinná hmota. Jednotlivé části rostlin  
byly rozprostřeny na hliníkových miskách a uloženy do sušárny a sušeny při teplotě 60 °C.  
Po usušení byla sušina rostlin opět zvážena. Usušená rostlinná biomasa byla umleta na labo-  
ratorních mlýncích (VEGA, WARING) na práškovou hmotu.

#### 4.4.4. Analýza rostlinné nadzemní biomasy

Rizikové prvky byly v rostlinném materiálu stanoveny metodou klasického rozkladu na suché cestě (v otevřeném systému, na vzduchu a za atmosférického tlaku). Do kádinek z křemenného skla byl navážen rostlinný materiál vždy o hmotnosti 0,5 g, kádinky byly zakryty hodinovými skly a postaveny na topnou desku, kde docházelo k zuhelnatění rostlinných vzorků. K tomu docházelo tak, že vzorky byly pozvolna zahřívány vždy po jednu hodinu nejdříve na teplotu 160 °C, poté na 220 °C, 280 °C a nakonec na teplotu 350 °C. Následovala fáze zpopelnění. Kádinky bez hodinových skel byly umístěny do muflové pece, kde byly vzorky po jedné hodině zahřívány na stanovené teploty (350 °C, 450 °C, 500 °C). Při teplotě 500 °C byly vzorky zahřívány přibližně 16 hodin. Následně byly vzorky vyjmuty z muflové pece a bylo do nich přidáno pomocné činidlo (HNO<sub>3</sub>). Poté byly vzorky zahřívány na topné desce při teplotě 130 °C, dokud se veškerá kapalina neodpařila. Opakované zpopelnění s přidavkem pomocného činidla se provedlo opět v muflové peci při teplotě 500 °C po dobu 1 hodiny. Následovalo rozpuštění popela. Do každé kádinky bylo přidáno 1,5 % HNO<sub>3</sub>. Vzniklá suspenze byla ponořena do ultrazvukové lázně, kde se uvolnila od stěny kádinky. Následně byl vzorek kvantitativně převeden do kalibrační zkumavky o objemu 25 ml, uzavřen parafilmem a dobře promíchán. Takto získaný mineralizát se nechal odstát při laboratorní teplotě po dobu 24 hodin.

Pro zjištění celkových obsahů rizikových prvků v rostlinném materiálu byla použita elektrochemická metoda ICP-OES (optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem). Mineralizáty byly analyzovány na přístroji VARIAN VistaPro.

#### 4.4.5. Analýzy půd z dotčených lokalit

Na Slovensku byly odebrány půdní vzorky z 10 lokalit, kde se vyskytoval *Thlaspi jankae* (slovenský). Sledovanými lokalitami na Slovensku byly půdy na Zoboru a půdy na Slovenském krasu. Na maďarském území byly odebrány vzorky půd ze 17 lokalit, na kterých se *Thlaspi jankae* (hungaricum) přirozeně vyskytoval. Byl proveden odběr vzorků půd z výše uvedených lokalit (z 10 lokalit Slovenska a ze 17 lokalit z Maďarska), na každé lokalitě vždy do hloubky 10 cm byl odebrán přibližně 1 kg půdy.

Podobným způsobem byla půda odebrána z lokalit Trhové Dušníky a Kutná Hora – Malín. Avšak bylo odebráno přibližně 200 kg půdy z každé lokality, neboť sloužila pro založení nádobového pokusu.

Půdy z lokalit Slovenska, Maďarska, Trhových Dušníků a Kutné Hory - Malín byly jednotlivě přesáty přes síto o velikosti ok 2 mm a sušeny na hliníkových miskách při laboratorní teplotě. Vzorky půd byly dále podrobeny analýzám, které vedly ke zjištění zrnitostního složení půdy, půdního druhu, hlavních charakteristik půd (KVK - kationtová výměnná kapacita, hodnota pH a oxidovatelný uhlík -  $C_{ox}$ ) a celkových obsahů vybraných rizikových prvků v půdách (Cd, Pb, Zn).

Celkový obsah rizikových prvků byl stanoven metodou rozkladu na mokré cestě s mikrovlnným ohřevem. Do teflonových nádob byly naváženy půdní vzorky o hmotnosti 0,5 g, které byly následně rozpuštěny v lučavce královské (10 ml). Výluh zeminy lučavkou královskou byl zahříván v mikrovlnné laboratorní stanici (ETHOS 1) po dobu 25 min. Poté byl kvantitativně převeden do kalibrované zkumavky. Pro zjištění celkových obsahů rizikových prvků v půdě byly připravené roztoky analyzovány metodou optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES).

#### 4.4.6. Výpočet TF

Transfer faktor (TF) vyjadřuje schopnost rostlin akumulovat rizikové prvky ve vztahu k jejich celkovým obsahům v půdě.

$$TF = \frac{\text{obsah rizikového prvku v rostlině [ppm]}}{\text{obsah rizikového prvku v půdě [ppm]}}$$

#### 4.4.7. Statistika pro vyhodnocení

Statistické vyhodnocení průměrných obsahů jednotlivých rizikových prvků bylo provedeno v programu Matlab R2008a v operačním systému Ubuntu (Linux). Tukeyova metoda sloužila k porovnání podobností koncentrací jednotlivých prvků v nadzemní biomase vždy v rámci souboru všech variant pro dané lokality (Trhové Dušníky, Kutná Hora – Malín). Grafy byly vypočteny na úrovni 95 %.

## 5. Výsledky

### 5.1. Hodnocení obsahů rizikových prvků v půdách na slovenských lokalitách

Dle Adriano (2001) uvolňování prvků do půdního roztoku může být ovlivněno celkovým obsahem prvků v půdě, jejich formami, ale i dalšími faktory, jako jsou půdní druh, kationtová výměnná kapacita (KVK), půdní reakce, obsah organické hmoty, redox potenciál půdy a též působení ostatních iontů. Půdy ze slovenských lokalit (Zobor, Slovenský kras) byly podrobeny analýzám ke zjištění půdního druhu a zrnitostního složení půdy (viz. Tab 4).

**Tab. 4** Zrnitostní kategorie vybraných vzorků půd na lokalitách Slovenska

Lokalita	Zrnitostní kategorie			
	<0,01 mm	0,01 - 0,05 mm	0,05 - 0,1 mm	0,1 - 2 mm
	(I.kat.)	(II. kat.)	(III. kat.)	(IV .kat.)
<b>Zobor (vzorek č. 1 - 8)</b>	16,07	48,34	9,10	26,49
<b>Slovenský kras (vzorek č. 9, 10)</b>	26,07	32,03	8,02	33,88

Dle výše uvedené tabulky (Tab. 4.) půdní vzorky ze Zoboru (vzorek č. 1 – 8) obsahují největší podíl II. kategorie o velikosti 0,01 – 0,05 mm. Procentuálním zastoupením v I. kategorii je určen půdní druh, tedy půda na Zoboru je hlinitopísčítá a na Slovenském krasu písčitohlinitá.

**Tab. 5** Hlavní půdní charakteristiky na lokalitách Slovenska

Lokalita	Půdní druh	%C <sub>ox</sub>	pH	KVK
				[mmol/kg]
<b>Zobor (vzorek č. 1 – 8)</b>	hlinitopísčítá	11,65	7,20	279
<b>Slovenský kras (vzorek č. 9, 10)</b>	písčitohlinitá	7,36	6,78	359

Z výše uvedené Tab. 5 jsou znatelné rozdíly mezi půdami na Zoboru a na Slovenském krasu. Např. ale pH na půdách na Zoboru ve Slovenském krasu je neutrální. U oxido-

vatelného uhlíku byl nalezen průkazný rozdíl mezi půdními druhy. U půd hlinitopísčitých (vzorek č. 1 - 8) byly hodnoty  $C_{ox}$  vyšší než u půd písčitohlinitých (vzorek č. 9, 10).  $C_{ox}$  je v obou případech vysoký z důvodu odebraných půdních vzorků z hloubky 0 – 10 cm z lučních lokalit, kde se hojně vyskytovaly rozkládající se zbytky kořenů a jiné odumřelé organismy. Kationtová výměnná kapacita není stabilní půdní vlastností, mění se v čase a je závislá na půdním druhu. Při hodnocení celkové KVK by mělo být vždy přihlíženo k obsahu jílnatých částic (Brtnický et al., 2004). Vzorky půdy ze Slovenského krasu obsahují více jílnatých částic než půdní vzorky ze Zoboru a i jejich KVK je vyšší.

**Tab. 6** Celkové obsahy Cd, Pb, Zn [ppm] v půdách na lokalitách Slovenska

Vzorek půdy č.	Cd	Pb	Zn
	[ppm]	[ppm]	[ppm]
1	1,5	57,8	98,7
2	1,8	60,2	94,5
3	1,4	39,2	71,2
4	1,1	38,5	59,2
5	0,8	26,2	42,9
6	0,5	26	40,5
7	1,4	46,8	84,7
8	0,2	28,1	38
9	3,4	103,3	207,1
10	4,7	103,8	271

Maximálně přípustné hodnoty obsahu rizikových prvků v půdách podle způsobu analytického měření jsou uvedeny v příloze č. 1, která je součástí vyhlášky 13/1994 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu (ZPF). Vyhláška uvádí maximálně přípustné hodnoty obsahu rizikových prvků v půdách pro půdy lehké a pro půdy ostatní. V případě analyzovaných půd ze Slovenského krasu (kde je půda písčitohlinitá a jedná se tedy o půdu středně těžkou) odpovídají hodnoty pro ostatní půdy a pro půdy ze Zoboru (kde je půda hlinitopísčitá, tedy půda lehká) odpovídají hodnoty pro lehké půdy. Vyznačené hodnoty ve výše uvedené tabulce překračují limit stanovený vyhláškou 13/1994 Sb. Normy pro půdy lehké stanoví limity pro Cd = 0,4 ppm, pro Pb = 100 ppm a pro Zn = 130 ppm. Dle těchto limitů pro lehké půdy byly posuzovány půdní vzorky (č. 1 – 8) z lokality Zobor. Normy pro půdy ostatní



stanoví limity pro Cd = 1 ppm, pro Pb = 140 ppm a pro Zn = 200 ppm. Dle těchto limitů pro ostatní půdy byly posuzovány půdní vzorky (č. 9, 10) z lokality Slovenského krasu.

V lokalitě Zobor jsou překročeny limity pro Cd kromě jednoho případu (vzorku č. 8, kde byla naměřena hodnota Cd 0,2 ppm). Zjištěné koncentrace v půdních vzorcích č. 1, 2, 3, 4, 7 přesahují limitní hodnotu (pro Cd = 0,4 ppm) 2,5x až 4,5x. Koncentrace Cd u vzorku č. 5 a 6 překračují limit jen mírně. Zjištěné hodnoty na Slovenském krasu (vzorky č. 9, 10) překračují limity vyhlášky v obou případech jak u Cd, tak Zn. Nejvíce jsou překročeny limitní hodnoty pro Cd u vzorku č. 10, kdy je limitní hodnota překročena téměř 5x. Mezi zvýšenými hodnotami rizikových prvků na Zoboru (Cd) a na Slovenském krasu (Cd, Zn) a výskytem *Thlaspi jankae* (slovenský) je naznačena jistá souvislost.

## 5.2. Hodnocení obsahů rizikových prvků v půdách na maďarských lokalitách

Půdy ze 17 maďarských lokalit byly podrobeny analýzám ke zjištění zrnitostního složení půdy, hlavních půdních charakteristik (KVK, hodnota pH, C<sub>ox</sub>) a celkových obsahů Cd, Pb, Zn [ppm] v půdních vzorcích.

**Tab. 7** Zrnitostní kategorie vybraných vzorků půd původem z Maďarska

Vzorek č.	Zrnitostní kategorie			
	<0,01 mm (I. kat.)	0,01 - 0,05 mm (II. kat.)	0,05 - 0,1 mm (III. kat.)	0,1 - 2 mm (IV. kat.)
12	49,09	31,79	4,09	15,03
15	37,46	35,59	6,23	20,72
16	32,41	42,76	5,83	19,00

V předešlé tabulce (Tab. 7) jsou uvedeny vybrané vzorky půd, které byly zařazeny díky procentuálnímu zastoupení jílovitých částic v I. kategorii mezi půdy jílovitohlinité, tedy půdy těžké (vzorek č. 12) a mezi půdy hlinité, tedy středně těžké (vzorky č. 15 a 16). Z důvodu zařazení hlinitých a jílovitohlinitých půd do půd ostatních (dle vyhlášky 13/1994

Sb.), jsou pro porovnání obsahů rizikových prvků v půdách použity maximální přípustné hodnoty pro půdy ostatní.

**Tab. 8** Hlavní charakteristiky půdních vzorků a celkové obsahy Cd, Pb, Zn [ppm] v maďarských půdách

Půdní vzorek č.	%C <sub>ox</sub>	pH	KVK	Cd	Pb	Zn
			[mmol/kg]	[ppm]	[ppm]	[ppm]
1	5,81	5,84	213,90	1,3	11,8	58,5
2	3,48	6,24	233,70	1,2	13,8	58,3
3	7,49	6,78	243,90	2,7	32,4	89,5
4	6,75	5,12	217,00	2,6	35,4	78,1
5	7,19	7,20	278,00	5,5	43,9	125,5
6	6,48	5,30	134,30	3,8	38,5	104,1
7	6,94	4,90	134,30	0,6	29,0	60,3
8	5,66	5,19	160,00	0,6	27,0	59,4
9	6,21	5,09	164,10	0,6	28,3	60,4
10	5,47	6,90	244,70	0,6	21,1	51,0
11	3,63	6,58	218,90	0,4	18,6	39,0
12	6,58	5,84	225,30	0,5	20,8	43,0
13	3,37	5,68	195,30	0,6	18,7	38,3
14	7,36	5,14	165,00	0,4	47,6	30,8
15	3,16	6,66	233,10	0,6	25,5	38,9
16	5,81	5,83	230,90	1,0	29,7	69,0
17	6,88	5,85	242,30	1,1	30,4	77,0

Z výše uvedené tabulky (Tab. 8) jsou patrné rozdíly mezi jednotlivými půdami na maďarských lokalitách. Půdní pH bylo zjištěno kyselé u vzorků půd č. 4, 6, 7, 8, 9, 14. Slabě kyselé pH bylo zjištěno u půdních vzorků č. 1, 2, 12, 13, 16 a 17 a u vzorků půd s č. 3, 5, 10, 11, 15 bylo pH neutrální. U oxidovatelného uhlíku (C<sub>ox</sub>) byl prokázán výrazný rozdíl mezi jednotlivými vzorky půd. Vzorky půd č. 2, 11, 13 a 15 nedosahovaly hodnoty 4% C<sub>ox</sub>. Pro srovnání poslouží známé hodnoty C<sub>ox</sub> pro půdy ze Slovenska. Půdy písčité (ze Zoboru) vykazovaly hodnoty 11,65% C<sub>ox</sub>, půdy hlinitopísčité (ze Slovenského krasu) 7,36% C<sub>ox</sub> a půdy hlinité (vzorek č. 15) 3,16% C<sub>ox</sub>. Dalo by se tedy předpokládat, že půdní druh bude mít vliv na množství oxidovatelného uhlíku, tedy půdní druhy ostatních vzorků s nízkým obsahem C<sub>ox</sub> (č. 2, 11, 13) budou obsahovat více jílovité frakce. Půdní pH je ve vzorcích č. 3, 5, 10, 11, 15 neutrální a v ostatních vzorcích slabě kyselé.

KVK u vzorků půd vyjadřuje maximální množství bází (kationtů), které je sorpční komplex půdy schopen poutat na svém povrchu (Pokorný et al., 2002). Obsah jílovitých částic v půdách má tedy vliv na hodnotu KVK. Půdními vzorky, u kterých jsou známy jejich půdní druhy, jsou vzorky č. 12, 15 a 16. Obsah jílovitých částic u vzorku č. 12 (jílovitohlinitá půda) je vyšší než u vzorků č. 15 a 16, ale jeho KVK je z těchto tří sledovaných půd nejnižší. Zatímco půdy hlinité (vzorky č. 15 a 16) mají KVK srovnatelné: 233,1 mmol/kg a 230,9 mmol/kg.

