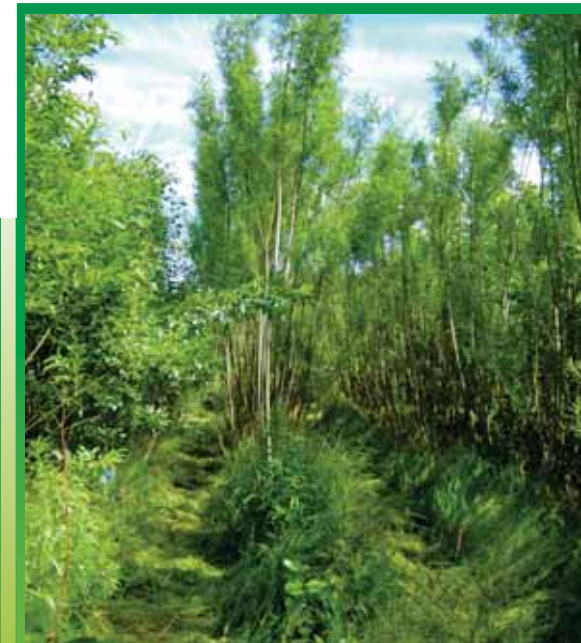


## Skladování, přeprava a úprava kontaminované biomasy

certifikovaná metodika

Pavel Tlustoš a kol.



© Česká zemědělská univerzita v Praze  
Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, FAPPZ  
165 21 Praha-Suchbátol  
<http://www.af.czu.cz>

ISBN 978-80-213-2520-3

Praha 2014

Certifikovaná metodika byla zpracována v rámci řešení výzkumného projektu  
TAČR č. 01020366 „Brownfields – obnovitelné zdroje energie“.

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**  
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

**AKADEMIE VĚD ČESKÉ REPUBLIKY**  
Ústav chemických procesů, v.v.i.

## **Skladování, přeprava a úprava kontaminované biomasy**

CERTIFIKOVANÁ METODIKA

**Pavel Tlustoš a kol.**

---

Certifikovaná metodika byla zpracována v rámci řešení výzkumného projektu  
TAČR č. 01020366 „Brownfields – obnovitelné zdroje energie“.

# **Skladování, přeprava a úprava kontaminované biomasy**

## **CERTIFIKOVANÁ METODIKA**

Dedikace: Ke zpracování certifikované metodiky bylo použito výsledků výzkumných aktivit realizovaných v rámci řešení výzkumného projektu TAČR č. 01020366 „Brownfields – obnovitelné zdroje energie“.

### Kolektiv autorů:

prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc.

prof. Ing. Jiřina Száková, CSc.

Ing. Pavla Zárubová

Ing. Kateřina Břendová

Ing. Jan Habart, Ph.D.

Ing. Miroslav Punčochář, DrSc.

Ing. Michal Šyc, Ph.D.

---

### **Skladování, přeprava a úprava kontaminované biomasy**

Pavel Tlustoš a kol.

Vydání první, 2014

Vydavatelství: Česká zemědělská univerzita v Praze

Tisk Powerprint s.r.o., Brandejsovo nám. 1219/1, 165 00 Praha Suchdol, [www.powerprint.cz](http://www.powerprint.cz)

165 21 Praha – Suchdol

© **Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, FAPPZ**

165 21 Praha 6 - Suchdol

tel.: +420 224 382 736

<http://www.af.czu.cz>

ISBN 978-80-213-2520-3

# OBSAH

I. Cíl metodiky .....	5
II. Vlastní popis metodiky .....	6
1. Úvod .....	6
2. Charakteristika biomasy a kontaminované biomasy .....	6
3. Možnosti skladování biomasy .....	12
4. Přeprava biomasy .....	13
5. Úprava biomasy .....	14
III. Novost hodnocených postupů .....	36
IV. Uplatnění certifikované metodiky .....	36
V. Ekonomické aspekty .....	37
VI. Seznam použité literatury .....	38
VII. Seznam publikací, které předcházely metodice .....	39
VIII. Dedikace .....	40
IX. Jména oponentů a názvy jejich organizací .....	40

## I. Cíl metodiky

---

Kontaminace půdy představuje v dnešní době jeden z nejdůležitějších problémů její ochrany (Němeček et al., 2010). V České republice je až 200 tis. ha (až 5%) zemědělské půdy kontaminováno a obsahuje nadlimitní koncentrace polutantů a to zejména rizikových prvků.

Považujeme – li půdu za základ života nejen člověka, ale veškerých živočišných a rostlinných společenstev na Zemi, je třeba o ni pečovat. Z toho vyplývá snaha o to, půdu ozdravovat, remediovat.

Některé metody, užívané k remediaci mohou být k půdě nešetrné a může docházet ke změnám vlastností půdy a následně jejích základních funkcí. Mají nepříznivý vliv na biologickou aktivitu, půdní strukturu, potažmo úrodnost a některé vyžadují značné technické náklady. Proto jsou velmi atraktivní takzvané in situ šetrné technologie, tzv. fytoremediace, které jsou definovány jako využívání rostlin k odstranění polutantů z prostředí, nebo je činí méně škodlivými (Salt et al., 1998). Tyto technologie nabízejí navrácení půdy do původního stavu, částečnou dekontaminaci, udržování biologické aktivity a fyzikální struktury zemin. Tyto metody nejsou šetrné pouze pro prostředí, ale současně i ekonomickou stránku věci.

Je snahou, k záměrnému pěstování rostlin na kontaminovaných půdách, využívat rostliny, které do svých pletiv kumulují rizikové prvky a zároveň se vyznačují vysokým nárůstem biomasy. Převážně se jedná o rychle rostoucí dřeviny, které by bylo možné potažmo dále zpracovat pro energetické účely. Tento udržitelný postup pěstování plodin s realizací remediace půdy a možným dalším využitím těchto rostlin je možný pouze za předpokladu, že nebude hrozit další šíření kontaminantů do prostředí, a tak nebude ohroženo ani lidské zdraví (Tlustoš et al., 2012).

Cílem předkládané metodiky je komplexně popsat způsoby skladování a přepravy kontaminované biomasy v závislosti na stupni kontaminace a stupni mobility rizikových prvků a minimalizovat tak riziko pro životní prostředí a ohrožení zdraví pracovníků či dalších osob a možnosti následného využívání vypěstované biomasy na kontaminované půdě a vytvořit tak ucelený model nejen z hlediska ochrany životního prostředí, ale také z hlediska příznivého dopadu na ekonomiku dané technologie.

Metodika předkládá postup při základní manipulaci s biomasou z fytoremediálních technologií, popisuje omezení možných rizik spojených s touto manipulací a zahrnuje sledování a popis vlastností takové biomasy za různých modelových podmínek.

## II. Vlastní popis metodiky

---

### 1. Úvod

Významným obnovitelným zdrojem energeticky využitelné energie je biomasa. Biomasa je biologický materiál pocházející z živých organismů. Jestliže se mluví o biomase v souvislosti s energetickým využíváním, je tento termín spojován především s materiálem rostlinného původu konkrétně nejčastěji s dřevem a dřevním odpadem, slámou, zemědělskými zbytky, exkrementy užitkových zvířat, ale i s odpady z výroby potravin, nepotravinářským obilím, kukuřicí či speciálně šlechtěnými rostlinami k produkci biomasy. Biomasa ale může být obecně používaný termín pro materiál živočišného původu, vedlejší organické produkty nebo organické odpady (Celjak, 2008). Biomasu pro energetické využití můžeme rozdělit dle obecných kritérií na:

- dřevní biomasu ve formě štěpek, pilin, hoblin, mající původ ve dřevozpracujícím průmyslu a v lesnictví („odpadní“ biomasa) nebo dřevní biomasu získanou z cíleně pěstovaných energetických dřevin
- bylinnou biomasu ve formě balíků ze slámy zbylé po sklizni zrna („odpadní“ biomasa) nebo rostlinná biomasa získaná z cíleně pěstovaných energetických rostlin (Voláková, 2010)

Nové otázky však vyvstávají s myšlenkou využívání rostlinné biomasy z fytoextrakčních technologií a bezpečného zacházení s tímto materiálem. Obecně se jedná o technologie, kdy se využívají rostliny k odstranění polutantů z prostředí, nebo je činí méně škodlivými (Salt et al., 1998). Fytoextrakční technologie se využívají především na půdách kontaminovaných rizikovými prvky, ty jsou z půdy transportovány do pletiv rostlin (Blaylock et al., 2000). V podstatě jsou popsány dvě skupiny rostlin, které se k těmto účelům využívají: tzv. hyperakumulátory a rostliny schopné akumulovat rizikové prvky. První skupina zahrnuje především rostliny s nízkou tvorbou biomasy (*Noceae spp.*, *Arabidopsis halleri*), takže pro klasické cílené pěstování rostlin na kontaminovaných půdách jsou vhodnější rostliny druhé skupiny, kam náleží především některé druhy rychle rostoucích dřevin: *Salix spp.*, *Populus spp.* s vysokým výnosem biomasy (na dobrých stanovištích i více než 14 t sušiny/ha) (Weger, 2008), ale také například *Brassica juncea* o výnosnosti 6t sušiny/ha (Blaylock et al., 1997). Tudíž se z těchto technologií získá velmi kontaminovaný rostlinný materiál vyžadující specifické zacházení.

### 2. Charakteristika biomasy a kontaminované biomasy

Fytomasa z různých druhů rostlin má v suchém stavu velmi podobné chemické složení. Je tvořena přibližně z 44 - 48% uhlíkem, z 44% kyslíkem a z 5,5 – 6,5% vodíkem. Z důvodu podobného složení vyplývá skutečnost, proč je spalné teplo fytomasy různých plodin skoro stejné – obvykle se pohybuje mezi 17,50 – 19,5 MJ/kg v zcela suchém stavu.

V tabulce 1 jsou uvedeny obsahy celulózy, hemicelulózy a ligninu ve vybraných typech biomasy. Je zřejmé, že nejvyšší zastoupení holocelulózy ( $\Sigma$  celulóza a hemicelulóza) je v travní biomase. Ta oproti ligninu podléhá snadnému rozkládání mikroorganismy (Peréz et al., 2002).

*Tabulka 1 Chemické složení různých typů biomasy*

Typ biomasy	Část biomasy	Celulóza	Hemicelulóza	Lignin
Kukuřice	stonky	47.4	30.3	22.3
Měkké dřevo	–	43.3	27.4	29.3
Trávy	–	34.2	44.7	21.1

### *2.1 Kontaminovaná biomasa*

Při pěstování plodin na půdě středně kontaminované rizikovými prvky, především Cd, Pb, Zn (tabulka 2) v oblasti Příbramska (49°42'N, 13°59'E), při osevním postupu kukuřice-pšenice ozimá-řepka, byly zjištěny následující obsahy rizikových prvků kadmia, olova a zinku (grafy 1 - 3).

*Tabulka 2. Obsah vybraných prvků ve sledované půdě*

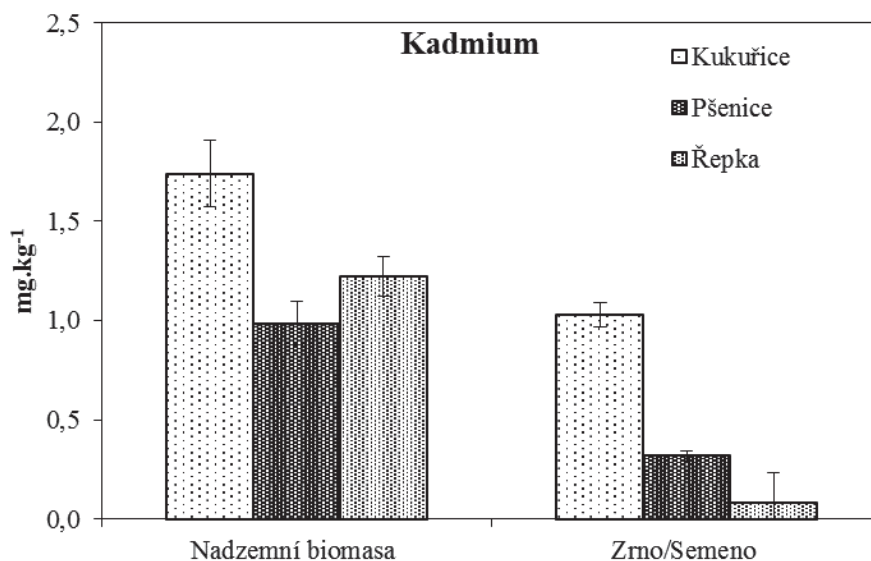
Obsah prvků v půdě	Cd	Pb	Zn	P	K	Ca	Mg
	mg/kg						
	5.08	805	294	9394	11845	31674	32614
	±0.38	±38	±1	±3	±1352	±119	±1079
Limitní hodnoty*	1	140	200				

\* limitní hodnoty stanovené vyhláškou 13/1994 Sb.

Tabulka 2 uvádí celkové obsahy vybraných prvků, stanovených rozkladem lučavkou královskou, v kontaminované zemině, na níž byly popisované plodiny pěstovány. Obsah kadmia převyšuje pětkrát limitní hodnotu stanovenou Vyhláškou 13/1994Sb, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Koncentrace olova převyšuje limitní hodnotu 5,75krát a obsah zinku je o 94 mg/kg vyšší než stanovuje tato vyhláška.

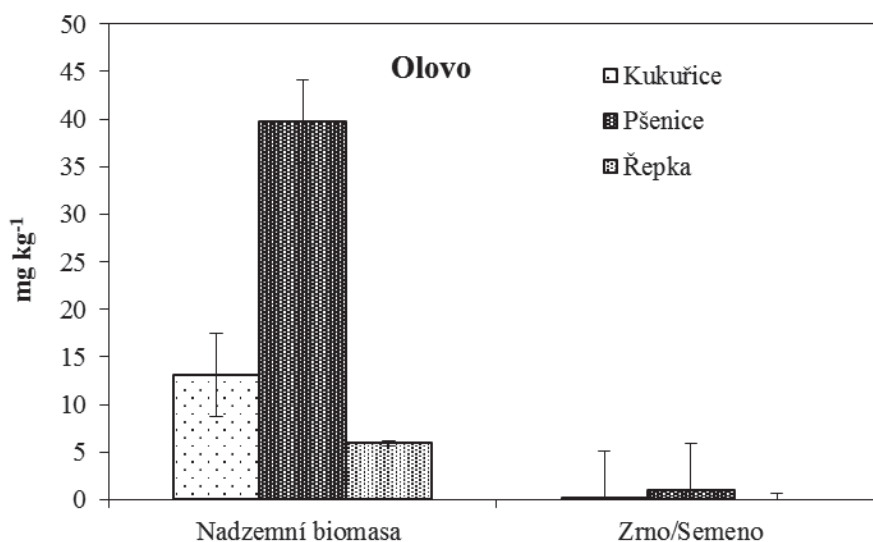
Graf 1 porovnává obsah kadmia v nadzemní biomase, zrna a semenech pěstovaných plodin. Významně nejvyšší obsah kadmia byl zjištěn v zrna kukuřice. Obsah kadmia v zrna pšenice se pohyboval těsně nad limitem 0,2 mg/kg, stanoveným Nařízením komise (EU) č. 420/2011, kterým se mění Nařízení komise (ES) č. 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách. Nejméně kadmia bylo zjištěno v semenech řepky. Rostliny řepky akumulovaly více kadmia v nadzemní biomase oproti pšenici v předchozím roce. Obě tyto plodiny však akumulovaly v nadzemní biomase statisticky méně kadmia než kukuřice.

Graf 1. Obsah kadmia v nadzemní biomase a zrnů



Rostliny řepky akumulovaly nejméně olova ze všech tří sledovaných plodin. Koncentrace olova v semenech této plodiny byla pod mezí detekce (graf 2). Průměrně více olova bylo akumulováno v nadzemní biomase kukuřice oproti nadzemní biomase řepky, avšak ve druhém roce byl zjištěn průkazně nejvyšší obsah olova v nadzemní biomase rostlin pšenice a to trojnásobně oproti kukuřici. Stejně tak průměrně nejvyšší obsah olova byl stanoven v zrně pšenice oproti zrně kukuřice a semenům řepky, tento rozdíl ale nebyl statisticky průkazný. Také obsah olova v zrně pšenice přesáhl limit 0,2 mg/kg, stanovený Nařízením komise (EU) č. 420/2011, kterým se mění Nařízení komise (ES) č. 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách.

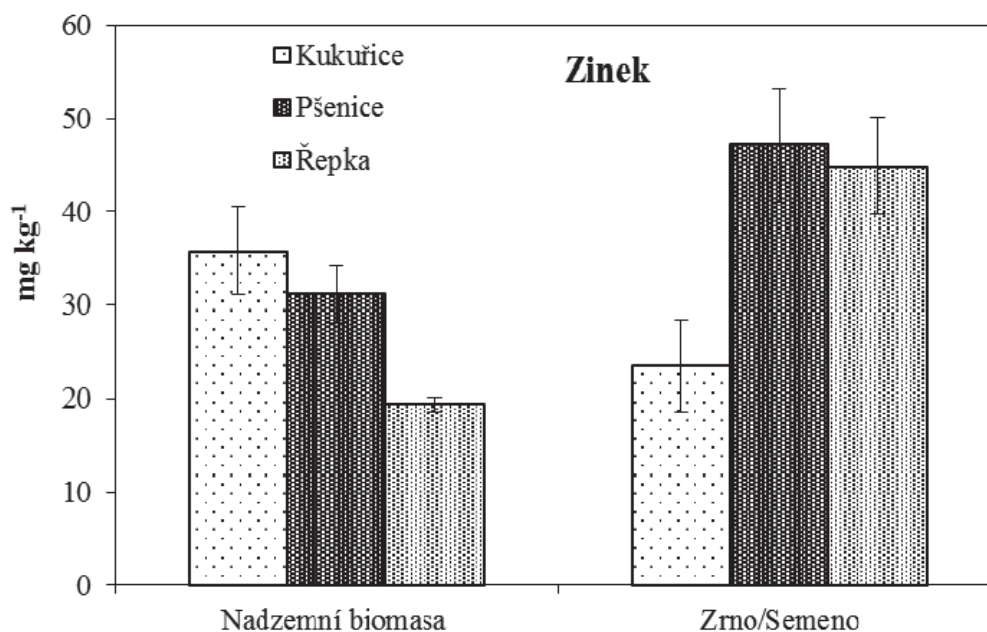
Graf 2 Obsah olova v nadzemní biomase a zrnů





Obsah zinku byl průkazně nejvyšší v nadzemní biomase kukuřice a nejnižší obsah byl sledován v nadzemní biomase rostlin řepky. Naopak významně nejnižší obsah zinku byl stanoven v zrnech kukuřice. Průměrně nejvyšší obsah byl zjištěn v zrně pšenice, nebyl však zjištěn statisticky významný rozdíl v obsahu tohoto prvku v zrnech pšenice a semenech řepky (graf 3).