Normy pro půdy ostatní stanoví limity pro Cd = 1 ppm, pro Pb = 140 ppm a pro Zn = 200 ppm. Dle těchto limitů pro ostatní půdy byly posuzovány půdní vzorky ze všech maďarských lokalit. Půdy z výše uvedené tabulky jsou v limitech vyhlášky 13/1994 Sb. kromě jediného prvku – Cd, které je nadlimitně zvýšeno v osmi případech (vzorky č. 1 - 6, 16, 17). Půdy se dají dle výsledků Cd rozdělit na půdy s nízkým obsahem Cd (vzorky č. 7 – 15) a půdy se zvýšeným obsahem Cd (vzorky č. 1- 6, 16, 17). Půdy s nízkým obsahem Cd jsou v limitech vyhlášky, zatímco půdy se zvýšeným obsahem Cd v jednom případě (vzorek č. 16) jsou rovny limitu, tedy 1 ppm Cd, ale v ostatních půdách je limit překročen až více než pětinašobně (vzorek č. 5 odpovídá hodnotě 5,5 ppm Cd). Potenciálně existuje souvislost mezi výskytem Cd v těchto půdách a *Thlaspi jankae* (hungaricum), které se na těchto lokalitách přirozeně vyskytuje.

### 5.3. Trhové Dušníky

Tab. 9 uvádí hlavní půdní charakteristiky pro oblast Trhové Dušníky. Půdní pH je neutrální, nízký obsah jílovité frakce má vliv na nízké KVK i na množství oxidovatelného uhlíku, tedy nízkou hodnotu 2,53% C<sub>ox</sub>.

**Tab. 9** Zrnitostní kategorie a hlavní půdní charakteristiky na lokalitě Trhové Dušníky

Lokalita	Zrnitostní kategorie				%C <sub>ox</sub>	pH	KVK
	<0,01 mm	0,01 - 0,05 mm	0,05 - 0,1 mm	0,1 - 2 mm			
	(I. kat.)	(II. kat.)	(III. kat.)	(IV. kat.)			
<b>Trhové Dušníky</b>	14,17	18,76	12,64	54,43	2,53	7,3	61,65

Z provedených analýz bylo zjištěno, že se v nivě řeky Litávky jedná o půdu hlinito-písčitou, tedy půdu lehkou. Pro posouzení koncentrací rizikových prvků a jejich potenciální nadlimitní výskyt v půdě byla použita norma pro lehké půdy, tedy pro Cd = 0,4 ppm, pro Pb = 100 ppm a pro Zn = 130 ppm.

**Tab. 10** Vybrané rizikové prvky v půdním vzorku lokality Trhové Dušníky [ppm]

	Hodnocený prvek		
	Cd	Pb	Zn
<b>Obsah [ppm]</b>	27	2666	2696
<b>Limit pro lehké půdy</b>	<b>0,4</b>	<b>100</b>	<b>130</b>

Zjištěné nadlimitní koncentrace všech sledovaných prvků (Cd, Pb a Zn) v půdě z lokality Trhové Dušníky byly provedenými analýzami potvrzeny. V případě Cd se jedná o hodnotu přibližně 67x vyšší, než je uvedený limit vyhláškou 13/1994 Sb. V případě Pb je limit překročen 26x a v případě Zn je limit překročen 20x.

V následující tabulce (Tab. 11) je zaznamenán výnos nadzemní biomasy rostlin, která byla vypěstována na půdách z lokality Trhové Dušníky. Rostliny *Thlaspi rotundifolium* (Rakousko) z varianty L-VI uhynuly během prvního vegetačního období z důvodu napadení

houbovými chorobami i přes použití běžně účinného fungicidu Previcur 607 SL a z důvodu vyšší citlivosti na pravidelný přísun vody. V následujících tabulkách na variantu L-VI již nebude brán zřetel. Mezi neúplné varianty, kdy rostliny z některých níže uvedených nádob uhynuly, patří varianta L-IV(a) s rostlinami *Thlaspi jankae* (hungaricum) (Eger, Maďarsko) a varianta L-VII(b,c) s rostlinami *Thlaspi montanum* (Litoměřice, ČR). Zdravé rostliny z téže variant L-IV(b,c) a L-VII(a) byly výrazně suché, i přesto byla tato nadzemní biomasa podrobena analýze rostlinného materiálu metodou klasického rozkladu na suché cestě. Varianta L-VII nebude dále podrobena statistickým hodnocením.

Vysoký výnos nadzemní biomasy byl naopak zaznamenán u varianty L-I (rostliny *Thlaspi goensingense* (Rakousko)), varianty L-II (rostliny *Thlaspi jankae* (slovenský) (Zobor, Slovensko)), varianty L-V (rostliny *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR)), varianty L-VIII (rostliny *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie)) a varianty L-IX (rostliny *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko)). Nejvyšší výnos nadzemní biomasy byl zjištěn u rostlin *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie) z varianty L-VIII s 26,0 g suché hmoty.

**Tab. 11** Výnos nadzemní biomasy z lokality Trhové Dušníky

Varianta	Výnos nadzemní biomasy [g]			x	s
	a	b	c		
L-I	11,1	18,6	19,5	16,4 <sup>m</sup>	4,6
L-II	9,7	7,6	10,9	9,4 <sup>n</sup>	1,7
L-III	2,8	1	6	3,3 <sup>n</sup>	2,5
L-IV	0	3,8	6,3	3,4 <sup>n</sup>	3,2
L-V	8,3	21,1	4,5	11,3 <sup>m</sup>	8,7
L-VI	0	0	0	-	-
L-VII	4,7	0	0	1,6	2,7
L-VIII	27,2	20,8	29,9	26,0 <sup>m</sup>	4,7
L-IX	14,1	15,8	16,5	15,5 <sup>m</sup>	1,2
L-X	3,3	8,2	11,8	7,8 <sup>n</sup>	4,3

Pozn. <sup>m</sup> – střední hodnoty se statisticky významně liší od středních hodnot <sup>n</sup> při  $\alpha = 0,05$ ;

<sup>n</sup> – střední hodnoty se statisticky významně liší od středních hodnot <sup>m</sup> při  $\alpha = 0,05$ ;

Metodou klasického rozkladu na suché cestě byly stanoveny rizikové prvky v rostlinách *Thlaspi* spp. a *Arabidopsis halleri*, které byly vypěstovány na půdě odebrané z lokality Trhové Dušníky. Jednotlivé koncentrace sledovaných rizikových prvků (Cd, Pb, Zn) jsou uvedeny v následujících třech tabulkách (Tab. 12, Tab. 13, Tab. 14)

**Tab. 12** Obsah Cd v rostlinách pěstovaných na půdě z lokality Trhové Dušníky

Varianta	Cd [ppm]			x	s
	a	b	c		
L-I	13,3	25,1	4,9	14,4 <sup>m</sup>	10,1
L-II	5,4	3,7	3,6	4,2 <sup>m</sup>	1,0
L-III	4,1	3,2	5,0	4,1 <sup>m</sup>	0,9
L-IV	-	6,2	7,7	4,6 <sup>m</sup>	4,1
L-V	6,4	8,9	96,2	37,2 <sup>m</sup>	51,1
L-VII	10,7	-	-	3,5	6,2
L-VIII	201,0	169,0	171,0	181,0 <sup>n</sup>	18,2
L-IX	45,2	230,1	468,0	247,0 <sup>n</sup>	211,0
L-X	16,3	9,5	10,8	12,2 <sup>m</sup>	3,6

Pozn. <sup>m</sup> – střední hodnoty se statisticky významně liší od středních hodnot <sup>n</sup> při  $\alpha = 0,05$ ;

<sup>n</sup> – střední hodnoty se statisticky významně liší od středních hodnot <sup>m</sup> při  $\alpha = 0,05$ ;

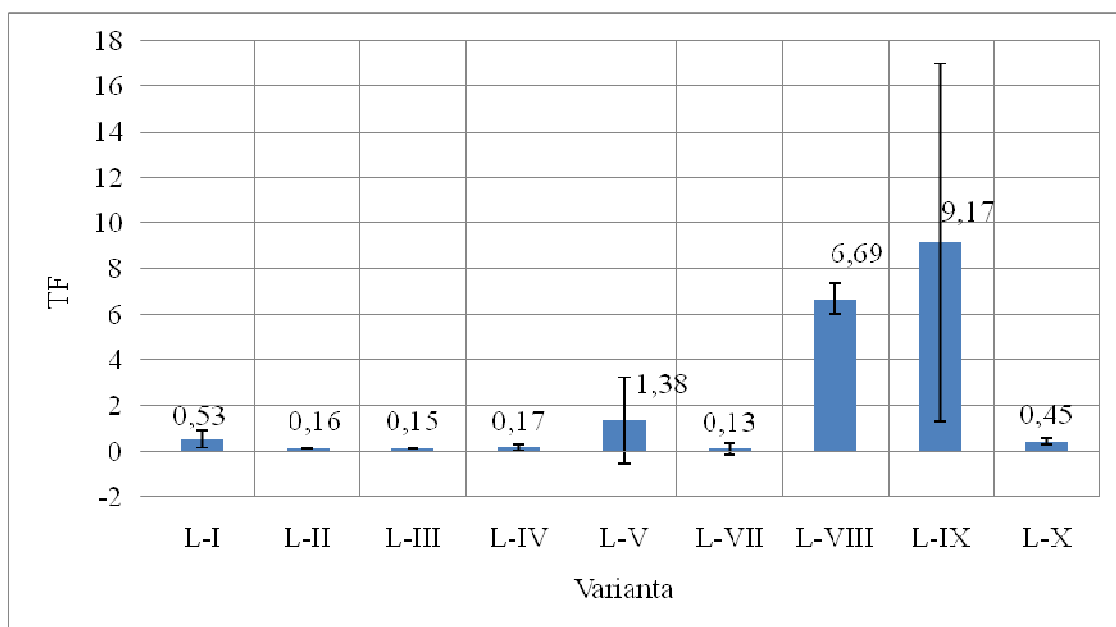
Jednotlivé průměrné obsahy rizikových prvků ( $\bar{x}$ ) vyhotovené pro jednotlivé varianty se vzájemně velmi liší. Průměrné hodnoty v jednotlivých variantách by se daly rozdělit na dvě skupiny: varianty s nízkým obsahem Cd v rostlinách (L-I, L-II, L-III, L-IV, L-V, L-VII, L-X) a varianty s vyšším obsahem Cd v rostlinách *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie) (L-VIII) a v rostlinách *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko) (L-IX). U ostatních variant jsou patrné schopnosti rostlin tolerovat a akumulovat Cd, ale již v nižších hladinách.

Nejvyšší směrodatná odchylka u varianty L-IX rostlin *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko) poukazuje na nepodobnost sledovaných hodnot v této variantě. Hodnota  $\underline{a}$  ve variantě L-IX je oproti dvěma dalším hodnotám ( $\underline{b}$ ,  $\underline{c}$ ) z varianty L-IX o více než 180 Cd ppm nižší. Přesto zjištěné obsahy v těžce variantě vykazují nesrovnatelně vysoké hodnoty pro Cd přijatého rostlinami *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko).

Ve výše uvedené tabulce jsou uvedeny střední hodnoty získané statistickou analýzou pomocí Tukeyho metody. Střední hodnoty jsou vyjádřeny průměry jednotlivých obsahů Cd ve variantách. Pro porovnání jedné střední hodnoty vůči ostatním středním hodnotám jednotlivých variant slouží Tukeyho metoda, pomocí které lze vyjádřit statistickou podobnost ( $m$ ) a odlišnost ( $n$ ) jedné varianty k ostatním na hladině významnosti  $\alpha = 0,05$ .

Následující grafy (Graf 1, Graf 2, Graf 3) zobrazují transfer faktor (TF), jenž je charakterizován poměrem množstvím rizikového prvku přijatého rostlinou a množstvím rizikového prvku vyskytujícího se v půdě.

**Graf 1** Transfer faktor (Cd, Trhové Dušníky)



Transfer faktor (TF) je nejvyšší ve variantě L-IX = 9,17, kde se vyskytovaly rostliny *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko). Druhým nejvyšším TF následuje varianta L-VIII = 6,69, jež zastupuje rostliny *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie). Ostatní varianty se pohybují v rozmezí 0,13 – 1,38. Již hodnota TF = 1,38 ve variantě L-V vyjadřuje vyšší poměr přijatého Cd rostlinou *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR) ku přítomnému Cd v půdě.

V následující tabulce (Tab. 13) jsou zobrazeny výsledky akumulace Pb rostlinami, které byly vypěstovány na půdách z lokality Trhové Dušníky.

**Tab. 13** Obsah Pb v rostlinách pěstovaných na půdě z lokality Trhové Dušníky

Varianta	Pb [ppm]			x	s
	a	b	c		
L-I	1,235	0,658	0,689	<b>0,862<sup>m</sup></b>	<b>0,325</b>
L-II	0,578	0,356	0,311	<b>0,415<sup>m</sup></b>	<b>0,143</b>
L-III	0,169	0,434	0,435	<b>0,346<sup>m</sup></b>	<b>0,153</b>
L-IV	-	1,321	1,255	<b>0,860<sup>m</sup></b>	<b>0,046</b>
L-V	0,707	1,190	0,675	<b>0,857<sup>m</sup></b>	<b>0,289</b>
L-VII	1,430	-	-	<b>0,744</b>	<b>0,826</b>
L-VIII	0,918	0,462	0,209	<b>0,530<sup>m</sup></b>	<b>0,359</b>
L-IX	0,255	0,386	0,484	<b>0,375<sup>m</sup></b>	<b>0,115</b>
L-X	1,510	0,374	0,993	<b>0,959<sup>m</sup></b>	<b>0,569</b>

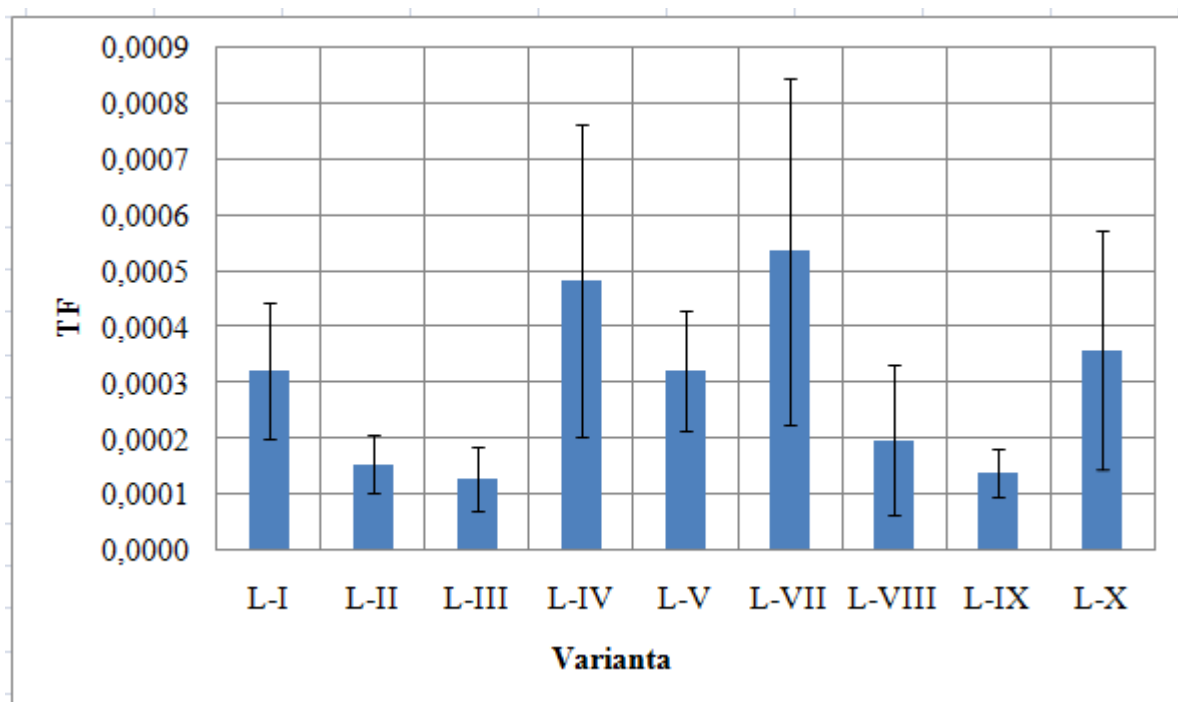
Pozn. <sup>m</sup> - střední hodnoty se od sebe statisticky významně neliší při  $\alpha = 0,05$ ;

Výše uvedená tabulka zobrazuje obsahy Pb pro jednotlivé nádoby (a, b, c) ve variantách, které byly rostliny schopné přijmout z půdy z lokality Trhové Dušníky.