Graf 3 Obsah zinku v nadzemní biomase a zrně

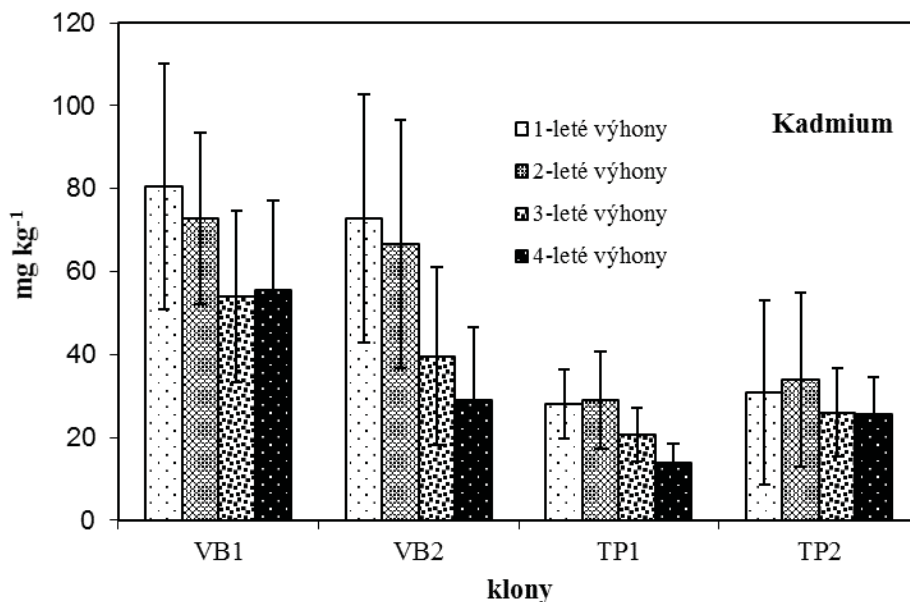


Obsahy rizikových prvků (Cd, Pb a Zn) zjištěné v nadzemních částech RRD, pěstovaných na středně kontaminované půdě v podobné lokalitě jako výše zmíněné zemědělské plodiny (49°42'24"N, 13°58'32"E), byly mnohonásobně vyšší, především u Cd a Zn (grafy 4 - 6). Tyto klony RRD byly sklizeny v únoru v období vegetačního klidu, tedy v období kdy je běžné RRD pro energetické využití sklízet. Jednalo se tedy pouze o větve bez listů. Podle studií mnoha autorů (Vysloužilová et al., 2003; Maxted et al., 2007; Bedell et al., 2009) by obsahy rizikových prvků v listech byly pravděpodobně ještě vyšší než ve větvích.

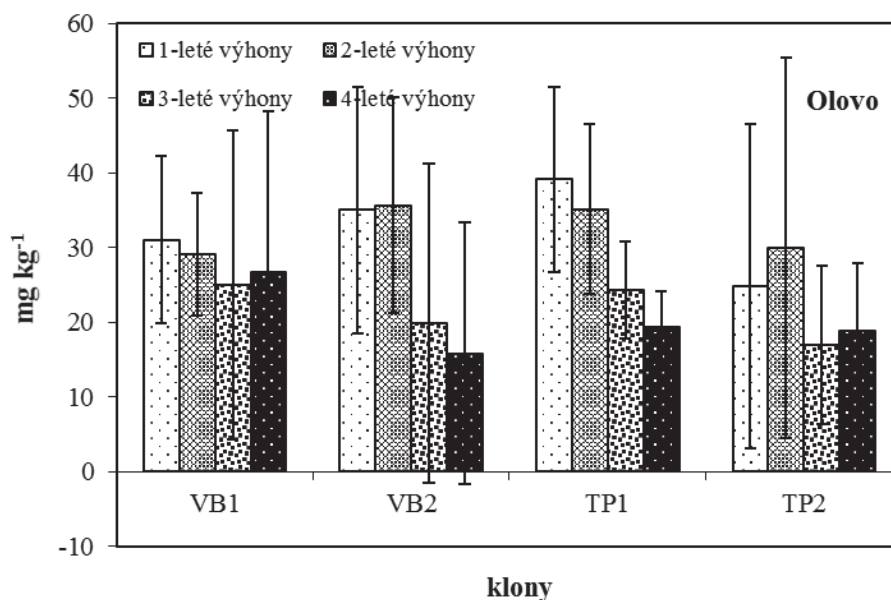
Obrázek 1 Klony vrb  
pěstované na středně kontaminované půdě  
v blízkosti Příbrami



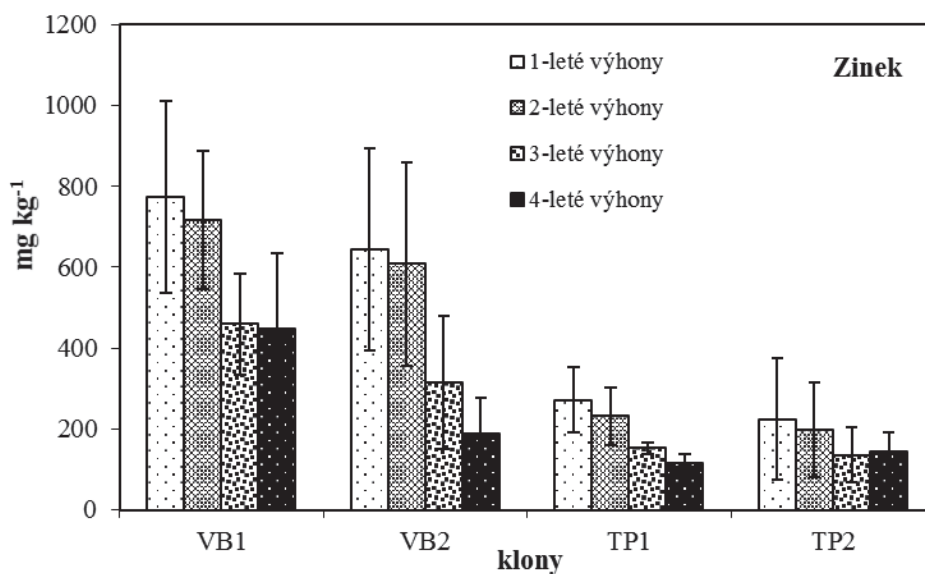
Graf 4 Obsah kadmia v nadzemní biomase  
čtyřletých klonů RRD podle stáří výhonů.  
VB1 - (*S. schwerinii* x *S. viminalis*) x *S. viminalis*,  
zvaný "Tordis", VB2 - *S. smithiana*, značený "S-218",  
TP1 - *Populus nigra* x *P. maximowiczik*, značený "J-105"  
a TP2 - *P. nigra*, zvaný "Woltersson".



**Graf 5 Obsah olova v nadzemní biomase čtyřletých klonů RRD podle stáří výhonů.**  
 VB1 - (*S. schwerinii* x *S. viminalis*) x *S. viminalis*, zvaný "Tordis",  
 VB2 - *S. smithiana*, značený "S-218",  
 TP1 - *Populus nigra* x *P. maximowiczik*, značený "J-105"  
 a TP2 - *P. nigra*, zvaný "Woltersson".



**Graf 6 Obsah zinku v nadzemní biomase čtyřletých klonů RRD podle stáří výhonů.**  
 VB1 - (*S. schwerinii* x *S. viminalis*) x *S. viminalis*, zvaný "Tordis",  
 VB2 - *S. smithiana*, značený "S-218",  
 TP1 - *Populus nigra* x *P. maximowiczik*, značený "J-105"  
 a TP2 - *P. nigra*, zvaný "Woltersson".



Z energetického hlediska je výhřevnost dřevní biomasy (vrba = 17 MJ/kg, topol = 12.9 MJ/kg) srovnatelná se slámou kukuřice (14,4MJ/kg) a pšenice (15.5 MJ/kg), avšak obvyklé výnosy sušiny uvedených plodin jsou: i) pšenice (zrno): 4 – 5 t/ha; ii) řepka: 2,5 t/ha, iii) kukuřice na siláž: 30 t/ha, zatímco výnosy RRD dosahují výnosů až 14 t/ha. Zároveň RRD akumulují do svých pletiv vyšší obsahy rizikových prvků než zmíněné plodiny. RRD také mají vyšší podíl ligninu, tudíž se vyznačují nižší náchylností napadení a potažmo degradaci mikroorganismy, kdy si zachovávají lepší vlastnosti pro následné využití. Tím je také sníženo riziko zpětného uvolnění rizikových prvků do prostředí. Z těchto důvodů by měly být RRD pro fyto-remediační účely i následnou produkci, skladování a zpracování biomasy pro energetické účely vhodnějšími rostlinami než ostatní zemědělské plodiny.

## 2.2 Uvolňování rizikových prvků z kontaminované biomasy

Šyc et al. (2012) zmiňují důležitý faktor, který je nutno při manipulaci s kontaminovanou biomasou zvážit a to možné zpětné uvolňování, konkrétně vymývání, rizikových prvků do prostředí. Ve své studii simulují prostředí o různém pH pomocí minerálních a organických kyselin a bazické prostředí pomocí hydroxidu. Zjistili, že při velmi nízkém pH = 2 se vyplaví až 50% Cd, při mírně kyselém pH = 5 pozorovali vyplavení do 30% Zn z pletiv rychle rostoucích dřevin. Při vyluhování tohoto materiálu vodou se vyluhovaly nadlimitní koncentrace (mg/L) sledovaných rizikových prvků (Cu, Cd, Zn) ve srovnání s povolenými koncentracemi dle české legislativy pro nebezpečné odpady. Krueger et al. (2013) zjistili, že až 92% olova se extrahovalo v chelátu s EDTA ze sušené biomasy *Brassica rapa*.

## 3. Možnosti skladování biomasy

Při skladování biomasy je hlavním cílem udržet biomasu v dobrém stavu na vhodném místě, odkud bude následně přepravována pro další účely. Udržet biomasu v dobrém stavu je především důležité, pokud se jedná o kontaminovanou biomasu.

Jestliže uvažujeme biomasu pro energetické účely, je třeba předpokládat, že se vyznačuje relativně nízkou energetickou hodnotou oproti tradičním fosilním palivům, a proto je třeba uvažovat, že při skladování a nakládání s takovou biomasou se bude jednat o velké objemy tohoto materiálu. Mezi další faktory je nutno zahrnout možnou absorpci vzdušné vlhkosti a dále biomasa může podléhat přirozené biodegradaci, různými mechanismy a to především, pokud nebude dostatečně vysušena. S tím souvisí potenciální ztráta energetické hodnoty materiálu a případný vznik plísní, které mohou představovat zdravotní riziko pro pracovníky, kteří s biomasou pracují.

Typy uskladnění se zakládají na účelném designu a konstrukci, ať se již jedná o nadzemní či podzemní skladování. Může se jednat o přizpůsobenou jednotku jako je silo, přepravní kontejner, prefabrikovaná jednotka určená pro konkrétní skupiny paliv jakými jsou pelety.

Nezbytností každého skladovacího prostoru je dobrá ventilace pro předcházení kondenzace vzdušné vlhkosti a umožnění dosoušení a zabránit tak tvorbě plísní. Přístup vzduchu také minimalizuje proces možné fermentace biomasy, což má za následek znehodnocení biomasy jako paliva.

Dále je nutno uvažovat o odvodňovacím systému při neúmyslném vniknutí vody do systému, popřípadě v případě potřeby sklad vyčistit, například po napadení biomasy houbovými chorobami.

#### 4. Přeprava biomasy

Řešení přepravy biomasy v dnešní době nepředstavuje technicky významný problém. Je třeba uvažovat konkrétní případy a logistiku přepravy biomasy přizpůsobit.

Dřevní biomasa může být přepravována v podobě:

- tradičních klád
- klestu
- štěpky
- pilin
- po úpravě v podobě pelet.

Bylinná biomasa (stébelniny) se nejčastěji lisuje do válcových balíků, popřípadě se používají svinovací kompaktery. Dále se uvažuje briketování nebo peletování.

Podobně jako při skladování biomasy je i při přepravě nutno uvažovat vysokou kapacitu ložného objemu (Souček, 2011). Dopravu štěpky, pilin a drti je možno provádět běžnými valníkovými vozidly. Vzhledem ke strhávání vrchních vrstev nákladu proudem vzduchu při přepravě vyššími rychlostmi po komunikacích, je jejich silniční přeprava vhodná jen v uzavřených vozidlech, nebo je nutné alespoň zakrytí nákladu plachtou, aby se zabránilo ztrátám během přepravy (Kára and Adamovský, 1999). Další možností přepravy je pak kontejnerový přepravní systém. V konstrukci těchto systémů musí být brán zřetel na řešení plnění a vyprazdňování, dále musí být zohledněn způsob následné manipulace s materiálem, především jde – li o způsob sklápění (volná plocha nebo pod střechou, výškový a průjezdový profil). Vyprazdňování může být zabezpečeno systémem vyhrnování sypkých materiálů posuvným předním čelem, podlahovým dopravníkem nebo pneumatickou dopravou (Souček, 2011). Využívání kontejnerů k přepravě biomasy představuje výhody v podobě snadného zařazení těchto prostředků do nákladní dopravy, využití těchto kontejnerů ke krátkodobému skladování biomasy, snižují se ztráty biomasy spojené s dočasným skladováním na nezpevněných plochách.

Válcové balíky slámy se přepravují pomocí přívěsových či návěsových vozidel. Dostupné konstrukční systémy nabízející řešení přepravy těchto velkoobjemových materiálů jsou: (i) plošinové traktorové přívěsy s nakládkou mobilním nakladačem na

místě sklizně nebo překladišti, (ii) traktorové návěsy vybavené vlastním nakládacím zařízením, (iii) speciální traktorové návěsy vybavené automatizovaným nakládáním a stohováním.

## 5. Úprava biomasy

Biomasa ať už dřevní či bylinná se nejprve suší. Sušení probíhá na vzduchu či v sušárnách, a to před následným briketováním nebo peletizací, kdy je umělé sušení vhodnější.

Dřevní biomasa se běžně pro energetické účely upravuje na stejnou velikost. Může být řezána na polena nebo štěpkována. Užívají se stříhací zařízení, sekačky, štěpkovače a drtiče.

*Obrázek 2 Štěpkovač BOBR 7 připojený za traktor JCB-Fastrac s hydraulickou rukou a valník Anaburger s traktorem Class.*



Obrázek 3 Dávkování štěpkované biomasy do podávacího ústrojí štěpkovače



Obrázek 4 Výstupní hrdlo štěpkovače s proudem dřevní štěrky



Sas-Nowosielska et al. (2004) navrhuje několik způsobů, jak s kontaminovanou biomasou nakládat. První je lisování čerstvé hmoty pro snížení objemu, kde je nevý-

hodou riziko zpětného úniku rizikových prvků do prostředí. Další je kompostování, kdy se sníží objem biomasy a zároveň schopnost rizikových prvků vyplavovat se (Šyc et al., 2012), následně je však nutné s kompostem nakládat jako s nebezpečným odpadem (Sas-Nowosielska et al. 2004). Dále pak autoři uvádějí tavení biomasy, zpopelňování, extrakci kovů z biomasy kyselinou a také termochemické zpracování biomasy, pyrolýzu. Šyc et al. (2012) uvádějí jako jeden z nejlepších způsobů zpracování kontaminované biomasy energetické využití, spalování, kde je nutné zvažovat uvolňování některých kovů (Cd) do ovzduší za vysokých teplot, ale kovy jako Pb, Zn či Cu se až z 90% konzervují do popele.

Pyrolýza je proces, při kterém se surovina rozkládá bez přístupu kyslíku, případně za jeho přístupu velmi omezenému oproti množství potřebnému pro úplné spálení vstupního materiálu. Pyrolýzou se získává pyrolýzní olej, plyn a koks, suroviny, které se dále mohou využívat pro energetické účely (Bridgwater and Peacocke, 2000). Poslední zmíněný – koks se díky svým vlastnostem (na uhlík bohatý, porézní, stabilní materiál) uvažuje jako půdní aditivum pod názvem *biochar* (Lehmann and Joseph. 2009). Pyrolýzu kontaminované biomasy se také zabývali Stals et al. (2010). Pyrolyzovali kontaminovanou biomasu vrb a zjistili, že při finální teplotě 350 a 450°C lze získat pyrolýzní olej pro energetické účely s přijatelným obsahem rizikových prvků. Při teplotě 350°C se biomasa převážně transformovala do pyrolýzního koksu, známého také jako biochar. Uvádějí, že je potřeba dalšího výzkumu následného využití tohoto materiálu buď pro energetické účely, nebo pro účely aplikace do půdy.

Dalším možným způsobem zpracování biomasy je anaerobní fermentace. Anaerobní fermentace biomasy je dynamicky se rozvíjející technologie, při které dochází k přeměně surové organické hmoty na biologicky stabilizovaný substrát a bioplyn (Mužík and Slejška, 2003). Anaerobní digesce je proces metanového kvašení, který spočívá v biologickém rozkladu organických látek bez přístupu vzduchu. Ve specializovaných technologických zařízeních se takto zpracovávají například biologicky rozložitelné složky komunálního odpadu, zvířecích exkrementů, organických kalů z čistíren odpadních vod a jiné vhodné biomasy. Proces obvykle probíhá při teplotě 35 až 45 °C za vzniku bioplynu a digestátu (zbytek po fermentaci). Rozlišují se 2 druhy technologií: i) mokrá fermentace – zpracování tzv. čerpatelné biomasy (obsah sušiny max. 12 %), ii) suchá fermentace – zpracování tzv. nečerpatelné biomasy (20 až 60 % sušiny). Vedle anaerobní digesce se můžeme setkat i s dalším způsobem užívaným ke zpracování odpadní biomasy pomocí hnilobných procesů. Tento proces se nazývá aerobní fermentace a jeho základem je mikrobiální rozklad organických látek základního materiálu vlivem vhodných kultur mikroorganismů za přístupu vzduchu (Jandačka et al., 2007). Jelínek et al. (2012) pro výrobu bioplynu použili dřevo a listy rychle rostoucích dřevin kontaminované biomasy a zjistili, že obsah rizikových prvků nemá vliv na výrobu bioplynu.



### 5.1 Uvolňování prvků ze štěpky a celých větví

V naší studii jsme se zaměřili především na dřevní kontaminovanou biomasu, která je nejčastěji produkována jako vedlejší produkt při použití fyto-remediačních metod. Jak již bylo zmíněno, jedním z nevhodnějších způsobů zpracování kontaminované biomasy je energetické využití, spalování. Před spálením je dřevní biomasa běžně řezána na polena nebo štěpkována a v této podobě bývá skladována kratší či delší dobu než dojde k jejímu využití pro energetické účely. Proto jsme se v našem experimentu zaměřili na zjištění, jaký vliv má velikost částic kontaminované biomasy na vyluhování rizikových prvků z tohoto materiálu.

Vyluhování prvků bylo testováno na dvou nejběžnějších druzích RRD (klon vrby *S. × smithiana*, zvaný „S-218“ a klon topolu *P. nigra × P. maximowiczii* „J-105“). V první variantě biomasa obou klonů byla vyluhována jako celé pruty o délce 20 cm, jejichž seříznuté plochy na koncích byly zataveny voskem a simulovala uskladnění celých sklizených kmenů a uvolňování pokožkou.