Průměrné hodnoty Pb jsou oproti průměrným hodnotám Cd (z výše uvedené tabulky) nižší z důvodu jejich nízké mobility v půdě a dostupnosti Pb rostlinám. Průměrné hodnoty (x) se vyskytují v rozmezí 0,346 – 0,959 Pb ppm. Nejvyšší průměrný obsah Pb byl přijat rostlinou *Thlaspi caerulescens* (Arnoldstein, Rakousko) ve variantě L-X. Dále vysokými průměrnými obsahy Pb, které byly přijaty rostlinami se vyskytují ve variantách L-I = 0,862 ppm Pb, L-IV = 0,860 ppm Pb a L-V = 0,857 ppm Pb (rostlinami *Thlaspi goensingense* (Rakousko), *Thlaspi jankae* (hungaricum) (Eger, Maďarsko), *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR)). Všechny varianty se od sebe ve středních hodnotách statisticky významně neliší na hladině  $\alpha = 0,05$ .



**Graf 2** Transfer faktor (Pb, Trhové Dušníky)



Transfer faktor ve výše uvedeném grafu (Graf 2) zobrazuje schopnost rostlin akumulovat Pb ve vztahu k jeho celkovému obsahu v půdě z lokality Trhové Dušníky. Nejvyšší hodnoty transfer faktoru jsou zřetelné u variant L-X (s rostlinami *Thlaspi caerulescens* (Arnoldstein, Rakousko)), u varianty L-I (s rostlinami *Thlaspi goensingense* (Rakousko)), u varianty L-IV (*Thlaspi jankae* (hungaricum) (Eger, Maďarsko)) a u varianty L-V (s rostlinami *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR)). Transfer faktor pro příjem Pb rostlinami je oproti hodnotám transfer faktoru uvedených pro Cd několikanásobně nižší.

V níže uvedené tabulce (Tab. 14) jsou zobrazeny jednotlivé obsahy Zn v rostlinách zjištěné analýzou rostlinného materiálu metodou klasického rozkladu na suché cestě. Dále jsou zde uvedeny průměry ( $\bar{x}$ ), směrodatné odchylky ( $\underline{s}$ ) pro jednotlivé varianty a střední hodnoty ( $\underline{m}$ ,  $\underline{n}$ ,  $\underline{o}$ ).

**Tab. 14** Obsah Zn v rostlinách pěstovaných na půdě z lokality Trhové Dušňky

Varianta	Zn [ppm]			x	s
	a	b	c		
L-I	1506	1978	1108	<b>1530<sup>m</sup></b>	<b>435</b>
L-II	1030	730	710	<b>823<sup>n</sup></b>	<b>179</b>
L-III	904	831	1016	<b>917<sup>n</sup></b>	<b>93</b>
L-IV	-	1042	1200	<b>747<sup>n</sup></b>	<b>652</b>
L-V	1356	1515	1512	<b>1461<sup>m</sup></b>	<b>90</b>
L-VII	1230	-	-	<b>410</b>	<b>710</b>
L-VIII	1105	1060	1044	<b>1070<sup>n</sup></b>	<b>31</b>
L-IX	1327	1262	1652	<b>1414<sup>m</sup></b>	<b>209</b>
L-X	1528	1596	1666	<b>1597<sup>m</sup></b>	<b>69</b>

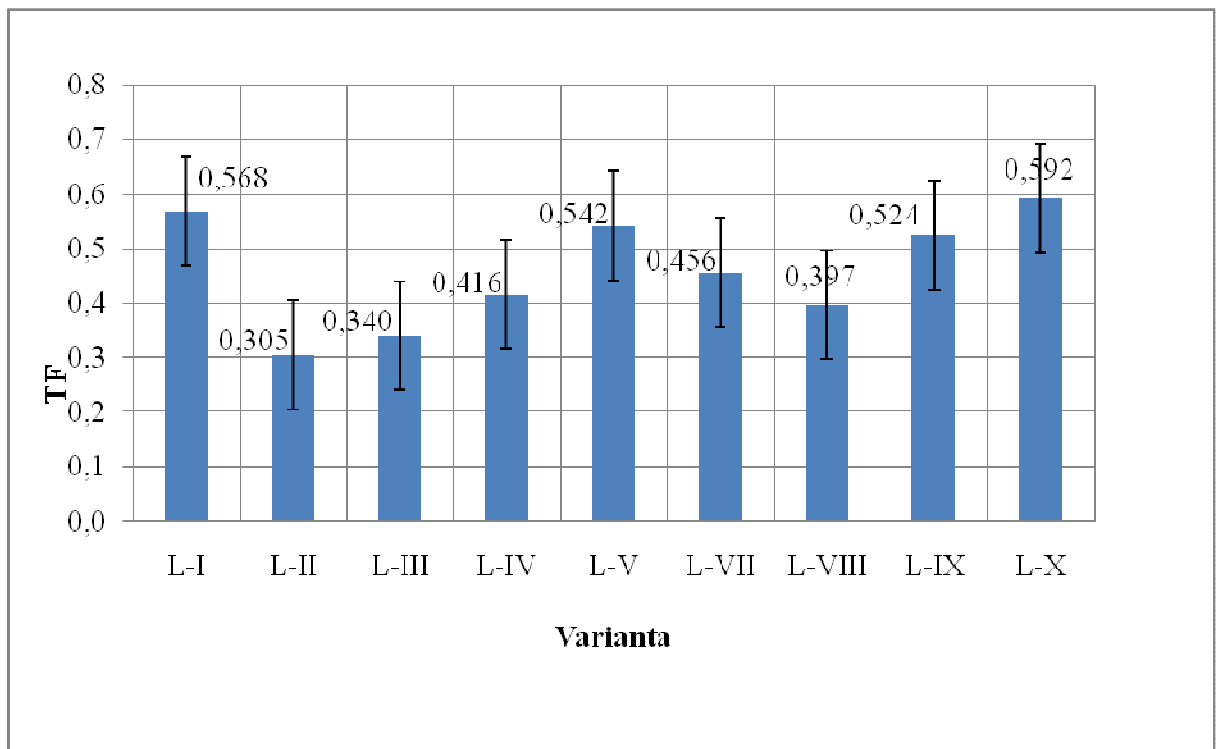
Pozn. <sup>m</sup> – střední hodnoty se statisticky významně liší od středních hodnot <sup>n</sup> a <sup>o</sup> při  $\alpha = 0,05$ ;

<sup>n</sup> – střední hodnoty se statisticky významně liší od středních hodnot <sup>m</sup> a <sup>o</sup> při  $\alpha = 0,05$ ;

<sup>o</sup> – střední hodnoty se statisticky významně liší od středních hodnot <sup>m</sup> a <sup>n</sup> při  $\alpha = 0,05$ ;

Z důvodu esenciality Zn pro rostliny a vyšší mobility Zn v půdním roztoku jsou i sledované hodnoty oproti již dříve zmíněným hodnotám Cd a Pb v rostlinách výrazně vyšší. Průměrné hodnoty ( $\bar{x}$ ) se ve sledovaných rostlinách vyskytují v rozmezí 410 – 1597 ppm Zn. Směrodatná odchylka u varianty L-X je poměrně nízká (69) a průměrná hodnota téže varianty je nejvyšší ze všech uvedených průměrů (1597 ppm Zn). Rostlinami z varianty L-X jsou *Thlaspi caerulescens* (Arnoldstein, Rakousko). Střední hodnoty ve variantách L-I, L-V, L-IX a L-X se od sebe vzájemně statisticky neliší na hladině  $\alpha = 0,05$ , ale významně se liší od ostatních středních hodnot hladině  $\alpha = 0,05$ . Střední hodnoty ve variantách L-II, L-III, L-IV a L-VIII se vzájemně od sebe statisticky neliší na hladině  $\alpha = 0,05$ , ale významně se liší od ostatních středních hodnot hladině  $\alpha = 0,05$ . Střední hodnota ve variantě L-VII se statisticky významně liší od ostatních středních hodnot na hladině  $\alpha = 0,05$ .

**Graf 3** Transfer faktor (Zn, Trhové Dušníky)



Výše uvedený graf (Graf 3) zobrazuje transfer faktor pro příjem Zn rostlinami z půdy z lokality Trhové Dušníky. Hodnoty transfer faktoru jsou celkově nižší oproti již výše uvedenému TF pro Cd, ale zároveň jsou vyšší ve srovnání s TF pro Pb. Nejvyšší hodnoty jsou zaznamenány u varianty L-X, kde  $TF = 0,592$  a hodnota byla zjištěna poměrem průměrného obsahu Zn ve variantě L-X, která byla tvořena rostlinami *Thlaspi caerulescens* (Arnoldstein, Rakousko) a obsahem Zn v půdě na lokalitě Trhové Dušníky. Poměrně vysoké TF se vyskytují u rostlin z varianty L-I = 0,568 (*Thlaspi goetsingense* (Rakousko)), z varianty L-V = 0,542 (*Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR)) a z varianty L-IX = 0,524 (*Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko)). Schopnost rostlin *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR) akumulovat Zn ve vztahu k jeho celkovému obsahu v půdě z lokality Trhové Dušníky je celkem vysoká, jak naznačuje malá chybová úsečka sestávající se ze směrodatné odchylky naměřených hodnot.

## 5.4. Kutná Hora - Malín

Z výsledků analýz zobrazených v následující tabulce (Tab. 15) se jedná o půdu hlinitou, středně těžkou, tedy maximální přípustné hodnoty pro obsahy Cd, Pb a Zn se budou posuzovat dle vyhlášky 13/1994 Sb. pro půdy ostatní.

**Tab. 15** Zrnitostní kategorie a hlavní půdní charakteristiky  
na lokalitě Kutná Hora - Malín

Lokalita	Zrnitostní kategorie				%C <sub>ox</sub>	pH	KVK
	<0,01 mm	0,01 - 0,05 mm	0,05 - 0,1 mm	0,1 - 2 mm			
	(I. kat.)	(II. kat.)	(III. kat.)	(IV. kat.)			
<b>Kutná Hora</b>	39,79	28,49	5,35	26,37	2,57	5,67	121

Z výše uvedené tabulky je pH půdy slabě kyselé. Vyšší podíl jílovité frakce, než je tomu u vzorku půdy z okolí řeky Litávky v lokalitě Trhové Dušničky, má vliv na vyšší C<sub>ox</sub> i téměř dvojnásobnou KVK v lokalitě Kutná Hora – Malín oproti lokalitě Trhové Dušničky.

Výsledky z následující tabulky (Tab. 16) představují koncentrace rizikových prvků (Cd, Pb, Zn) v půdě, která byla odebrána z lokality Kutná Hora – Malín.

**Tab. 16** Vybrané rizikové prvky (Cd, Pb, Zn) v půdním vzorku lokality  
Kutná Hora – Malín [ppm]

	Hodnocený prvek		
	Cd	Pb	Zn
<b>Obsah [ppm]</b>	8,6	45,3	896
<b>Norma pro půdy ostatní</b>	<b>1</b>	<b>140</b>	<b>200</b>

Lokalita Kutná Hora – Malín se nachází v místě, jež je dlouhodobě kontaminováno rizikovými prvky (Bílek, 1982) a metoda rozkladu na mokré cestě s mikrovlnným ohřevem tuto skutečnost prokázala zvýšenými koncentracemi vybraných rizikových prvků (Cd, Pb, Zn) ve sledované půdě. Zjištěné koncentrace Cd a Zn přesahují v limity stanovené ve

vyhlášce 13/1994 Sb, a to v případě Cd téměř 9x a v případě Zn téměř 5x. Sledované Pb jako jediné ze sledovaných nepřekračuje maximální přípustnou hodnotu.

**Tab. 17** Výnos nadzemní biomasy z lokality Kutná Hora – Malín

Varianta	Výnos nadzemní biomasy [g]			x	s
	a	b	c		
<b>KH-I</b>	4,5	8,3	4,3	<b>5,70<sup>m</sup></b>	<b>2,25</b>
<b>KH-II</b>	3,9	3,6	2,3	<b>3,27<sup>m</sup></b>	<b>0,85</b>
<b>KH-III</b>	2,3	3,4	3,8	<b>3,17<sup>m</sup></b>	<b>0,78</b>
<b>KH-IV</b>	4,6	5,4	4,6	<b>4,87<sup>m</sup></b>	<b>0,46</b>
<b>KH-V</b>	5,6	5,6	4,7	<b>5,30<sup>m</sup></b>	<b>0,52</b>
<b>KH-VI</b>	-	-	-	-	-
<b>KH-VII</b>	2,8	4,8	3,4	<b>3,67<sup>m</sup></b>	<b>1,03</b>
<b>KH-VIII</b>	6,6	9,1	1,0	<b>5,57<sup>m</sup></b>	<b>4,15</b>
<b>KH-IX</b>	5,9	6,2	6,4	<b>6,17<sup>m</sup></b>	<b>0,25</b>
<b>KH-X</b>	3,0	2,4	1,4	<b>2,27<sup>m</sup></b>	<b>0,81</b>

Pozn. <sup>m</sup> – střední hodnoty se od sebe statisticky významně neliší při  $\alpha = 0,05$ ;

V předešlé tabulce (Tab. 17) je zaznamenán výnos nadzemní biomasy rostlin, která byla vypěstována na půdách z lokality Kutná Hora - Malín. Vysoký odběr nadzemní biomasy nebyl zaznamenán u žádných variant. Nejvyšší výnos nadzemní biomasy byl proveden u rostlin *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko) z varianty KH-IX s 6,17 g suché hmoty a zároveň směrodatná odchylka pro tuto variantu vykazovala nejnižší hodnotu 0,25 značící příznivé podmínky, za kterých bylo rostlinám umožněno vyrůst.

Naopak tyto stejné podmínky byly pro růst rostlin *Thlaspi rotundifolium* (Rakousko) nepříznivé. Jedním důvodem pro nezpracování analýzy vzorků rostlin *Thlaspi rotundifolium* (Rakousko) z varianty KH-VI bylo jejich uhynutí způsobené houbovými chorobami, přesto že došlo k ošetření rostlin fungicidem Previcur 607 během vegetace. Druhým důvodem byl pravděpodobně nedostatečný přísun pro tyto rostliny. V případě zeminy z lokality Trhových Dušníků tytéž rostliny *Thlaspi rotundifolium* (Rakousko) nepřežily pravděpodobně ze stejných důvodů. V dalších tabulkách rostliny *Thlaspi rotundifolium* (Rakousko) z varianty KH-VI nebudou zmiňovány.

Následující tabulka (Tab 18) zobrazuje obsahy Cd v rostlinách, jež byly vypěstovány na půdě z lokality Kutná Hora – Malín.