Obrázek 5 Zatavení seříznutých ploch prutů voskem



V druhé variantě byla biomasa nastříhaná na 2 cm dlouhé kousky bez zatavení seříznutých ploch voskem a simulovala štěpkovanou biomasu, a to jak v čerstvém stavu ihned po jejím sklizení anebo později, vysušená. Výluhy celých, 20 cm dlouhých částí biomasy byly prováděny v lahvích o objemu 1000 ml a výluh štěpky byl prováděn v lahvích o objemu 250 ml při zachování poměru pevné části a vyluhovadla ((1:2) - 1 kg biomasy / 2 litry vyluhovadla). Lahve s tímto obsahem byly pak třepány 48 hodin na vodorovné třepače. Výluhy byly po vytřepání filtrovány přes filtrační papír a následně byly ve vyluzích stanoveny obsahy rizikových prvků pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem ICP-OES. Jako vyluhovadla byly použity demineralizovaná voda (pH 7) a roztok 10 mmol kyseliny sírové (pH 3). Průměrnou koncentraci rizikových prvků v sušině obou klonů použitých v experimentu udává tabulka 2. Statistické analýzy byly provedeny pomocí programového vybavení

STATISTICA verze 10 (StatSoft) a byly zpracovány jednofaktorovou analýzou rozptylu (ANOVA). Podrobnější vyhodnocení bylo provedeno Tukeyeho HSD testem ( $\alpha = 0,05$ ). Všechny varianty pokusu byly prováděny ve třech opakováních a všechny grafy jsou vytvořeny ve stejném měřítku pro názorné srovnání dat.

*Tabulka 2 Obsah rizikových prvků ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) v kontaminované biomase použité k vyluhování.*

	Průměr $\pm$ směrodatná odchylka průměru z 3 opakování ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )					
	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
S-218	26,26 $\pm 8,51$	5,14 $\pm 0,38$	18,56 $\pm 0,80$	13,85 $\pm 2,72$	29,74 $\pm 11,90$	236,05 $\pm 63,75$
J-105	15,27 $\pm 1,46$	3,04 $\pm 0,15$	24,06 $\pm 4,89$	11,06 $\pm 5,08$	60,44 $\pm 9,02$	132,00 $\pm 8,24$

*Obrázek 6 Čerstvá biomasa topolu, klon J-105, pruty a štěrpa*

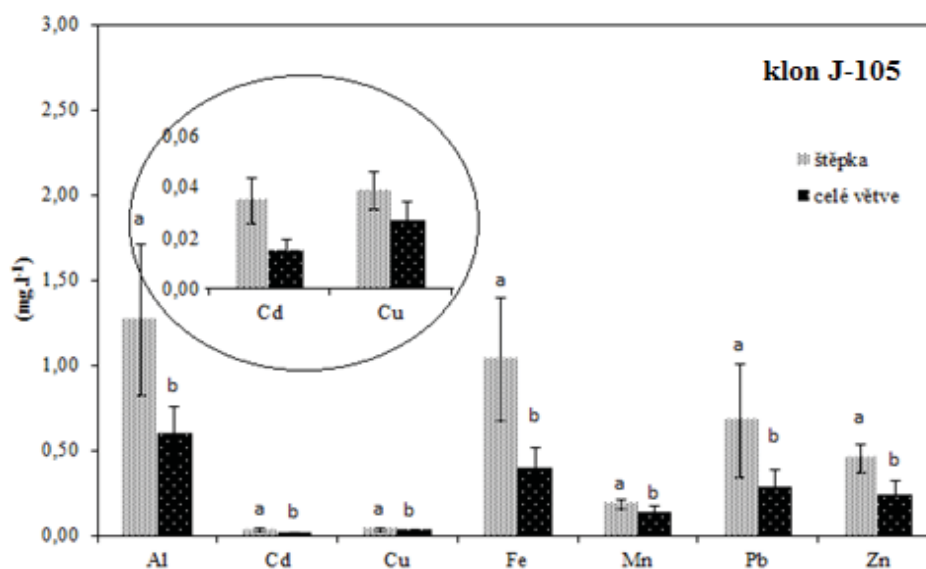


Výsledky našeho experimentu ukazují, že vliv velikosti částic u čerstvé kontaminované biomasy na výluh rizikových prvků do roztoku je značný. Z grafu 7 je patrné, že u klonu topolu J-105 byly všechny prvky statisticky významně více vyluhovány ze štěrpy než z biomasy ponechané v celku. Graf 8 dokumentuje také vliv velikosti částic u vyluhované čerstvé kontaminované biomasy, ale pro klon vrby S-218. I zde byla většina rizikových prvků více vyluhována ze štěrpy než z biomasy ponechané v celku, i když u Cd a Mn nebyl tento rozdíl statisticky významný. Výjimkou byly pouze prvky Zn a Cu, které měly opačný trend a nepatrně více byly vyluhovány z celých částí čerstvé biomasy než ze štěrpy.

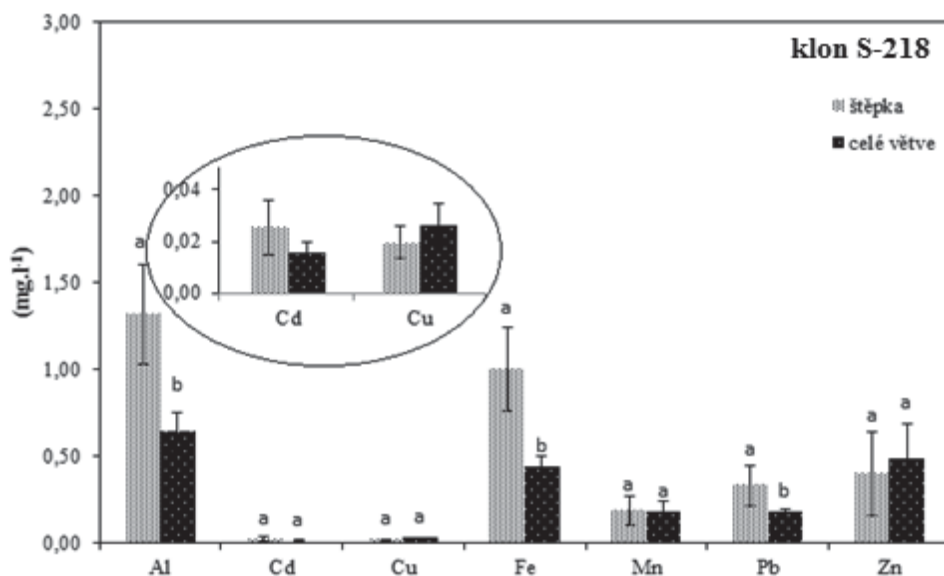
Obrázek 7 Čerstvá biomasa vrby, klon S – 218, pruty a štěpka



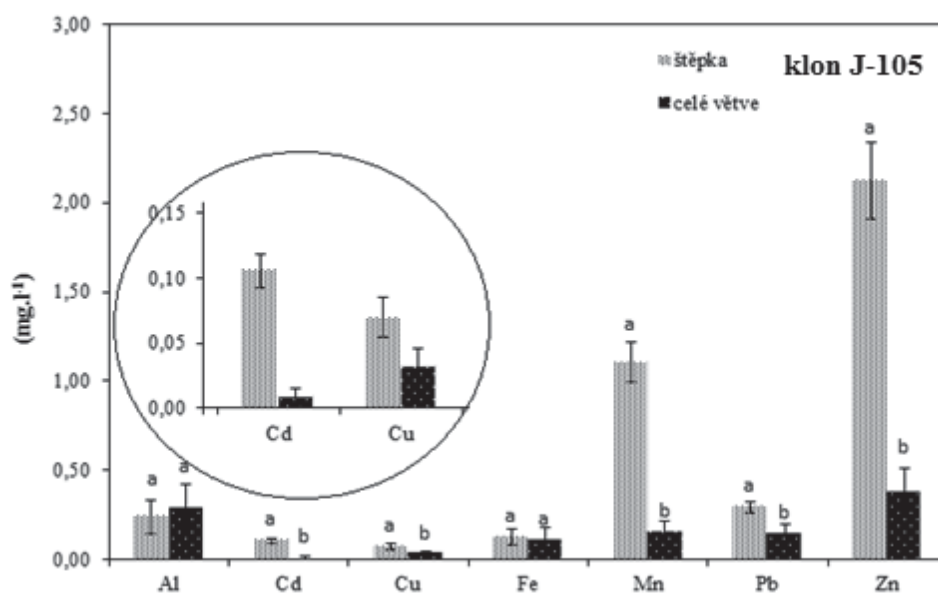
Graf 7 Vliv velikosti částic vyluhované čerstvé kontaminované biomasy klonu topolu J-105 na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).



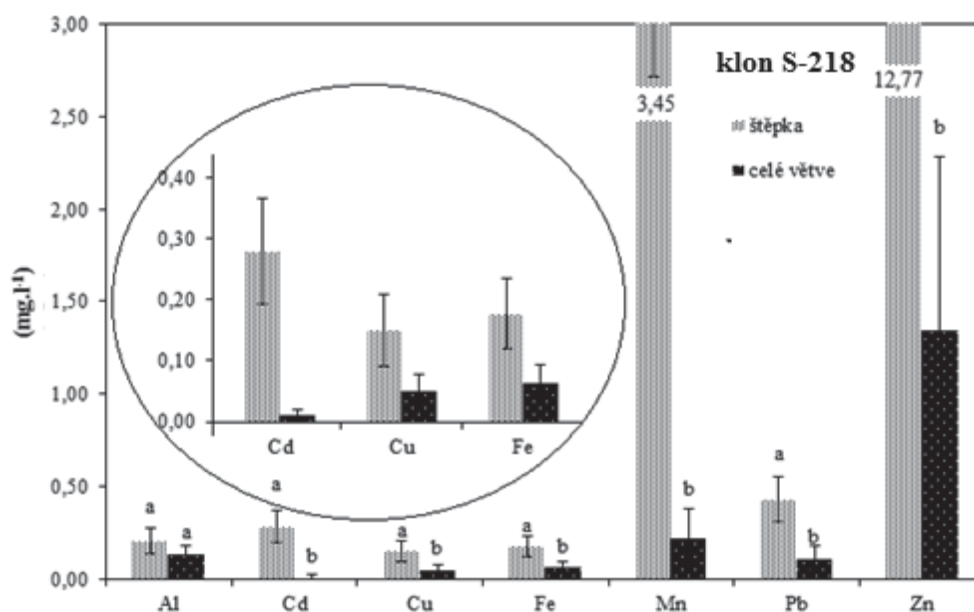
Graf 8 Vliv velikosti částic vyluhované čerstvé kontaminované biomasy klonu vrby S-218 na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).