**Tab. 18** Obsah Cd v rostlinách pěstovaných na půdě z lokality Kutná Hora - Malín

Varianta	Cd [ppm]			x	s
	a	b	c		
<b>KH-I</b>	3,25	1,27	1,50	<b>2,00<sup>m</sup></b>	<b>1,08</b>
<b>KH-II</b>	0,97	1,48	1,24	<b>1,23<sup>m</sup></b>	<b>0,26</b>
<b>KH-III</b>	8,18	2,24	1,56	<b>3,99<sup>m</sup></b>	<b>3,64</b>
<b>KH-IV</b>	1,13	1,05	1,09	<b>1,09<sup>m</sup></b>	<b>0,04</b>
<b>KH-V</b>	15,4	8,40	8,20	<b>10,6<sup>m</sup></b>	<b>4,10</b>
<b>KH-VII</b>	0,65	1,01	1,49	<b>1,05<sup>m</sup></b>	<b>0,42</b>
<b>KH-VIII</b>	155	119	263	<b>179<sup>n</sup></b>	<b>75,0</b>
<b>KH-IX</b>	263	219	176	<b>219<sup>n</sup></b>	<b>44,0</b>
<b>KH-X</b>	14,0	2,00	1,00	<b>5,70<sup>m</sup></b>	<b>7,20</b>

Pozn. <sup>m</sup> – střední hodnoty se statisticky významně liší od středních hodnot <sup>n</sup> při  $\alpha = 0,05$ ;

<sup>n</sup> – střední hodnoty se statisticky významně liší od středních hodnot <sup>m</sup> při  $\alpha = 0,05$ ;

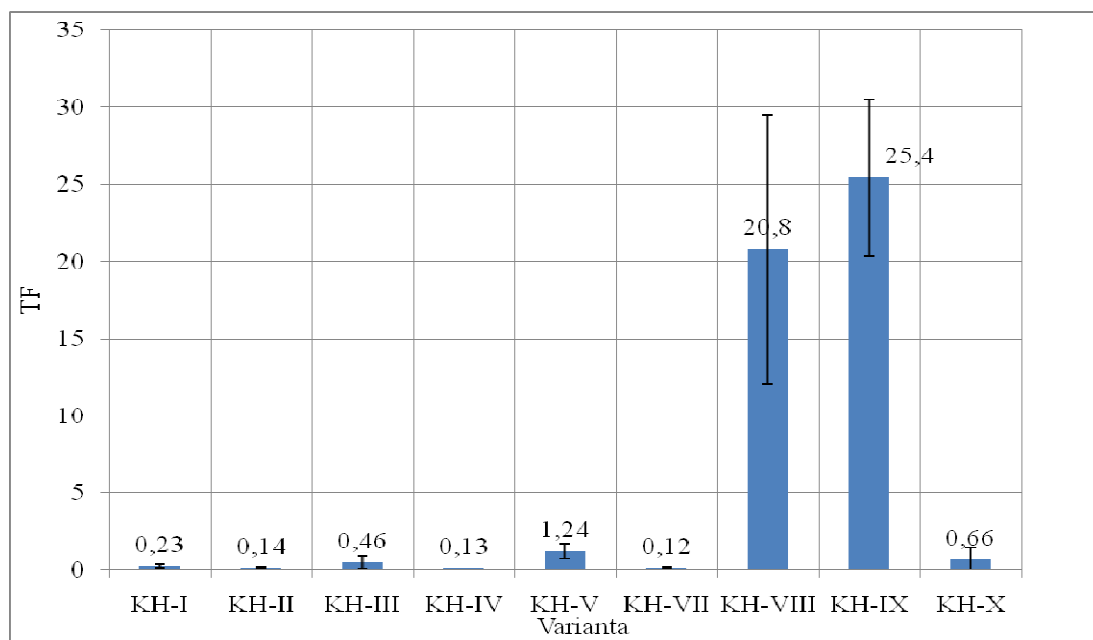
Jednotlivé průměrné obsahy rizikových prvků ( $\bar{x}$ ) vyhotovené pro jednotlivé varianty se vzájemně velmi liší. Průměrné hodnoty by se daly rozdělit na dvě skupiny: nízké obsahy Cd v rostlinách (KH-I, KH-II, KH-III, KH-IV, KH-V, KH-VII, KH-X) a vyšší obsahy Cd v rostlinách (KH-VIII, KH-IX). Varianta s vysokými obsahy Cd v rostlinách KH-VIII je zastoupena rostlinami *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie) a varianta KH-IX je zastoupena rostlinami *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko). U ostatních variant jsou patrné schopnosti rostlin akumulovat Cd, ale již v nižších hladinách. Např. ve variantě KH-V zastoupené rostlinami *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR) se také projeví schopnosti akumulace Cd v množství 10,6 ppm Cd.

Nejvyšší směrodatná odchylka u varianty KH-VIII poukazuje na nepodobnost sledovaných hodnot v této variantě. Přesto je průměrná hodnota této varianty druhá nejvyšší v rámci všech variant, neboť dílčí obsahy Cd, ze kterých byl vypočten průměr pro variantu KH-VIII, patří k nejvyšším obsahům v rámci všech sledovaných obsahů Cd v rostlinách.

Ve výše uvedené tabulce (Tab. 18) jsou uvedeny střední hodnoty ve variantách KH-I, KH-II, KH-III, KH-IV, KH-V, KH-VI, KH-VII a KH-X, které se od sebe vzájemně statisticky významně neliší na hladině  $\alpha = 0,05$ , ale statisticky se významně liší od středních hodnot ve variantách KH-VIII a KH-IX. Střední hodnoty ve variantách KH-VIII a KH-IX se vzájemně od sebe statisticky neliší na hladině  $\alpha = 0,05$ , ale významně se liší od ostatních středních na hladině  $\alpha = 0,05$ .

Následující graf (Graf 4) zobrazuje transfer faktor (TF), jenž je charakterizován poměrem množství Cd přijatého rostlinou a množství Cd vyskytujícího se v půdě.

**Graf 4** Transfer faktor (Cd, Kutná Hora – Malín)



Transfer faktor (TF) ve výše uvedeném grafu (Graf 4) je výrazně nejvyšší ve variantě KH-IX, kde se vyskytovaly rostliny *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko). Druhá nejvyšší následuje varianta KH-VIII, jež je zastoupena rostlinami *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie). Ostatní varianty se pohybují v rozmezí 0,12 – 1,24. V případě varianty KH-V je  $TF > 1$ , což u rostlin *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR) prokazuje schopnost akumulace vyššího množství Cd v nadzemní biomase oproti koncentracím Cd v půdě.

V následující tabulce (Tab 19) jsou zobrazeny výsledné obsahy Pb přijatých rostlinami, které byly vypěstovány na půdách z lokality Kutná Hora - Malín.

**Tab. 19** Obsah Pb v rostlinách pěstovaných na půdě z lokality Kutná Hora - Malín

Varianta	Pb [ppm]			x	s
	a	b	c		
<b>KH-I</b>	0,331	0,308	0,404	<b>0,347<sup>m</sup></b>	<b>0,050</b>
<b>KH-II</b>	0,296	0,452	0,254	<b>0,334<sup>m</sup></b>	<b>0,104</b>
<b>KH-III</b>	0,679	0,253	0,150	<b>0,361<sup>m</sup></b>	<b>0,280</b>
<b>KH-IV</b>	0,559	0,174	0,126	<b>0,286<sup>m</sup></b>	<b>0,238</b>
<b>KH-V</b>	0,145	0,271	0,129	<b>0,182<sup>m</sup></b>	<b>0,078</b>
<b>KH-VII</b>	0,078	0,083	0,251	<b>0,137<sup>m</sup></b>	<b>0,098</b>
<b>KH-VIII</b>	0,130	0,497	0,368	<b>0,332<sup>m</sup></b>	<b>0,186</b>
<b>KH-IX</b>	0,494	0,301	0,213	<b>0,336<sup>m</sup></b>	<b>0,144</b>
<b>KH-X</b>	0,183	0,446	0,113	<b>0,247<sup>m</sup></b>	<b>0,176</b>

Pozn. <sup>m</sup> – střední hodnoty se od sebe statisticky významně neliší při  $\alpha = 0,05$ ;

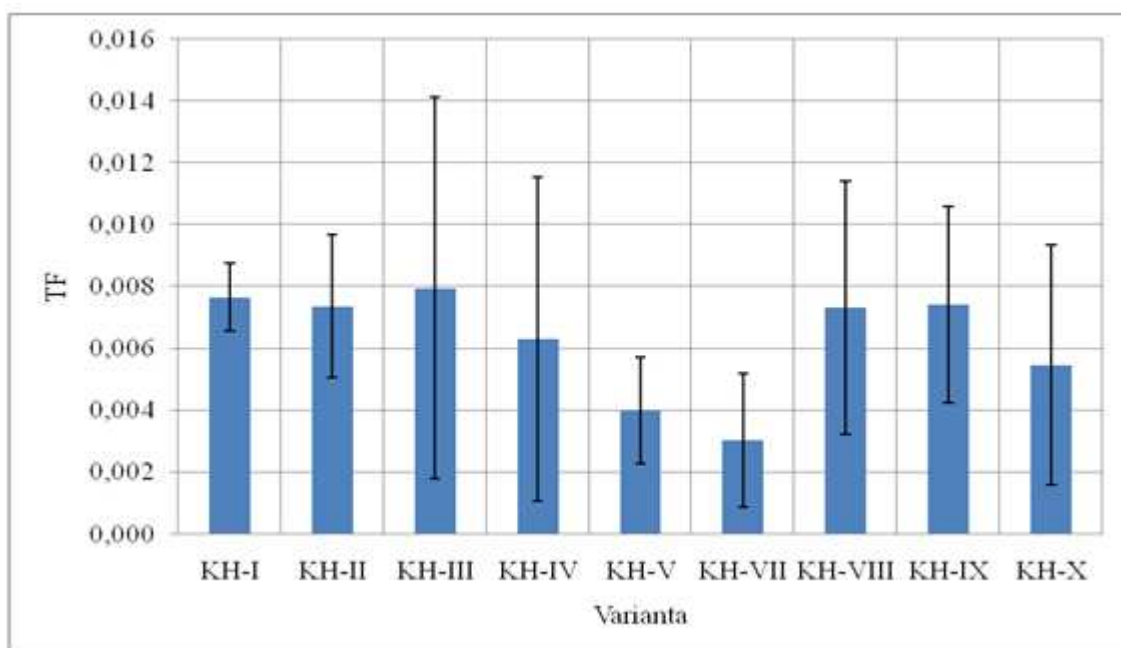
Průměrné hodnoty Pb ve výše uvedené tabulce (Tab. 19) jsou oproti průměrným hodnotám Cd (z výše uvedené tabulky: Cd v rostlinách pěstovaných na půdě z lokality Kutná Hora - Malín) nižší z důvodu jejich nízké mobility v půdě a dostupnosti Pb rostlinám. Průměrné hodnoty ( $\bar{x}$ ) se vyskytují v rozmezí 0,137 – 0,361 ppm Pb. Jako nejvyšší průměrná hodnota je hodnota 0,361 ppm Pb považována i přesto, že směrodatná odchylka varianty KH-III je 0,280, tedy ne příliš malá. Rostlinami z varianty KH-III jsou *Thlaspi jankae* (hungaricum).

Jako již u dříve uvedené tabulky (Tab. 13) pro obsahy Pb v rostlinách pěstovaných na půdách Trhové Dušnice se všechny varianty z hlediska středních hodnot od sebe statisticky významně neliší na hladině  $\alpha = 0,05$ .

Následující graf (Graf. 5) zobrazuje transfer faktor pro příjem Pb rostlinami z půdy z lokality Kutná Hora – Malín.



**Graf 5** Transfer faktor (Pb, Kutná Hora – Malín)



Výše uvedený graf (Graf 5) zachycuje poměr obsahů Pb, které byly přijaty rostlinami s koncentracemi Pb v půdě. Nejvyšší hodnoty transfer faktoru jsou zřetelné u variant KH-III (rostliny *Thlaspi jankae* (hungaricum)) s hodnotou TF = 0,008, KH-I (rostliny *Thlaspi goensingense* (Rakousko)) s hodnotou TF = 0,0077, KH-II (rostliny *Thlaspi jankae* (slovenský) (Zobor, Slovensko)) a KH-IX (rostliny *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko)), kdy je hodnota TF u varianty KH-II a KH-IX stejná, tedy 0,0074 a varianta KH-VIII (rostliny *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie)), kdy hodnota TF = 0,0073. Transfer faktor pro příjem Pb rostlinami je oproti hodnotám transfer faktoru pro příjem Cd rostlinami (Graf. 4) několikanásobně nižší.

V níže uvedené tabulce jsou zobrazeny jednotlivé hodnoty Zn zjištěné analýzou rostlinného materiálu metodou klasického rozkladu na suché cestě. Dále jsou zde uvedeny průměry ( $\bar{x}$ ), směrodatné odchylky ( $\underline{s}$ ) pro jednotlivé varianty a střední hodnoty.

**Tab. 20** Obsah Zn v rostlinách pěstovaných na půdě z lokality Kutná Hora - Malín

Varianta	Zn [ppm]			x	s
	a	b	c		
<b>KH-I</b>	1032	573	660	<b>755<sup>n</sup></b>	<b>243</b>
<b>KH-II</b>	310	289	366	<b>321<sup>m</sup></b>	<b>39,9</b>
<b>KH-III</b>	595	664	587	<b>615<sup>n</sup></b>	<b>42,5</b>
<b>KH-IV</b>	375	326	370	<b>357<sup>m</sup></b>	<b>26,7</b>
<b>KH-V</b>	1334	1011	1042	<b>1129<sup>o</sup></b>	<b>178</b>
<b>KH-VII</b>	198	134	210	<b>180<sup>m</sup></b>	<b>40,9</b>
<b>KH-VIII</b>	1135	1019	1437	<b>1197<sup>o</sup></b>	<b>215</b>
<b>KH-IX</b>	1364	1199	1165	<b>1243<sup>o</sup></b>	<b>106</b>
<b>KH-X</b>	401	519	378	<b>432<sup>m</sup></b>	<b>75,6</b>

Pozn. <sup>m</sup> – střední hodnoty se statisticky významně liší od středních hodnot <sup>n</sup> a <sup>o</sup> při  $\alpha = 0,05$ ;

<sup>n</sup> – střední hodnoty se statisticky významně liší od středních hodnot <sup>m</sup> a <sup>o</sup> při  $\alpha = 0,05$ ;

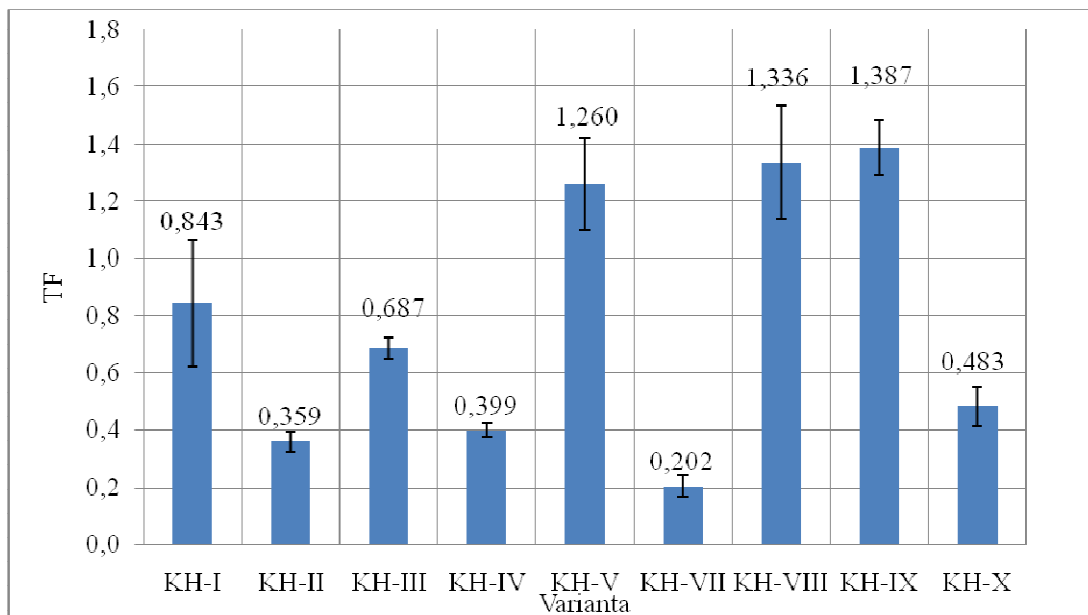
<sup>o</sup> – střední hodnoty se statisticky významně liší od středních hodnot <sup>m</sup> a <sup>n</sup> při  $\alpha = 0,05$ ;

Průměrné hodnoty ( $\bar{x}$ ) se ve sledovaných variantách vyskytují v rozmezí 180 – 1243 ppm Zn (1243 ppm Zn ve variantě KH-IX). Směrodatná odchylka u varianty KH-IX je poměrně nízká (106) v porovnání s ostatními průměrnými hodnotami a směrodatnými odchylkami. Rostlinami z varianty KH-IX jsou *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko).

Tento soubor středních hodnot je velice rozmanitý. V tabulce (Tab 20) se jedná o tři dílčí soubory hodnot, které se od sebe významně statisticky liší. První dílčí soubor průměrných hodnot je tvořen variantami KH-II, KH-IV, KH-VII a KH-X, které se navzájem od sebe statisticky neliší na hladině  $\alpha = 0,05$ , ale významně se liší od ostatních středních hodnot hladině  $\alpha = 0,05$ . Druhý dílčí soubor je zastoupen variantami KH-I a KH-III, které se vzájemně od sebe statisticky neliší na hladině  $\alpha = 0,05$ , ale významně se liší od ostatních středních hodnot na hladině  $\alpha = 0,05$ . Třetím souborem hodnot jsou střední hodnoty ve variantách KH-V, KH-VIII a KH-IX, které se vzájemně od sebe statisticky neliší na hladině  $\alpha = 0,05$ , ale významně se liší od ostatních středních hodnot na hladině  $\alpha = 0,05$ .

Následující graf zobrazuje transfer faktor pro příjem Zn rostlinami z půdy z lokality Kutná Hora – Malín.

**Graf 6** Transfer faktor (Zn, Kutná Hora – Malín)

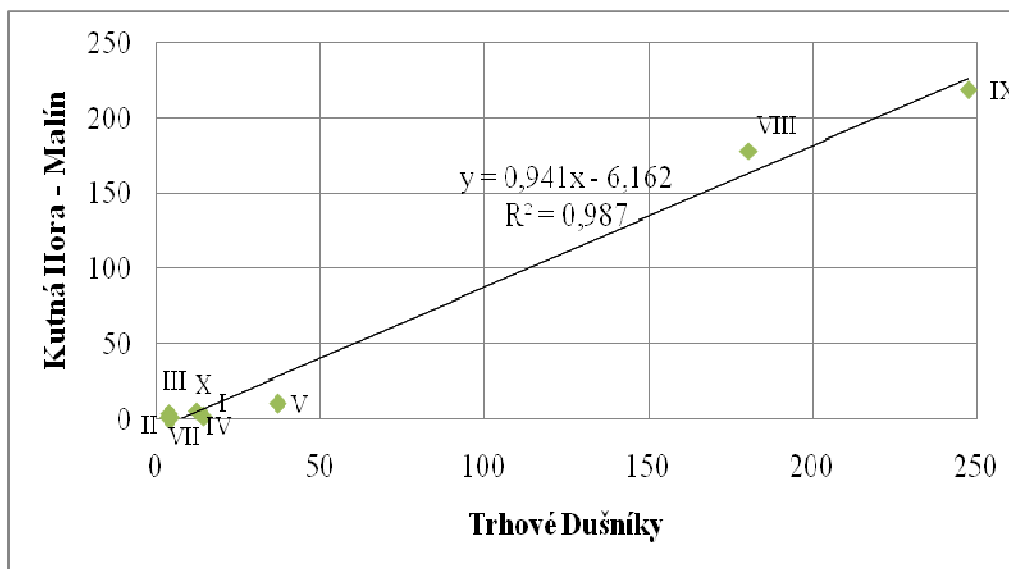


Hodnoty TF pro příjem Zn jsou částečně srovnatelné s TF pro příjem Cd rostlinami z půdy z lokality Kutná Hora – Malín. Hodnoty TF v grafu (Graf 6) ve variantách KH-V, KH-VIII a KH-IX jsou vyšší než jedna, hodnoty TF pro Cd (Graf 4) jsou v těchto samých variantách vyšší než jedna (i když v případě TF pro příjem Cd jsou hodnoty několikanásobně vyšší).

## 5.5. Závislost obsahu Cd, Pb a Zn na obou stanovištích

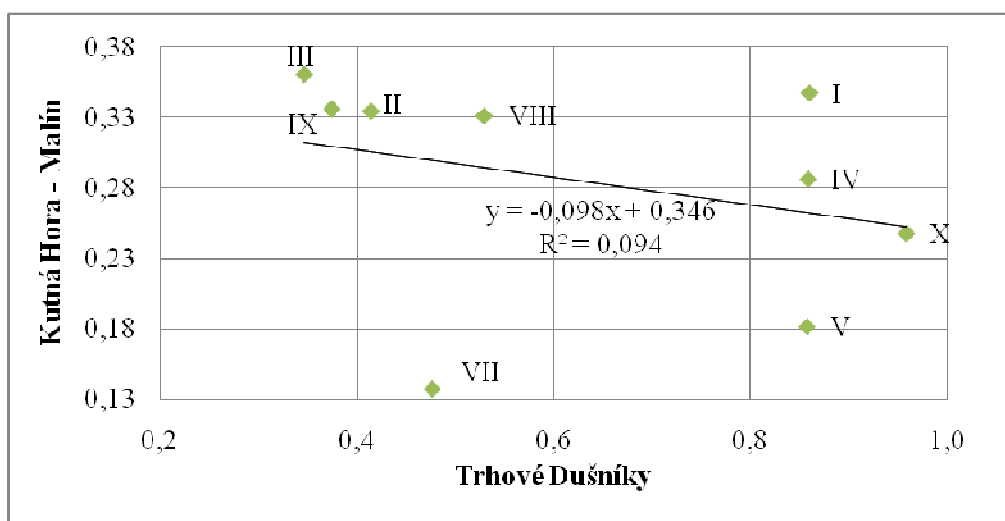
Závislost jednotlivých obsahů sledovaných prvků v rostlinném materiálu pěstovaném na stanovištích Trhové Dušníky a Kutná Hora – Malín je rozdílná, což dokazují následující grafy (Graf. 7, Graf. 8, Graf. 9). Z následujícího grafu (Graf. 7) je prokázána rostoucí lineární závislost akumulace Cd v rostlinách na druhu zeminy, na které byly vypěstovány. Cd v rostlinách se ve vyšším zastoupení vyskytovalo v rostlinách vypěstovaných na zemině z Trhových Dušníků. To naznačuje rostoucí lineární přímka proložená mezi jednotlivými obsahy Cd v rostlinách. Nižší sledované hodnoty do 50 ppm Cd (I, II, III, IV, V, VII, X) vykazovaly vyšší hodnoty Cd pro rostliny, které byly vypěstovány na zemině z Trhových Dušníků. Díky hodnotě korelačního koeficientu R je možné posoudit těsnost závislosti obou proměnných. Sledované hodnoty se vyskytují v blízkosti přímky bez výraznějšího kolísání ( $R = \pm 1$ ), závislost je těsná.

**Graf. 7** Porovnání akumulace Cd v rostlinách vypěstovaných na zeminách z Kutné Hory – Malín a Trhové Dušníky



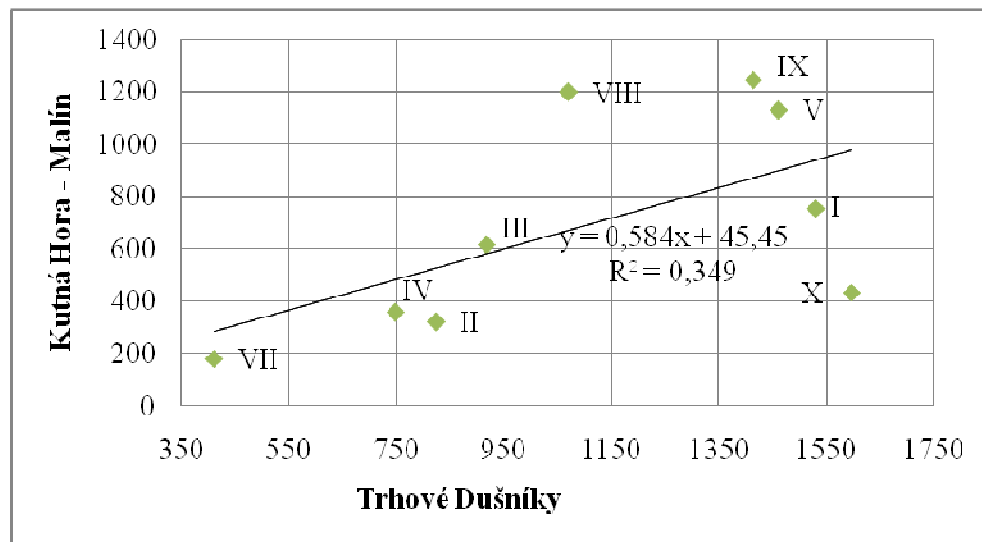
Regresní lineární přímkou v korelačním poli následujícího grafu (Graf. 8) je vyjadřena slabá klesající lineární závislost výskytu Pb v rostlinách, které byly vypěstovány na dvou rozdílných lokalitách. V případě lokality Kutná Hora – Malín se Pb v půdě vyskytovalo v limitech stanovených vyhláškou 13/1994 Sb. Lineární přímkou je zobrazena závislost obsahu Pb v rostlinách vypěstovaných na zemině z Kutné Hory – Malín, kdy rostliny obsahovaly až dvojnásobně nižší obsahy Pb oproti rostlinám vypěstovaných na silně olovem kontaminované zemině z Trhových Dušníků. Korelační koeficient ( $R$ ) se neblíží hodnotě 1 a závislost mezi proměnnými není těsná. Směrnice přímkou (parametr  $k$ ) je menší než 0, přímkou je tedy klesající.

**Graf. 8** Porovnání akumulace Pb v rostlinách vypěstovaných na zemích z Kutné Hory – Malín a Trhové Dušníky



Vyšší akumulace Zn v rostlinách vypěstovaných na zemině z Trhových Dušníků je vyjádřena v následujícím grafu (Graf. 9), kde je zobrazena rostoucí lineární přímkou. Vyšší akumulace Zn v těchto rostlinách souvisí až s 3x vyššími koncentracemi Zn ve sledované zemině oproti zemině z Kutné Hory – Malín. Korelační koeficient se neblíží hodnotě 1 a těsnost vztahu mezi oběma proměnnými je tedy slabá. Sledované hodnoty v korelačním poli se nevyskytují v přímé blízkosti přímky, což také naznačuje, že závislost mezi oběma proměnnými není těsná. Parametr  $k$  udává rostoucí směr této lineární přímce ( $k > 0$ ).

**Graf. 9** Porovnání akumulace Zn v rostlinách vypěstovaných na zeminách z Kutné Hory – Malín a Trhové Dušníky



## 6. Diskuze

Výše uvedená získaná data nabízí několik otázek. U analyzované půdy ze Slovenska, kde se přirozeně vyskytuje *Thlaspi jankae* (slovenský), byly zjištěny mírně zvýšené obsahy Cd a Zn v lokalitě Slovenský kras a mírně zvýšené obsahy Cd v lokalitě Zobor. Pro nádobový experiment byly použity rostliny *Thlaspi jankae* (slovenský) původem z lokality Zobor, tedy z lokality s mírně zvýšeným Cd a s hlinitopísčitou půdou. Mobilita iontů těžkých kovů v půdě a jejich dostupnost pro rostliny závisí na redox potenciálu půdy a půdním pH (Schulze et al., 2002). Půdní pH z lokality Zobor je 7,2, tedy neutrální. Dle Yanai et al. (2006) je Cd nejpohyblivější při pH = 5 – 6. Hodnota půdního pH = 7,2 zjištěna pro lokalitu Zobor není optimální pro příjem Cd rostlinou.

Analyzovaná půda z Maďarska s přirozeným výskytem rostlin *Thlaspi jankae* (hungaricum) obsahovala mírně zvýšené obsahy pouze Cd v 8 lokalitách ze sledovaných 17. Půdami ze sledovaných maďarských lokalit jsou půdy hlinité až jílovitohlinité (středně těžké až těžké) ve srovnání s půdou ze Slovenska (Zobor), kdy je půda hlinitopísčitá, tedy lehká. Oxidovatelný uhlík je u lokality na Slovensku (Zobor) zaznamenán poměrně vysoký, tedy 11,65 % C<sub>ox</sub> a na lokalitách v Maďarsku průměrně 5,78 % C<sub>ox</sub>. Hodnota C<sub>ox</sub> je vyšší u půd hlinitopísčitých na Slovensku (Zobor) než u hlinitých až jílovitohlinitých v Maďarsku. Předpokládá se závislost půdního druhu na množství oxidovatelného uhlíku, tedy půdní druhy s nízkým C<sub>ox</sub> obsahují více jílovité frakce než půdní druhy s vysokým C<sub>ox</sub>, které obsahují nižší podíl jílovité frakce.

K nádobovému pokusu sloužily zeminy ze dvou odlišných lokalit: Trhové Dušníky a Kutná Hora – Malín. Zeminy z lokality Trhové Dušníky byly vysoce kontaminovány Cd, Pb a Zn a zeminy z lokality Kutná Hora – Malín byly kontaminovány Cd a Zn.

V rámci vlastního experimentu byly vypěstovány rostliny *Thlaspi jankae* (slovenský) (Zobor, Slovensko) (s označením L-II, KH-II). Tyto rostliny se na Slovensku přirozeně vyskytovaly na půdách kontaminovaných poměrně malým množstvím Cd (max. 1,8 ppm Cd). Na obou zeminách (z Trhových Dušníků a z Kutné Hory – Malín) byly sklizeny po prvním roce vegetace poměrně rozdílné výnosy rostlin *Thlaspi jankae* (slovenský) (Zobor, Slovensko). Na silně kontaminované zemině z Trhových Dušníků bylo sklizeno 9,4 g/L-II a z méně kontaminované zeminy z Kutné Hory – Malín bylo sklizeno pouze 3,27 g/KH-II. Z výnosu varianty L-II lze tedy usuzovat, že rostliny *Thlaspi jankae* (slovenský) (Zobor, Slovensko)

jsou schopny přežít na kadmii silně kontaminovaných půdách, aniž by Cd v půdě mělo negativní vliv na jejich výnos. Důvodem nízkého výnosu rostlin *Thlaspi jankae* (slovenský) (Zobor, Slovensko) z varianty KH-II by mohla být zásadní změna podmínek, které jsou charakteristické pro jejich přirozenou lokalitu, tedy okolí kopce Zobor na Slovensku. Transfer faktory pro Cd, Pb a Zn variant L-II a KH-II na kontaminovaných zemínách z Trhových Dušníků a z Kutné Hory – Malín vykazovaly nízké hodnoty.

V rámci experimentu byly vypěstovány také rostliny *Thlaspi jankae* (hungaricum) (Eger, Maďarsko) (s označením L-III, KH-III získané z maďarských lokalit s vyšším obsahem rizikových prvků a s označením L-IV, KH-IV získané z maďarských lokalit s nízkým obsahem rizikových prvků). Výnosy rostlin *Thlaspi jankae* (hungaricum) (Eger, Maďarsko) sklizených po prvním roce vegetace z pokusných zemín (z Trhových Dušníků a z Kutné Hory – Malín) byly poměrně nízké (3 – 4 g/varianta). Srovnatelně nízké výnosy rostlin *Thlaspi jankae* (hungaricum) (Eger, Maďarsko) z variant L-III, L-IV, KH-III a KH-IV z obou nádobových zemín nepoukazují na vliv rozdílnosti zemín z hlediska kontaminace. Transfer faktory variant L-III, L-IV a KH-III, KH-IV vykazovaly nízké hodnoty, ani v jedné variantě nebyla překročena hodnota  $TF > 1$ , nebyly tak prokázány výrazné akumulární schopnosti rostlin *Thlaspi jankae* (hungaricum) (Eger, Maďarsko), pro které by se mohlo uvažovat o jejich potenciálním fytoextrakčním využití.