Graf 9 Vliv velikosti částic vyluhované suché kontaminované biomasy klonu topolu J-105 na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).



Graf 10 Vliv velikosti částic vyluhované suché kontaminované biomasy klonu vrby S-218 na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).



Graf 9 zobrazuje vliv velikosti částic vyluhované biomasy klonu J-105, ale ve vysušeném stavu. Většina rizikových prvků byla opět více vyluhována ze štěpky než z celé biomasy, což koresponduje s předchozími výsledky. Výjimkou byl jen hliník, který byl naopak nepatrně více vyluhován z celých částí než ze štěpky, avšak rozdíl byl statisticky neprůkazný. Vliv velikosti částic u vyluhované vysušené biomasy klonu S-218 představuje graf 10. I zde, jsou téměř všechny sledované prvky statisticky významně více vyluhovány ze štěpky než z celé biomasy. Pouze u Al není tento rozdíl statisticky významný. Naopak u Zn byla koncentrace ve výluhu ze štěpky 9krát vyšší než ve výluhu z celé biomasy, u Mn 15krát a u Cd dokonce až 28krát vyšší.

Z experimentu vyplývá, že vliv velikosti částic vyluhované kontaminované biomasy je jeden z nejvýznamnějších faktorů působících na koncentraci rizikových prvků ve výluhu. Lze konstatovat, že většina sledovaných rizikových prvků se statisticky významně více vyluhovala ze štěpky než z biomasy, která byla ponechána v celku. Kontaminovaná rostlinná biomasa by měla být tedy skladována v takových podmínkách, aby na ni nepršelo, a nedocházelo k vyluhování rizikových prvků. Riziko extrakce prvků do prostředí by mělo být sníženo skladováním kontaminované biomasy v podobě celých větví, neboť výluh ze štěpky obsahuje vyšší koncentrace rizikových prvků. K naštěpkování biomasy by mělo dojít těsně před jejím energetickým využitím.

## 5.2 Uvolňování prvků z čerstvé a suché biomasy

Další nejběžnější úpravou dřevní biomasy před jejím energetickým využitím je vedle úpravy velikosti, také úprava vlhkosti biomasy. Biomasa se většinou před spalováním nejprve suší, ale někdy je také biomasa lisována ještě čerstvá pro snížení objemu. Pomocí následujícího experimentu jsme se pokusili objasnit, zda existují rozdíly v koncentraci rizikových prvků ve výluhu z čerstvé a suché biomasy.

Biomasa klonu vrby S-218 a klonu topolu J-105 byla v první fázi pokusu vyluhována v čerstvém stavu ihned po jejím sklizení, a to jako celé pruty nebo naštěpkována. Tato čerstvá biomasa obsahovala 49% sušiny. V druhé fázi pokusu pak byla použita vysušená biomasa. Podrobný popis experimentu je uveden v kapitole 5.1

Vliv úpravy vlhkosti kontaminované biomasy se neprojevil tak jednoznačně na koncentraci rizikových prvků ve výluhu, jako vliv velikosti částic biomasy. Některé prvky (Al, Fe a Pb) byly obecně více vyluhovány z biomasy, která byla v čerstvém stavu a naopak ostatní prvky (Cd, Cu, Mn a Zn) byly obecně více vyluhovány z vysušené biomasy, jak ukazují následující grafy. To by mohlo souviset se způsobem, jakým je prvek v rostlině vázán. Rostlina váže rizikové prvky řadou mechanismů a to od těch nejjednodušších, kdy dochází pouze k mechanickému zachycení materiálů obsahujících rizikové prvky na povrchu rostlin, až po velmi pevné vazby rizikových prvků do sloučenin nalézajících se v rostlinné buňce (Rauser, 1999).

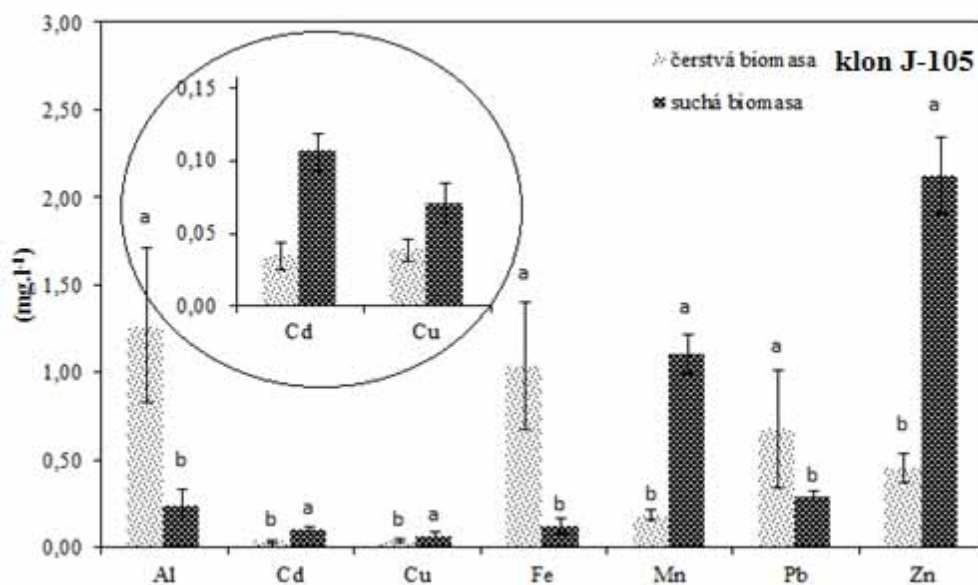
Výsledky Harmense a kol. (1994) ukazují, že Zn se v buňce váže na kyselinu jablečnou za vzniku jablečnanu zinečnatého, pomocí kterého je transportován do vakuoly, kde se Zn po uvolnění váže na kyselinu šťavelovou. Volný ionofor (kyselina jablečná) je transportován zpět. Podobně Cd a Cu se do vakuoly dostává ve spojení s fytochelatinu. Komplex Cd – fytochelatin vstupuje do vakuoly, kde se Cd uvolní a fytochelatin se vrací zpět do cytoplasmy. Kadmium se následně ve vakuole váže na organickou kyselinu a vytvoří sůl (Steffens, 1990). Při vysušení rostlinné tkáně by mohlo dojít k poklesu turgoru, porušení tonoplastu vakuoly a uvolnění rizikových prvků, které jsou zde vázány.

Naopak Pb se vyznačuje vysokou afinitou k extracelulárním ligandům buněčné stěny (Cibulka et al., 1991). Stejně tak největší množství toxického Al se váže v buněčné stěně, a to kolo 85 až 99% celkově navázaného hliníku v kořenech (Ma, 2007).

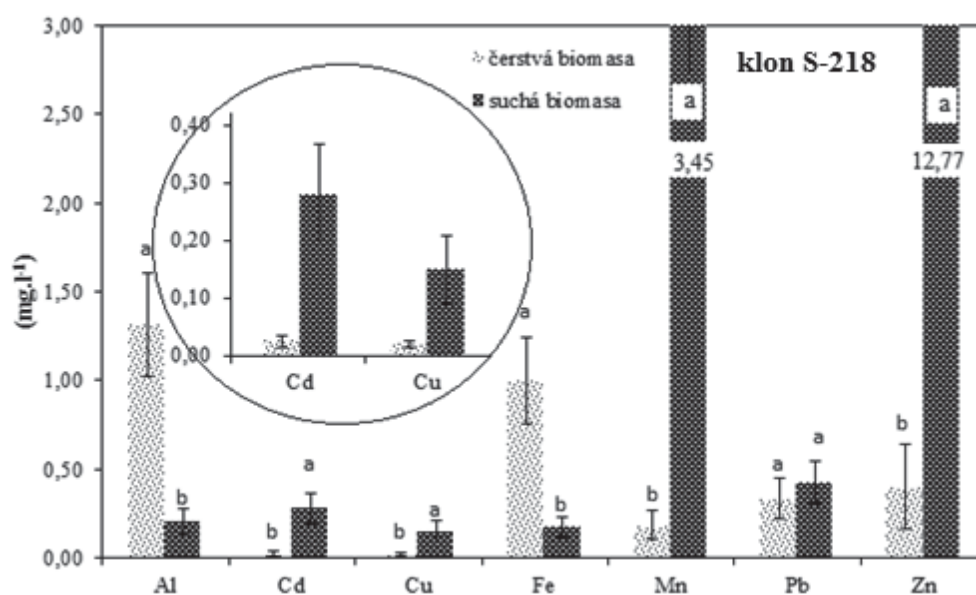
Obrázek 8 Suchá biomasa topolu, klon J – 105, pruty a štěpka