V rámci sledované nádobové zeminy z Trhových Dušníků a rostlin na ni vypěstovaných došlo k pozoruhodným poznatkům. Výnosy rostlin pěstovaných na této zemině představovaly celkově vyšší hodnoty oproti výnosům rostlin, které byly vypěstované na zemině z Kutné Hory – Malín. Nejvyšší výnosy rostlin pěstovaných na zemině z Trhových Dušníků představovaly: *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie) s výnosem 26,0 g, *Thlaspi goensingense* (Rakousko), s výnosem 16,4 g a *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko) s výnosem 15,5 g. Výnosy rostlin z ostatních variant pěstovaných na půdě z Trhových Dušníků byly výrazně nižší. Dle Brooks et al. (1998) byl *Thlaspi caerulescens* schopen akumulovat 3 ppm Cd v suché hmotě při výnosu 4 t/ha/rok.

Průměrné hodnoty obsahu Cd v rostlinách vypěstovaných na zemině z Trhových Dušníků byly vysoké. Nejvíce Cd bylo obsaženo v *Thlaspi goensingense* (Rakousko), kdy bylo naměřeno 247 ppm Cd a  $TF = 9,1$ , dále v *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie), kdy bylo naměřeno 181 ppm Cd a  $TF = 6,7$  a v *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR), kdy bylo naměřeno 37,2 ppm Cd a  $TF = 1,37$ . U ostatních sledovaných rostlin byly  $TF > 1$ . Dle



Lombi et al. (2000) koncentrace Cd v rostlinách *Thlaspi goesingense* byly naměřeny vysoké až 830 ppm Cd, což byl zároveň první známý údaj o hyperakumulaci v rostlině tohoto druhu. Milner et Kochian (2008) uvedli, že *Thlaspi caerulescens* vyskytující se na půdách se zvýšeným obsahem Zn je tolerantnější k akumulaci Cd a naopak.

Průměrné hodnoty obsahu Pb v rostlinách vypěstovaných na zemině z Trhových Dušníků byly nižší oproti hodnotám pro Cd v rostlinách vypěstovaných na téže zemině. Nejvyšší hodnoty akumulace Pb představoval *Thlaspi caerulescens* (Arnoldstein, Rakousko) s 0,993 ppm Pb. TF vykazovaly velmi nízké hodnoty, které se řádově pohybovaly v rozmezí 0,00013 – 0,00036.

Nejvyšší hodnoty akumulace Zn v rostlinách představoval *Thlaspi caerulescens* (Arnoldstein, Rakousko), jenž obsahoval 1597 ppm Zn a jeho TF vykazoval hodnotu 0,592, dále *Thlaspi goesingense* (Rakousko), jenž obsahoval 1530 ppm Zn a jeho TF vykazoval hodnotu 0,567. Následně *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR), jenž obsahoval 1461 ppm Zn a jeho TF vykazoval hodnotu 0,542, dále *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko), jenž obsahoval 1414 ppm Zn a jeho TF vykazoval hodnotu 0,524. Dle Lombi et al. (2000) byl *Arabidopsis halleri* schopen v hydroponických pokusech akumulovat až 32 000 ppm Zn v nadzemní biomase, aniž by trpěl fyto toxicitou. Někteří jedinci *Arabidopsis halleri* jsou schopni akumulovat velké množství Zn v nadzemní biomase, a to od 1 800 do 13 100 ppm Zn (Bert et al., 2002). Takto vysoké obsahy Zn přijaté *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR) prokázány nebyly. Dle Lombi et al. (2001) byla objevena u *Thlaspi caerulescens* schopnost akumulovat 2000 – 8000 ppm Zn s celkovým obsahem v půdě 150 – 450 ppm Zn. Během jednoho vegetačního období byl *Thlaspi caerulescens* schopen z půdy odebrat až 40 kg/ha. Při takové rychlosti fytoextrakce by byla následná redukce Zn v půdě 440 – 300 ppm.

*Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko) obsahoval nejvyšší obsahy Cd = 247 ppm a poměrně vysoké obsahy Zn = 1414 ppm. Baker et al. (1994) srovnal pět britských populací *Thlaspi caerulescens* pro jejich schopnost tolerovat a akumulovat těžké kovy. Terénní vzorky ukázaly v listech *Thlaspi caerulescens* koncentrace Zn = 21 000 ppm a Cd = 164 ppm. Rostliny *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR) obsahovaly poměrně vysoké množství Cd = 37,2 ppm i Zn = 1461 ppm. Dle Vysloužilové et al (2006) byl hyperakumulátor *Arabidopsis halleri* schopen akumulovat 82,3 ppm Cd a 2746 ppm Zn a hyperakumulátor *Thlaspi caerulescens* byl schopen akumulovat a 271 ppm Cd a 1500 ppm Zn.

Výnosy rostlin pěstovaných na zemině z Kutné Hory - Malín představovaly celkově nižší hodnoty oproti výnosům rostlin, které byly vypěstované na zemině z Trhových Dušníků. Nejvyšší výnosy rostlin pěstovaných na zemině z Kutné Hory - Malín zastupoval *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko) s výnosem 6,17 g, *Thlaspi goensingense* (Rakousko) s výnosem 5,70 g a *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie) s výnosem 5,57 g. Průměrné hodnoty obsahu Cd v rostlinách vypěstovaných na zemině z Kutné Hory - Malín byly srovnatelné s průměrnými obsahy Cd v rostlinách, které byly pěstovány na zemině z Trhových Dušníků. Nejvíce Cd bylo obsaženo v *Thlaspi goensingense* (Rakousko), kdy bylo zjištěno 219 ppm Cd a TF = 25,4, dále v *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie), kdy bylo zjištěno 179 ppm Cd a TF = 20,8 a v *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR), kdy bylo zjištěno 10,6 ppm Cd a TF = 1,24. Ve všech ostatních variantách vykazoval TF hodnotu nižší než 1.

Průměrné hodnoty obsahu Pb v rostlinách vypěstovaných na zemině z Kutné Hory - Malín byly nižší oproti hodnotám pro Cd i Zn v rostlinách pěstovaných na stejné zemině. Nejvyšší hodnoty pro akumulaci Pb v rostlinách představoval *Thlaspi jankae* (hungaricum) (Eger, Maďarsko), kdy bylo v rostlinách naměřeno 0,361 ppm Pb s TF = 0,008.

Nejvyšší hodnoty akumulace Zn v rostlinách představoval *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko) s Zn = 1243 ppm s TF = 1,39, dále *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie) s Zn = 1197 ppm s TF = 1,34 a *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR) s Zn = 1129 ppm a TF = 1,26. TF u ostatních variant vykazovaly hodnoty nižší než 1.

Rostliny *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko), *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie) a *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR) jsou nejvíce zastoupeny v procesu akumulace jak Cd, tak Zn. Rostliny *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko) obsahovaly nejvyšší obsahy Cd = 218 ppm a Zn = 1243 ppm. Khan et Frankland (1983) konstatovali, že toxické působení Cd je spojeno s nedostatkem Zn v rostlině. Podle Adriana (2001) může být nedostatek Zn v rostlinách způsoben nízkým obsahem v půdě, např. v písčitéch kyselých půdách, odkud se zinek snadno vyplavuje. Zeminou z Kutné Hory – Malín je půda hlinitá, jejíž pH = 5,67, slabě kyselá, ale přítomnost Zn je na sledované půdě na Kutné Hoře – Malín je v nadlimitních koncentracích. *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie) obsahoval 178 ppm Cd a 1197 ppm Zn. *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR) obsahoval 10,6 ppm Cd a 1129 ppm Zn. Výsledky dále zmíněných autorů poskytly informace o vyšší fyto toxicitě Cd vůči *Arabidopsis halleri* ve srovnání se Zn. Pro srovnání: *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie) je schopen tolerovat víc než 5 000 ppm Cd v nadzemní biomase bez sledované re-

dukce růstu (Lombi et al., 2001; Assunção et al., 2003; Roosens et al., 2003). Ačkoliv *Arabidopsis halleri* je schopen akumulovat vysoké koncentrace Cd v nadzemní biomase, jeho tolerance vůči Cd je mnohem nižší než k Zn. Dle Milner et Kochian (2008) byl *Thlaspi caerulescens* schopen akumulovat až 10 000 ppm Cd a 30 000 ppm Zn bez fyto toxického efektu, přičemž typické hodnoty pro obsahy Cd a Zn v nadzemní biomase jsou 100 – 200 ppm Zn a 0,1 – 10 ppm Cd.

## 7. Závěr

Rostliny *Thlaspi jankae* (slovenský) (Zobor, Slovensko) byly schopny tvorby nadzemní biomasy na kadmíem silně kontaminovaných půdách z Trhových Dušníků, aniž by zvýšené koncentrace Cd v půdě měly negativní vliv na jejich výnos. Důvodem nízkého výnosu rostlin *Thlaspi jankae* (slovenský) (Zobor, Slovensko) pěstovaných na zemině z Kutné Hory – Malín je pravděpodobně zásadní změna podmínek (včetně vysokých koncentrací Cd, Pb a Zn v této zemině), které jsou charakteristické pro jejich přirozenou lokalitu, tedy okolí kopce Zobor na Slovensku. Výskyt houbových chorob a mšic ve sledovaných zeminách neumožnily zdravý růst rostlin *Thlaspi jankae* (hungaricum) (Eger, Maďarsko), jejichž výnosy nadzemní biomasy a koncentrace sledovaných prvků v jejich biomase byly nízké.

Zvýšená efektivita dekontaminace půd byla prokázána u rostlin *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR), *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie) a *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko), jejichž nadzemní biomasa obsahovala vysoké obsahy sledovaných rizikových prvků. Vyšší účinnost byla prokázána u těch sledovaných rostlin, které byly vypěstované na silně kontaminované zemině z lokality Trhové Dušníky v blízkosti řeky Litávky. Celkové obsahy Cd, Pb a Zn v rostlinách vypěstovaných na méně kontaminovaných zeminách z lokality Kutná Hora – Malín byly oproti první lokalitě nižší.

Akumulace jednotlivých prvků odpovídá vysokým obsahům v půdě. Vysoká akumulace Cd a Zn v rostlinách byla prokázána u *Arabidopsis halleri* (Trhové Dušníky, ČR) s 37,2 ppm Cd a 1461 ppm Zn, *Thlaspi caerulescens* (Gange, Francie) s 181 ppm Cd a 1197 ppm Zn a *Thlaspi caerulescens* (Mežica, Slovinsko) s 247 ppm Cd a 1414 ppm Zn. Vysoká akumulace Zn byla prokázána dále u *Thlaspi caerulescens* (Arnoldstein, Rakousko) s 1597 ppm

Zn a *Thlaspi goensingense* (Rakousko) s 1530 ppm Zn. Naopak výskyt patogenních hub a mšic byl překážkou pro zdárné vypěstování rostlin *Thlaspi montanum* (Litoměřice, ČR), *Thlaspi rotundifolium* (Rakousko), *Thlaspi jankae* (slovenský) (Zobor, Slovensko) a *Thlaspi jankae* (hungaricum) (Eger, Maďarsko), u nichž nebyla potvrzena toxicita.

## 8. Seznam literatury

Adriano, D.C. (2001): Trace elements in terrestrial environments, Springer-Verlag, New York, pp.644.

Assunção, A.G.L., Martins, P.D., De Folter, S., Vooijs, R., Schat, H., Aarts, M.G. (2001): Elevated expression of metal transporter genes in three accessions of the metal hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. Plant, Cell and Environment 24: 217–226. IN Milner, J. Matthew, Kochian, V. Leon. (2008): Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. Oxford Journals. Annals of Botany 102: 3 – 13.

Assunção, A.G.L., Schat, H., Aarts, M.G. M. (2003): *Thlaspi caerulescens*, an attractive model species to study heavy metal hyperaccumulation in plants. New Phytologist, 159: 351-360.

Baker, A.J.M., Reeves, R.D., Hajar, A.S.M. (1994): Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (*Brassicaceae*). New Phytol 127: 61–68.

Belcher, R.W., Rozendaal, A. Przybylowicz, W.J. (2004): Trace element zoning in pyrite determined by PIXE elemental mapping: evidence for varying ore-fluid composition and electrochemical precipitation of gold. X-Ray Spectrometry, 33, 174-180.

Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J. (1995): Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Grada - Avicenum Praha, s. 288.

Bert, V., Bonin, I., Saumitou-Leprade, P., De Laguerie, P., Petit, D. (2002): Do *Arabidopsis halleri* from nonmetallophilous populations accumulate zinc and cadmium more effectively than those from metallophilous populations? New Phytologist, 155:47-57.

Bílek, J. (1982): Kutnohorský revír. Báňsko-historický výzkum Roveňského pásma. Geofond, Kutná Hora. IN Tlustoš, P., Száková, J., Šichorová, K., Pavlíková, D., Balík, J. (2007): Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR. 2011-12-08 [citováno 2012-02-06]. [online] dostupné z www: <[http://www.phytosanitary.org/projekty/2007/VVF\\_08\\_2007.pdf](http://www.phytosanitary.org/projekty/2007/VVF_08_2007.pdf) >

Bláha, L. (2003): Rostlina a stres. VÚRV Praha, 156 s.

Borůvka, L., Huan-Wei Ch., Kozák, J., Křišťůvková, S. (1996): Heavy contamination of soils with cadmium, lead, and zinc in the alluvium of Litavka river. Rostl. Výr., 42: 543-550.

Boyd, S. R., Martens, N. Scott (1998): Nickel hyperaccumulation by *Thlaspi montanum*: A constitutive trait. American Journal of Botany 85(2): 259–265.

Bovet, L., Eggmann, T., Meylan-Bettex, M., Polier, J., Kammer, P., Marin, E., Feller, U., Martinoia, E. (2003): Transcript levels of AtMRPs after cadmium treatment: induction of AtMRP3. Plant, Cell and Environment 26, 371±381. IN Hall, J.L., Williams L.E. (2003): Transition metal transporters in plants. J. Exp. Bot., 54: 2601-2613.