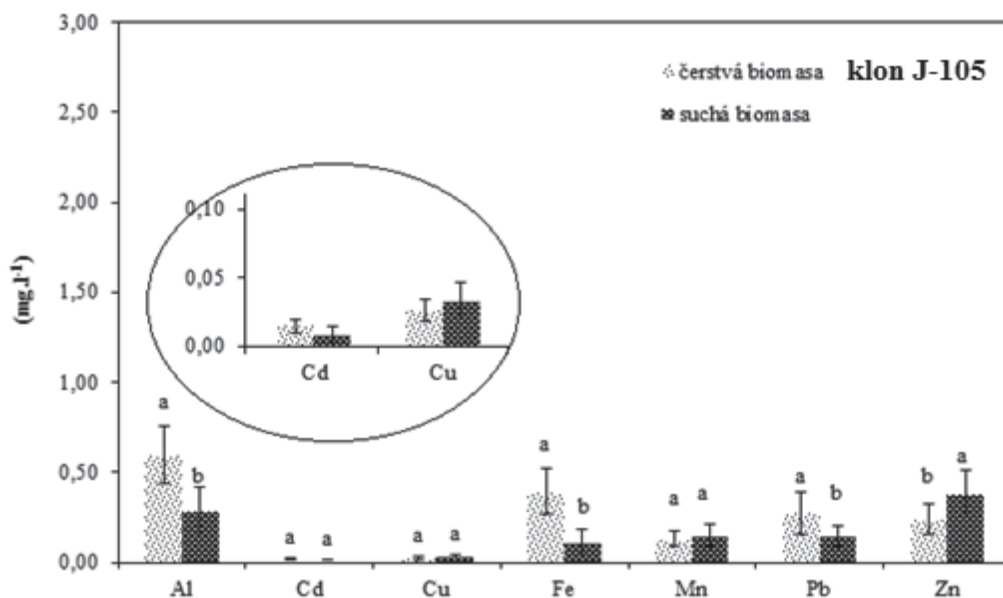
Graf 11 Vliv sušení vyluhované štěpkované kontaminované biomasy klonu topolu J-105 na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).



Graf 12 Vliv sušení vyluhované štěpkované kontaminované biomasy klonu vrby S-218 na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).

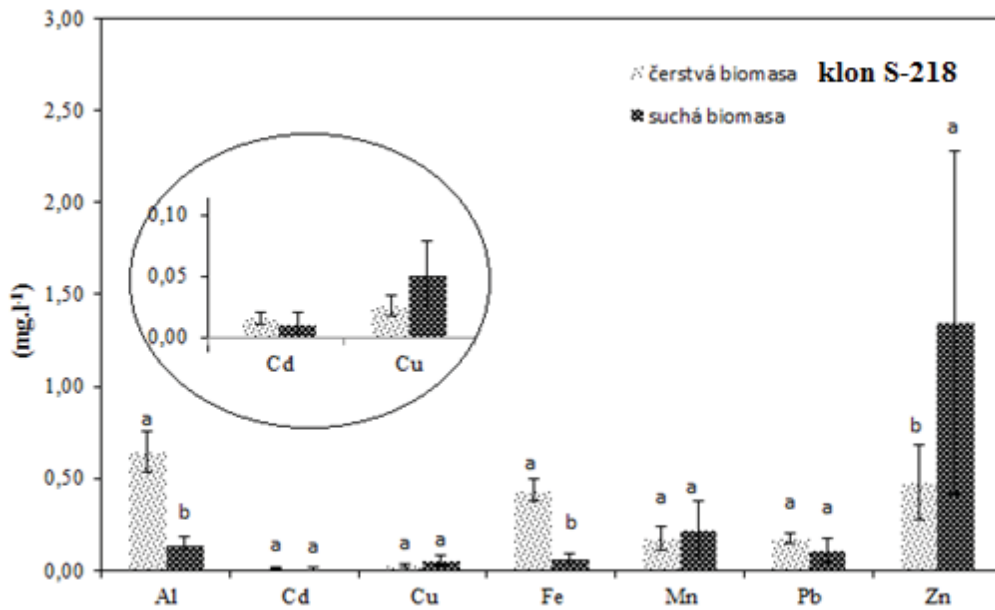


Graf 13 Vliv sušení vyluhované celé kontaminované biomasy klonu topolu J-105 na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).





Graf 14 Vliv sušení vyluhované celé kontaminované biomasy klonu vrby S-218 na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).



Obrázek 8 Suchá biomasa vrby, klon S- 218, štěpka



Vliv sušení vyluhované kontaminované štěpky klonu topolu J-105 na koncentraci rizikových prvků ve výluhu představuje graf 11. Ukazuje se zde již zmíněný trend, že prvky Al, Fe a Pb se více vyluhují z čerstvé biomasy a prvky Cd, Cu, Mn a Zn se více

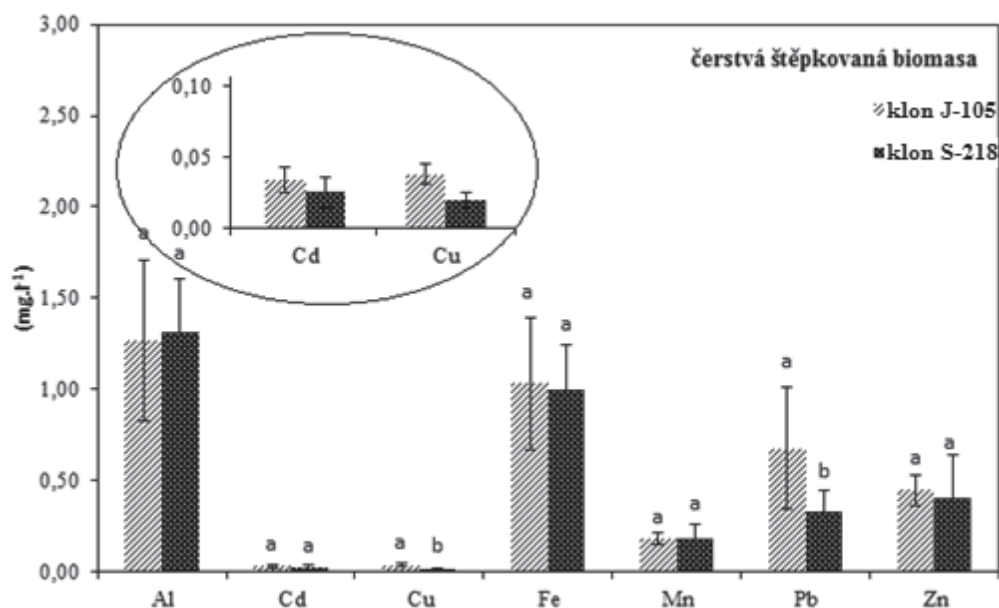
vyluhují ze suché biomasy. Také při posuzování vlivu sušení vyluhované štěpkované kontaminované biomasy klonu vrby S-218 (graf 12) se rámcově projevil již zmiňovaný trend, že Cd, Cu, Mn a Zn jsou více vyluhovány ze sušiny a prvky Al a Fe jsou více vyluhovány z čerstvé biomasy. Ovšem od tohoto trendu se v tomto případě nepatrně odklonilo Pb, které mělo vyšší koncentraci ve výluhu ze suché biomasy než z čerstvé. Tento rozdíl však nebyl statisticky průkazný. Nejvýznamnější rozdíly mezi oběma grafy se týkají koncentrací Zn a Mn ve výluhu, kdy výluh suché štěpky klonu vrby S-218 (graf 12) obsahuje mnohonásobně vyšší koncentrace obou prvků než výluh ze suché štěpky klonu topolu J-105 (graf 11). Vliv sušení celé kontaminované biomasy klonu J-105 (graf 13) a vliv sušení celé kontaminované biomasy klonu S-218 (graf 14) na obsah rizikových prvků ve výluhu se od sebe nijak významně neliší, jak dokumentují oba grafy. V obou grafech můžeme opět sledovat trend, že Al, Fe a Pb byly více vyluhovány z čerstvé biomasy a prvky Cu, Mn a Zn více ze suché biomasy, i když ne vždy statisticky významně. Od tohoto trendu se v případě biomasy ponechané v celku odklonilo Cd, které u obou klonů bylo nepatrně více vyluhováno z čerstvé biomasy než z biomasy vysušené, nikoli však statisticky významně (graf 13 a 14).

Na základě provedeného experimentu lze konstatovat, že obzvláště biomasa klonu S-218 by neměla být skladována ve formě vysušené štěpky, aby se zamezilo uvolňování Mn a Zn do životního prostředí.

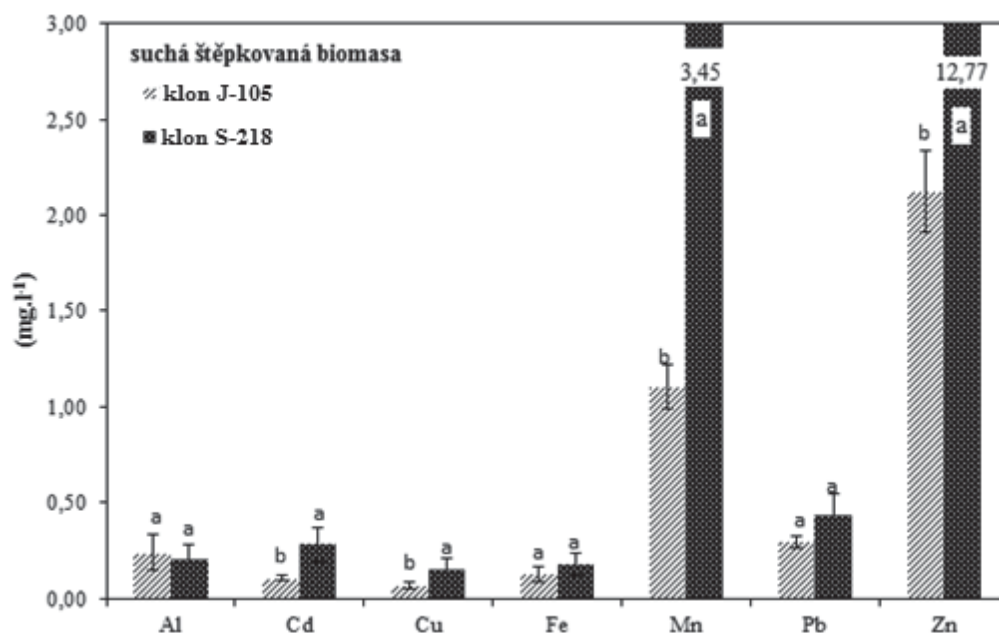
### ***5.3 Vliv druhu pěstované dřeviny na uvolňování rizikových prvků do prostředí***