- Brooks, R.R., Chambers, M.F., Nicks, L.J., Robinson, B.H. (1988): Phytomining. Trends Biochem Sci. 3: 359 – 362. IN Schulze, E.D., Beck, E., Müller-Hohenstein, K. (2002): Pflanzenökologie, Spektrum Verlag, Heidelberg, 846 pp.
- Brtnický, M., Foukalová, J., Pokorný, E. (2004): Korekce sezónní dynamiky kationtové výměnné kapacity orníc černozemních půd. 2011-11-08 [citováno 2012-03-01]. [online] dostupné z www: <<http://mnet.mendelu.cz/mendelnet07agro/articles/enviro/brtnicky.pdf>>.
- Cibulka, J. (1991): Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia, Praha, s. 432.
- Clemens, S. (2001): Molecular mechanisms of metal tolerance and homeostasis. Planta, 212:475-486.
- Clemens, S., Palmgren, M.G., Kramer, U. (2002): A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. Trends Plant Sci. 7, 309.
- Cobbett, C.S. (2000): Phytochelatins and their roles in heavy metal detoxification. Plant Physiology, 123: 825 – 832. IN Piršelová, B., Matušíková, I (2011): Proteíny rastlinnej patogenézy v procese obrany rastlín voči kovom. Aktuální kapitoly z fyziologie rostlin a zemědělského výzkumu 2011, Praha, 134-149. ISBN: 978-80-213-2160-1
- Cunningham, S.D., Berti, W.R., Huang J. W. (1995): Phytoremediation of contaminated soils. Tibtech, 13: p. 393–397.
- Cunningham, S.D., Ow, D.W. (1996): Promises and prospects of phytoremediation. Plant Physiol; 110: p. 715–719.
- Eapen, S., D.Souza, S.F. (2005): Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. Biotechnol. Adv. 23, 97.
- Eliáš, P. (1984): Príspevok k flóre novobanských štálov v pohorí Trábeč. 107 – 130, ROSALIA číslo 1. 2012-02-08 [citováno 2012-03-20]. [online]. Dostupné z www: <<http://www.sazp.sk/slovak/struktura/copk/spravy/ponitrie/html/main.html>>.
- Eliáš, P. (1985): Príspevok k poznaniu vegetácie Veľkého Trábeča (829 m n.m.). 79 – 90, ROSALIA číslo 2. 2012-02-08 [citováno 2012-03-20]. [online]. Dostupné z www: <<http://www.sazp.sk/slovak/struktura/copk/spravy/ponitrie/html/main.html>>.
- Eliáš jun., P. (2007): *Thlaspi jancae*. 2011-10-18 [citováno 2012-02-22]. [online] Dostupné z www: <<http://botany.cz/cs/thlaspi-jankae/>>.
- Fischerová, Z., Tlustoš, P., Száková, J., Šichorová, K. (2006): A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given heavy metals. Environ. Pollut.
- Griga, M., Bjelkova, M, Tejlkova, E. (2003): Phytoextraction of heavy metals by fibre crops: *Linum usitatissimum* L. case study. In Kalogerakis, N., Psillakis, E. (eds.) Proc. 2nd Eur bioremediation conf. Chania, Crete, TU Crete, pp 353-356.
- Grulich, Vít (2011): *Thlaspi goesingense*. 2011-11-15 [citováno 2012-02-21]. [online] dostupné z www: <<http://botany.cz/cs/thlaspi-goesingense/>>.
- Guo, X.X., Zhao, H., Shi, D.J., Xu, J., Xu, X.D., Ru, B.G. (1998): Expression of mouse MT-1 cDNA filamentous cyanobacterium to enhance its metal-resistance. Acta Bot. Sin. 40, pp. 320–324. IN Nováková, M, Macková, M., Macek, T., Fišer, J., Šuman, J., Kurzawová, V.

(2011): The use of genetically modified plants for remediation of contaminated soils. Inovační sanační technologie ve výzkumu a praxi IV. ISSN 1804-9966 204.

Guo, L., Kozlosky, C.J., Ericsson, L.H., Daniel, T.O., Cerretti, D.P., Johnson, R.S. (2003): Studies of ligand-induced site-specific phosphorylation of epidermal growth factor receptor. *J Am Soc Mass Spectrometry* 14: 1022–1031 IN Schulze, E.D., Beck, E., Müller-Hohenstein, K. (2002): *Pflanzenökologie*, Spektrum Verlag, Heidelberg, 846 pp.

Hall, J. L.(2002): Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*, 53: 1-11.

Hall, J.L., Williams L.E. (2003): Transition metal transporters in plants. *J. Exp. Bot.*, 54: 2601-2613.

Hassinen, V., H., Tervahauta, A., I., Halimaa, P., Plessl, M., Peraniemi, S., Schat, H., Aarts, M., G., Servomaa, K., Karenlampi, S., O. (2007): Isolation of Zn-responsive genes from two accession of the hyperaccumulator plant *Thlaspi caerulescens*. *Planta*. 225(4):977-89. IN Hobza, R., Čegan, R., Vyskot, B., Nevrtalová, E. (2010): Molekulární mechanismy rezistence těžkým kovům a jejich akumulace v rostlinách. *Současné možnosti fyziologie a zemědělského výzkumu přispět k produkci rostlin (vybrané kapitoly)*. 121-138. ISBN 978-80-7427-023-9.

Hejný, S., Slavík, B. (1992): *Květena ČR 3*. Československá akademie věd. Praha. 542 str. ISBN: 80-200-0256-1.

Hobza, R., Čegan, R., Vyskot, B., Nevrtalová, E. (2010): Molekulární mechanismy rezistence těžkým kovům a jejich akumulace v rostlinách. *Současné možnosti fyziologie a zemědělského výzkumu přispět k produkci rostlin (vybrané kapitoly)*. 121-138. ISBN 978-80-7427-023-9.

Hreško, J. (1997): Stručná geomorfologická charakteristika vybraných lokalít Chránenej krajinej oblasti Ponitrie. 5–8, ROSALIA číslo 12. 2012-02-08 [citováno 2012-03-20]. [online]. Dostupné z [www: http://www.sazp.sk/slovak/struktura/copk/spravy/ponitrie/html/main.html](http://www.sazp.sk/slovak/struktura/copk/spravy/ponitrie/html/main.html)

Hussain, D., Haydon, M.J., Wang, Y., Wong, E., Sherson, S.M., Young, J., et al. (2004): P-type ATPase heavy metal transporters with roles in essential zinc homeostasis in *Arabidopsis*. *The Plant Cell* 16: 1327–1339. IN Milner, J., Matthew and Kochian, Leon, V. (2008): Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. *Oxford Journals. Annals of Botany* 102: 3 – 13.

Chaney, R.L., Beyer, W.N., Gifford, C.H., Sileo, L. (1988): *Trace Subs Environ Health* 22:263-280 IN Adriano, D.C. (2001): *Trace elements in terrestrial environments*, Springer-Verlag, New York, pp.644.

Kaduková, J., Miškufová, A., Štofko, M. (2006): Využitie rastlín na stabilizáciu a čistenie pôdy a vody kontaminovanej kovmi, *Acta Montanistica Slovaca*, 11 (2), 130-136.

Khan, D.H., Frankland B. (1983): Effects of cadmium and lead on radish plants with particular reference to movement of metals through soil profile and plant. *Plant Soil* 70, 3: 335-345. IN Tlustoš, P., Pavlíková, D., Balík, J. (2006): Mechanismus příjmu rizikových prvků rostlinami a jejich hromadění v biomase [online] 2007-05-11 [cit. 2010-02-12]. Dostupné také z [www: <http://www.phytosanitary.org/projekty/2005/VVF\\_05\\_2005.pdf>](http://www.phytosanitary.org/projekty/2005/VVF_05_2005.pdf)

Khan, A.G., Kuek, C., Chaudhry, T.M., Khoo, C.S., Hayes, W.J. (2000): Role of Plants, Mycorrhizae and Phytochelators in Heavy Metal Contaminated Land Remediation. *Chemosphere* 41, 197-207. IN Vysloužilová, M., Vácha, R., Čechmánková, J., Horváthová, V., Kuba, P., Slavíková, L. (2005): Dekontaminace půd zatížených rizikovými prvky - stanovení fytoextrakční účinnosti rostlin pěstovaných v rotačním osevním postupu. Periodická zpráva projektu NAZV a MZe ČR č. QG 50060 za rok 2005. Praha, str. 7.

Kizek, R., Vacek, J., Trnková, L., Klejdus, B., Havel, L. (2004): Využití katalytických reakcí na rtuťové elektrodě pro elektrochemické stanovení metalothioneinů. *Chem. listy* 98:166-173.

Kochian, L.V. (1993): Zinc absorption from hydroponic solutions by plant roots. Zinc in Soils and Plants. ed Robson AD (Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands), pp 45–57. IN Adriano, D.C. (2001): Trace elements in terrestrial environments, Springer-Verlag, New York, pp.644.

Krämer, U., Cotter-Howells, J.D., Charnock, J.M., Baker, A.J.M., Smith, J.A.C. (1996): Free histidine as a metal chelator in plants that accumulate nickel. *Nature* 379: 635–638. IN Assunção, A.G.L., Schat, H., Aarts, M.G. M. (2003): *Thlaspi caerulescens*, an attractive model species to study heavy metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist*, 159: 351-360.

Krása, P. (2007): *Thlaspi caerulescens*. 2010-10-22 [citováno 2011-12-16]. [online] dostupné z www: <<http://botany.cz/cs/thlaspi-caerulescens/>>.

Kučerová, P., Macková, M., Macek, T. (1999): Perspektivy fytořemediace při odstraňování organických polutantů a xenobiotik z životního prostředí, *Chemické listy* 93, 19-26. [online] 1999-12-06 [cit. 2010-03-12]. Dostupný také z www: <[http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/1999\\_01\\_19-26.pdf](http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/1999_01_19-26.pdf)>

Küpper, H., Zhao, F.J., McGrath, S.P. (1999): Cellular compartmentation of zinc in leaves of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Physiol* 119: 305–311. IN Papoyan, A., Kochian, L.V., (2004): Identification of *Thlaspi caerulescens* genes that may be involved in heavy metal hyperaccumulation and tolerance: characterization of a novel heavy metal transporting ATPase. *Plant Physiology* 136: 3814–3823.

Kuraš, M. (1993): Technologie zpracování odpadů. VŠCHT Praha, [online] 2000-11-04 [cit. 2010-02-10]. Dostupný také z www: <<http://stary.biom.cz/clen/jv/pr3.html#Ce>>.

Lasat, M.M., Baker, A.J.M., Kochian, L.V. (1996): Physiological characterization of root Zn<sup>2+</sup> absorption and translocation to shoots in Zn hyperaccumulator and nonaccumulator species of *Thlaspi*. *Plant Physiol* 112: 1715–1722. IN Papoyan, A., Kochian, L.V. (2004): Identification of *Thlaspi caerulescens* genes that may be involved in heavy metal hyperaccumulation and tolerance: characterization of a novel heavy metal transporting ATPase. *Plant Physiology* 136: 3814–3823.

Lasat, M.M., Baker, A.J.M., Kochian, L.V. (1998): Altered zinc compartmentation in the root symplasm and stimulated Zn<sup>2+</sup> absorption into the leaf as mechanisms involved in zinc hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens*. *Plant Physiol* 118: 875–883 IN Papoyan, A., Kochian, L.V. (2004): Identification of *Thlaspi caerulescens* genes that may be involved in heavy metal hyperaccumulation and tolerance: characterization of a novel heavy metal transporting ATPase. *Plant Physiology* 136: 3814–3823.



Lombi, E., Dunham, S.J., Zhao, F.J., McGrath, S.P. (2000): Cadmium accumulation in populations of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi goesingense*. *New Phytol.*, 145, 11±20.

Lombi, E., Zhao, F.J., McGrath, S.P., Young, S.D., Sacchi, G.A. (2001): Physiological evi-

dence for a high-affinity cadmium transporter highly expressed in a *Thlaspi caerulescens*

ecotype. *New Phytol* 149:53–60.

Lombi, E., Tearall, K.L., Howarth, J.R., Zhao, F.-J., Hawkesford, M.J., McGrath, S.P. (2002): Influence of iron status on cadmium and zinc uptake by different ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Physiology* 128, 1359±1367.

Ma, M., Tsang, W.K., Kwan, K.M.F., Lau P.S., Wong Y.S. (1997): Preliminary studies of the identification and expression of metallothionein-like gene in *Festuca rubra*. *Acta Bot. Sin.* 39, pp. 1078-1081. IN Nováková, M., Macková, M., Macek, T., Fišer, J., Šuman, J., Kurzawová, V. (2011): The use of genetically modified plants for remediation of contaminated soils. *Inovativní sanační technologie ve výzkumu a praxi IV*. ISSN 1804-9966 204.

Macek, T., Macková, M., Burkhard, J., Demnerová, K. (1998): Introduction of green plants for the control of metals and organics in remediation. IN: Holm, ed, *Effluents from Alternative Demilitarization Technologies*. NATO PS Ser. 1, Vol. 12, Dordrecht, Germany: Kluwer Academic Publishers; p. 71–85.

Macek, T., Macková, M., Kučerová, P., Burkhard, J., Kotrba, P., Demnerová, K. (1999): Phytoremediation — its possible application in chemical weapons demilitarisation. in Chilcott, ed, *Proc Int Cong Chemical Weapons Demilitarisation, CWD99* Wien, Austria: DERA UK: p. 863–912.

Macek, T., Macková, M. (2005): Využití rostlin k eliminaci xenobiotik z životního prostředí, [online] 2006-12-05 [cit. 2012-02-12]. Dostupné také z www: <<http://www.phytopsanitary.org/projekty/2004/vvf-13-04.pdf>>

Magic, D. (1997): Veľkoplošné chránené územia na vulkanitoch stredného Slovenska - fyto geografický pohľad. 79–84, ROSALIA číslo 12. 2012-02-08 [citováno 2012-03-20]. [online]. Dostupné z [www: http://www.sazp.sk/slovak/struktura/copk/spravy/ponitrie/html/main.html](http://www.sazp.sk/slovak/struktura/copk/spravy/ponitrie/html/main.html)

Maníková, M., Popovics, J. (2009): Národní park a biosférická rezervace Slovenský kras. 2009-04-01 [citováno 2012-03-22]. [online] dostupné z www: <<http://www.soprs.sk/slovkras/>>.

Marhevský, I. (2009): Zobor (foto). 2011-10-05 [staženo 2012-02-29]. [online] dostupné z www: <<http://sk.wikipedia.org/wiki/S%C3%BAbor:Zobor.jpg>>.

Marschner, H. (1995): Mineral nutrition of higher plants. second edition. 889pp. London: Academic Press. IN Vysloužilová, M., Vácha, R., Čechmánková, J., Horváthová, V., Kuba, P., Slavíková, L. (2005): Dekontaminace půd zatížených rizikovými prvky - stanovení fytoextrakční účinnosti rostlin pěstovaných v rotačním osevním postupu. *Periodická zpráva projektu NAZV a MZe ČR č. QG 50060 za rok 2005*. Praha, str. 7.

Masarovičová, E., Králová, K., Kummerová, M. (2005): Liečivé rastliny v meniacich sa environmentálnych podmienkach. Vliv abiotických a biotických stresorů na vlastnosti rostlin. VÚRV. ISBN: 80-86555-63-1

Mäser, P., Thomine, S., Schroeder, J.I. (2001): Phylogenetic relationships within cation transporter families of *Arabidopsis*. *Plant Physiology* 126, 1646±1667. IN Hall, J.L., Williams L.E. (2003): Transition metal transporters in plants. *J. Exp. Bot.*, 54: 2601-2613.

Meyer, C.L., Vitalis, R., Pierre, S.L., Castric, V. (2009): Genomic pattern of adaptive divergence in *Arabidopsis halleri*, a model species for tolerance to heavy metal. *Molecular Ecology* 18, 2050–2062. 2011-10-08 [citováno 2012-03-22]. [online] Dostupné z <[http://www.ecoanthropologie.cnrs.fr/pdf/Meyer\\_2009\\_MolEcol.pdf](http://www.ecoanthropologie.cnrs.fr/pdf/Meyer_2009_MolEcol.pdf)>

Milner, J. Matthew, Kochian, Leon, V. (2008): Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. *Oxford Journals. Annals of Botany* 102: 3 – 13.

Möllerová, J. (2008): *Thlaspi montanum*. 2011-10-08 [citováno 2012-02-22]. [online] Dostupné z www: <<http://botany.cz/cs/thlaspi-montanum/>>.

Mrázek, T. (2009): *Cardaminopsis halleri*. 2011-11-08 [citováno 2012-01-16]. [online] Dostupné z www: <<http://botany.cz/cs/cardaminopsis-halleri/>>.

MŽP ČR (1994): Vyhláška MŽP ČR, č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

National Park Bükk, Eger. 2012-01-02 [citováno 2012-03-22]. [online] dostupné z www: <<http://www.hungarytourism.cz/chrko.php#bukk>>

Neibor, E., Richardson, D.H.S. (1980): The replacement of the nondescript term“heavy metals“ by biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environ. Pollut.* (Ser. B)

Nováková, M., Macková, M., Macek, T., Fišer, J., Šuman, J., Kurzawová, V. (2011): The use of genetically modified plants for remediation of contaminated soils. *Inovativní sanační technologie ve výzkumu a praxi IV*. ISSN 1804-9966 204.

Papoyan, A., Kochian, L.V. (2004): Identification of *Thlaspi caerulescens* genes that may be involved in heavy metal hyperaccumulation and tolerance: characterization of a novel heavy metal transporting ATPase. *Plant Physiology* 136: 3814–3823.

Pauwels, M., Willems, G., Roosens, N.C.J., Frérot, H., Saumitou-Laprade, P. (2008): Merging methods in molecular and ecological genetics to study the adaptation of plants to anthropogenic metal-polluted sites: implication for phytoremediation. *Molecular Ecology*, 17: 108 – 119.

Pavliš, M. (2005): Toxické kovy. [online] 2006-10-04 [cit. 2010-01-12]. Dostupné také z www: <[http://ekologie.upol.cz/ku/etxo/toxikologie\\_kovu.pdf](http://ekologie.upol.cz/ku/etxo/toxikologie_kovu.pdf)>

Peer, W.A., Mamoudian, M., Lahner, B., Reeves, R.D., Murphy, A.S., Salt, D.E. (2003): Identifying model metal hyperaccumulating plants: germplasm analysis of 20 *Brassicaceae* accessions from a wide geographical area. *New Phytologist*, 159:421-430.

Peiter, E., Montanini, B., Gobert, A., Pedas, P., Husted, S., Maathuis, F.J.M., Blaudez, D., Chalot, M., Sanders, D. (2007): A secretory pathway-localised cation diffusion facilitator confers plant manganese tolerance. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 104: 8532-8537. IN Hobza, R., Čegan, R., Vyskot, B., Nevrtalová, E. (2010): Molekulární mechanismy rezistence těžkým kovům a jejich akumulace v rostlinách. *Současné možnosti fyziologie a zemědělského výzkumu přispět k produkci rostlin (vybrané kapitoly)*. 121-138. ISBN 978-80-7427-023-9.

Pelosi, P., Fiorentini, R., Galoppini, C. (1976): On the nature of nickel compounds in *Alysum bertolonii* Desv.–II. *Agricultural and Biological Chemistry* 40: 1641–1642. IN Assunção, A.G.L., Schat, H., Aarts, M.G. M. (2003): *Thlaspi caerulescens*, an attractive model species to study heavy metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist*, 159: 351-360.

Persans, M.W., Nieman, K., Salt, D.E. (2001): Functional activity and role of cation-efflux family members in Ni hyperaccumulation in *Thlaspi goesingense*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 17: 9995–10000. IN Milner, J. Matthew, Kochian, Leon, V. (2008): Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. *Oxford Journals. Annals of Botany* 102: 3 – 13.

Pich, A., Schulz, G., Stephan, W. O. (1994): Iron-dependent changes of heavy metal, nicotianamine and citrate in different plants organs and in the xylem exudate of two tomato genotype. *Nicotianamine as possible copper translocator. Plant and Soil*, 165: 198-196.

Piršelová, B., Matušíková, I. (2011): Proteíny rastlinnej patogenézy v procese obrany rastlín voči kovom. *Aktuální kapitoly z fyziologie rostlin a zemědělského výzkumu 2011*, Praha, 134-149. ISBN: 978-80-213-2160-1.

Pokorný, E., Střalková, R., Podešvová, J. (2002): Půdní sorpční komplex a jeho vlastnosti vybrané z metodiky. *Obilnářské listy. Výtisk 6/02*. 2012-01-02 [citováno 2012-02-06]. [online] dostupné z [www: <http://www.agrokrom.cz/texty/Obilnarskelisty/PokornyPudnisorpenikomplex20026.pdf>](http://www.agrokrom.cz/texty/Obilnarskelisty/PokornyPudnisorpenikomplex20026.pdf).

Procházka, S., Macháčková, I., Krekule, J., Šebánek, J. (1998): *Fyziologie rostlin*. AV ČR Praha, 484 s. ISBN 80-200-0586-2.

Rauser, W.E. (1999): Structure and function of metal chelators produced by plants – the case for organic acids, amino acids, phytin and metallothioneins. *Cell Biochemistry and Biophysics*, 31: 19-48 IN Piršelová, B., Matušíková, I. (2011): Proteíny rastlinnej patogenézy v procese obrany rastlín voči kovom. *Aktuální kapitoly z fyziologie rostlin a zemědělského výzkumu 2011*, Praha, 134-149. ISBN: 978-80-213-2160-1.

Rea, P.A., Li, Z.S, Lu, Y.P, Drozdowicz, Y.M. (1998): From vacuolar GS-X pumps to multispecific ABC transporters. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 49, 727±760. IN Hall, J.L., Williams L.E. (2003): Transition metal transporters in plants. *J. Exp. Bot.*, 54: 2601-2613.

Rigola, D., Fiers, M., Vurro, E., Aarts, M. G. (2006): The heavy metal hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* expresses many species-specific genes, as identified by comparative expressed sequence tag analysis. *New Phytologist*, 170:753-765.

Romheld, V., Marschner, H. (1991): In Mortvedt, eds. *Micronutrients in agriculture*, 2nd ed SSSA 4. Soil Sci Soc Am, Madison WI. IN Adriano, D.C. (2001): Trace elements in terrestrial environments, Springer-Verlag, New York, pp.644

- Roosens, N., Verbruggen, N., Meerts, P., Xime'nez-Embu'n P, Smith, J.A.C. (2003): Natural variation of cadmium tolerance and its relationship to metal hyperaccumulation for seven populations of *Thlaspi caerulescens* from Western Europe. *Plant Cell Environ* 26:1657–1672.
- Salt, D.E., Prince, R.C., Baker, A.J.M., Raskin, I., Pickering, I.J. (1999): Zinc ligands in the metal hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* as determined using X-ray absorption spectroscopy. *Environmental Science and Technology* 33: 713–717.
- Salt, E.D. (2001): Special symposium: Phytoremediation – Nickel hyperaccumulation in *Thlaspi goensingense*: a scientific travelogue. *Vitro Cell. Dev. Biol. – Plant.* 37:326 – 329. May – June 2001.
- Sarret, G., Saumitou-Laprade, P., Bert, V., Proux, O., Hazemann, J.L., Traverse, A., Marcus, M.A., Manceau, A. (200): Forms of zinc accumulated in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *Plant Physiology* 130: 1815–1826. IN Assunção, A.G.L., Schat, H., Aarts, M.G. M. (2003): *Thlaspi caerulescens*, an attractive model species to study heavy metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist*, 159: 351-360.
- Schulze, E.D., Beck, E., Müller-Hohenstein, K. (2002): *Pflanzenökologie*, Spektrum Verlag, Heidelberg, 846 pp.
- Shen, Z.G., Zhao, F.J., McGrath, S.P. (1997): Uptake and transport of zinc in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and the non-hyperaccumulator *Thlaspi ochroleucum*. *Plant, Cell & Environment* 20: 898–906. IN Assunção, A.G.L., Schat, H., Aarts, M.G. M. (2003): *Thlaspi caerulescens*, an attractive model species to study heavy metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist*, 159: 351-360.
- Sinclair, S.A., Sherson, S.M., Jarvis, R., Camakaris, J., Cobbett, C.S. (2007): The use of the zinc-fluorophore, Zinpyr-1 in the study of zinc omeostasis in *Arabidopsis* roots. *New Phytologist* 174: 39–45. IN Milner, J. Matthew, Kochian, Leon, V. (2008): Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. *Oxford Journals. Annals of Botany* 102: 3 – 13.
- Singh, A., Prasad, S.M. (2011): Reduction of heavy metal load in food chain: technology assessment. *Rev. Environ Sci Biotechnol.*10:199-214
- Song, L.Y., Shi, D.J., Ni, Y., Luo, N., Shao, N., Yu, M.M., Ru, B.G. (2001): The integration and expression of  $\beta\beta$  mutant gene of human liver metallothionein in *Synechocystis* sp. PCC 6803 by homology recombination. *Acta Bot. Sin.* 43, pp. 399–404. IN Nováková, M, Macková, M., Macek, T., Fišer, J., Šuman, J., Kurzawová, V. (2011): The use of genetically modified plants for remediation of contaminated soils. *Inovativní sanační technologie ve výzkumu a praxi IV*. ISSN 1804-9966 204.
- Soudek, P., Petrová, Š., Benešová, D., Kotyza, J., Vaněk J. (2008): Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. *Chemické listy*, 102, 346–352. [online] 2007-12-05 [cit. 2010-02-07]. Dostupné také z www: <[http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2008\\_05\\_346-352.pdf](http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2008_05_346-352.pdf)>.
- Správa CHKO Ponitří. 2012-02-02 [citováno 2012-03-15]. [online] dostupné z www: <<http://www.sazp.sk/slovak/struktura/copk/spravy/ponitrie/html/main.html>>.

Szymonik, P. (2003): Národní park v maďarském pohorí Bükk/A National Park in the Hungarian Bükk Mts. *Živa* 5/2003, str. 235. 2012-02-09 [citováno 2012-03-20]. [online] dostupné z www:<<http://ziva.avcr.cz/2003-5/narodni-park-v-madarskem-pohori-bukk.html>>

Šichorová, K., Tlustoš, P., Száková, J., Kořínek, K., Balík, J. (2004): Horizontal and vertical variability of heavy metals in soil at a polluted area, *Plant Soil Environ.*, 50: 525-534.

Tang, C.F., Liu, Y.G., Zeng, G.M., Li, X., Xu, W.H., Li, Ch.F., Yuan, X.Z. (2005): Effects of exogenous spermidine on antioxidant system responses of *Typha latifolia* L. under Cd<sup>2+</sup> stress. *J. Int. Plant Biol.* 47, pp. 428–434. IN Nováková, M., Macková, M., Macek, T., Fišer, J., Šuman, J., Kurzawová, V. (2011): The use of genetically modified plants for remediation of contaminated soils. *Inovativní sanační technologie ve výzkumu a praxi IV.* ISSN 1804-9966 204.

Terry, N. Banuelos, G. (2000): *Phytoremediation of contaminated soil and water.* Lewis Publishers, Inc., , 408 p. ISBN: 1566704502.

Tlustoš, P., Pavlíková, D., Balík, J. (2006): Mechanismus příjmu rizikových prvků rostlinami a jejich hromadění v biomase [online] 2007-05-11 [cit. 2010-02-12]. Dostupné také z www: <[http://www.phytosanitary.org/projekty/2005/VVF\\_05\\_2005.pdf](http://www.phytosanitary.org/projekty/2005/VVF_05_2005.pdf)>.

Tlustoš, P., Száková, J., Šichorová, K., Pavlíková, D., Balík, J. (2007): Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR 2011-12-08 [citováno 2012-02-06]. [online] dostupné z www: <[http://www.phytosanitary.org/projekty/2007/VVF\\_08\\_2007.pdf](http://www.phytosanitary.org/projekty/2007/VVF_08_2007.pdf)>.

Thomine, S., Wang, R., Ward, J.M., Crawford, N.M., Schroeder, J.I. (2000): Cadmium and iron transport by members of a plant metal transporter family in *Arabidopsis* with homology to Nramp genes. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 97, 4991± 4996. IN Hall, J.L., Williams L.E. (2003): Transition metal transporters in plants. *J. Exp. Bot.*, 54: 2601-2613.

Thomine, S., Lelièvre, F., Debarbieux, E., Schroeder, J.I., Barbier-Brygoo, H. (2003): AtNRAMP3, a multispecific vacuolar metal transporter involved in plant responses to iron deficiency. *The Plant Journal* 34, 685±695. IN Hall, J.L., Williams L.E. (2003): Transition metal transporters in plants. *J. Exp. Bot.*, 54: 2601-2613.

Tolrà, R.P., Poschenrieder, C., Barceló, J. (1996): Zinc hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens*. II. Influence on organic acids. *Journal of Plant Nutrition* 19: 1541–1550. IN Assunção, A.G.L., Schat, H., Aarts, M.G. M. (2003): *Thlaspi caerulescens*, an attractive model species to study heavy metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist*, 159: 351-360.

Van De Mortel, J.E., Schat, H., Moerland, P.D., Ver Loren Van Themaat, E., Van Der Ent, S., Blankestijn, H., Ghandilyan, A., Tsiatsiani, S., Aarts, G.M. (2008): Expression differences for genes involved in lignin, glutathione and sulphate metabolism in response to cadmium in *Arabidopsis thaliana* and the related Zn/Cd-hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Cell and Environment.* Volume 31. Issue 3. Pages 301 – 324.

Van der Zaal, B.J., Neuteboom, L.W., Pinas, J.E., Chardonens, A.N., Schat, H., Verkleij, J.A.C., Hooykaas P.J.J. (1999): Overexpression of a novel *Arabidopsis* gene related to putative zinc-transporter genes from animals can lead to enhanced zinc resistance and accumulation. IN Milner, J. Matthew, Kochian, Leon, V. (2008): Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. *Oxford Journals. Annals of Botany* 102: 3 – 13.

- Váňa, J. (1998): Skripta z předmětu ekologie a ekotechnika. 2012-02-08 [citováno 2012-02-22]. [online] dostupné z www: <<http://stary.biom.cz/clen/jv/pr3.html>>.
- Vaněk, T., Soudek, P., Tykva, R., Kališová, I. (2002): Možnosti využití fytořemediace pro odstranění kontaminace způsobené toxickými kovy a radionuklidy, UOCHB AVČR, Praha, [online]. 2008-12-12 [cit. 2010-02-11], Dostupné také z www: <[http://slon.diarno.cz/hpvt/2002/sekce/zahlazovani/Z07/P\\_07.htm](http://slon.diarno.cz/hpvt/2002/sekce/zahlazovani/Z07/P_07.htm)>.
- Verbruggen, N., Hermans, C., Schat, H. (2009): Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist*, 181: 759 – 776.
- Verret, F., Gravot, A., Auroy, P., Leonhardt, N., David, P., Nussaume, L. (2004): Overexpression of AtHMA4 enhances root-to-shoot translocation of zinc and cadmium and plant metal tolerance. *FEBS Letters* 576: 306–312. IN Milner, J. Matthew, Kochian, Leon, V. (2008): Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. *Oxford Journals. Annals of Botany* 102: 3 – 13.
- Vinocur, B., Altman, A. (2005): Recent advances in engineering plant tolerance to abiotic stress: achievements and limitations. *Current Opinion in Biotechnology*. 16: 123-132.
- Vysloužilová, M., Vácha, R., Čechmánková, J., Horváthová, V., Kuba, P., Slavíková, L. (2005): Dekontaminace půd zatížených rizikovými prvky - stanovení fytoextrakční účinnosti rostlin pěstovaných v rotačním osevním postupu. *Periodická zpráva projektu NAZV a MZe ČR č. QG 50060 za rok 2005*. Praha, str. 7.
- Williams, L.E., Pittman, J.K., Hall, J.L. (2000): Emerging mechanisms for heavy metal transport in plants. *Biochimica et Biophysica Acta* 1465, 104±126. IN Hall, J.L., Williams L.E. (2003): Transition metal transporters in plants. *J. Exp. Bot.*, 54: 2601-2613.
- Yanai, J., Zhao, F.J., McGrath, S.P., Kosaki, T. (2006): Effect of soil characteristics on Cd uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Environmental Pollution*. 139: 167 – 175. IN Milner, J. Matthew, Kochian, Leon, V. (2008): Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. *Oxford Journals. Annals of Botany* 102: 3 – 13.
- Zehnálek, J., Adam, V., Kizek, R. (2004): Vliv těžkých kovů na produkci obranných sloučenin u zemědělských kulturních rostlin, *Listy cukrovarnické a řepařské* 120, s. 7-8.
- Zhao, F.J., Jiang, R.F., Dunham, S.J., McGrath, S.P. (2006): Cadmium uptake, translocation and tolerance in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *New Phytologist*. 172: 646–654.
- Žák, J., Paterson, S.R., Janoušek, V., Kabele, P. (2009): The Mammoth Peak sheeted complex, Tuolumne batholith, Sierra Nevada, California: a record of initial growth or late thermal contraction in a magma chamber. *Contributions to Mineralogy and Petrology* 158, 447-470.