Dřevní biomasa určená ke spalení může být namíchána z více druhů dřevin nebo klonů RRD, neboť při výsadbě je výhodou použít více klonů, které se mohou střídat v řádcích nebo v blocích. Použití většího množství klonů a jejich střídavé rozmístění na plantáži zpomaluje šíření škůdců a chorob, či může kompenzovat výnos, pokud jeden z klonů je citlivý vůči určité chorobě nebo klimatickým a půdním podmínkám lokality (Mrnka et al., 2011). Často však bývá na plantáži pěstován pouze jeden druh nebo klon RRD, který má jednotný habitus, což usnadňuje výsadbu, ošetřování porostu a mechanizovanou sklizeň. Následně je tedy celkem často skladována biomasa pouze jednoho určitého klonu RRD. Proto jsme se zaměřili na sledování vlivu klonu, z kterého biomasa pochází, na uvolňování rizikových prvků do prostředí. V experimentu byla použita kontaminovaná biomasa ze dvou odlišných klonů, a to z klonu topolu, značeného jako J-105 (*P. nigra* × *P. maximowiczii*) a z klonu vrby, značeného jako S-218 (*S.* × *smithiana*). Podrobný popis experimentu je uveden v kapitole 5.1

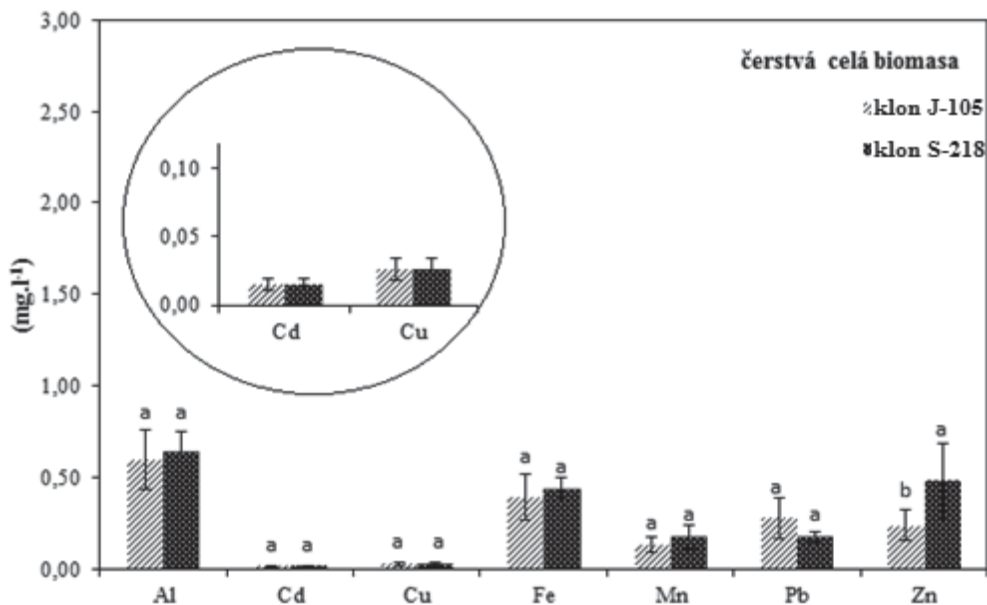
Graf 15 Vliv klonu vyluhované čerstvé štěpkované kontaminované biomasy na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).



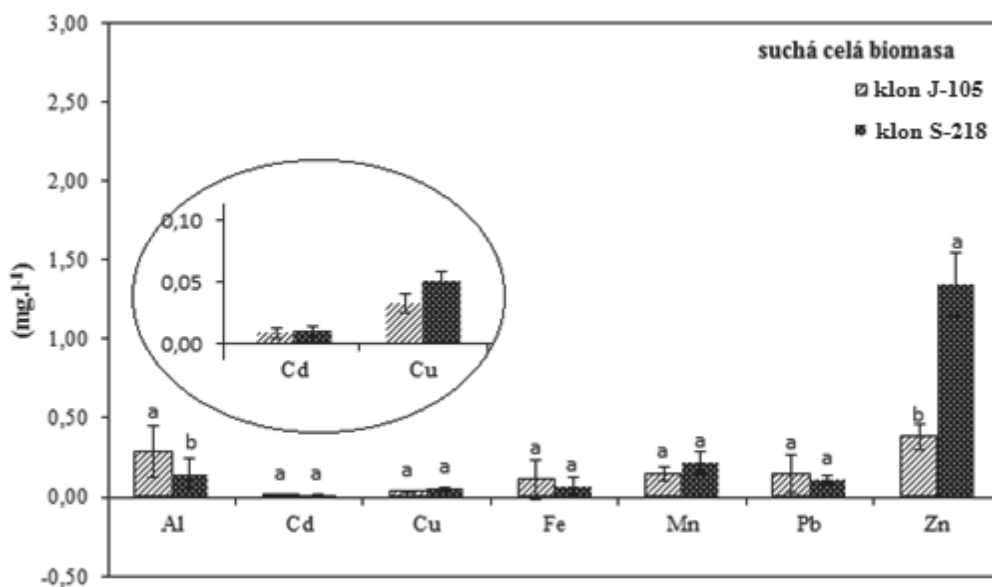
Graf 16 Vliv klonu vyluhované suché štěpkované kontaminované biomasy na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).



Graf 17 Vliv klonu vyluhované čerstvé celé kontaminované biomasy na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).



Graf 18 Vliv klonu vyluhované suché celé kontaminované biomasy na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).



Vliv klonu na koncentraci rizikových prvků ve výluhu z kontaminované biomasy se neukázal až tak významným faktorem jako velikost vyluhovaných částic biomasy či míra jejího vysušení. Avšak i mezi koncentracemi rizikových prvků ve výluhu

z kontaminované biomasy pocházející z klonu J-105 a z klonu S-218, lze zaznamenat určité rozdíly.

Při vyluhování čerstvé štěpky biomasy obou klonů (graf 15) se většina prvků více vyluhovala do roztoku z biomasy klonu J-105 než z biomasy klonu S-218, avšak statisticky významně pouze u Cu a Pb. Výjimkou byl pouze Al, který se do roztoku více uvolnil z biomasy klonu J-105, nikoli však statisticky významně. Naopak ve výluhu z kontaminované suché štěpky (graf 16) byl nalezen vyšší obsah většiny sledovaných prvků ve výluhu z biomasy klonu S-218 a tento rozdíl byl u prvků Cd, Cu, Mn a Zn potvrzen jako statisticky významný, opět pouze Al se choval opačně a byl více vyluhován z biomasy klonu J-105.

Vliv klonu při vyluhování biomasy ponechané vcelku zobrazují grafy 17 a 18. V případě čerstvé biomasy ponechané vcelku (graf 17) se do roztoku více vyluhovalo pouze Pb z biomasy klonu J-105, všechny ostatní prvky se více vyluhovaly z biomasy klonu S-218, ale pouze u Zn byl tento rozdíl statisticky významný. Při vyluhování suché celé biomasy (graf 18) se vedle Pb z klonu J-105 ve větším množství vyluhovalo také Fe a Al, než s klonu S-218. V případě hliníku byl tento rozdíl statisticky významný. Ostatní prvky (Cd, Cu, Mn a Zn) byly více vyluhovány z klonu S-218, ovšem statisticky významně byl větší obsah ve výluhu z biomasy klonu S-218 nalezen pouze u Zn.

Pokud hodnotíme vliv klonu na uvolnění rizikových prvků do výluhu, zdá se být velmi závislý na dalších sledovaných parametrech, jako je velikost částic biomasy nebo její čerstvost. Z kontaminované biomasy klonu vrby S-218 se do výluhu obecně více uvolnily prvky Cd, Cu, Mn a Zn, a to především, pokud byla biomasa předem vysušena a naštěpkována. Z biomasy klonu topolu J-105 se za určitých podmínek naopak více uvolňovaly prvky Al, Fe a Pb. Z biomasy topolu J-105 se největší množství prvků vyluhovalo z naštěpkované biomasy ponechané v čerstvém stavu. Skutečnost, že prvky Cd, Cu, Mn a Zn byly obecně více vyluhovány z biomasy klonu vrby S-218, může také souviset s faktem, že lepšími akumulátory těchto prvků jsou vrby a naopak lepšími akumulátory Pb, které bylo více vyluhováno z klonu topolu J-105. K podobným závěrům došla také Fischerová et al., (2006).

Ze zjištěných koncentrací rizikových prvků ve výluhu a z hodnot koncentrací rizikových prvků ve vyluhované biomase (Tabulka 2) bylo vypočteno, z kolika procent se prvky z biomasy uvolnily do roztoku za předpokladu, že vyluhování probíhalo v poměru 1 kg biomasy na 2 litry vyluhovadla. Z tabulek jsou patrné některé závěry již dříve zmiňované. Například, že u obou klonů je Fe vyluhováno především z čerstvé biomasy (Tabulka 3 a 4). Velmi zřetelně je také vidět vysoké uvolnění prvků Mn a Zn do roztoku ze suché naštěpkované biomasy klonu S-218 (tabulka 4).

*Tabulka 3 Uvolnění rizikových prvků do roztoku z kontaminované biomasy v procentech u klonu S-218.*

	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Vyluhovaná biomasa (mg.kg <sup>-1</sup> )	26.26	5.14	18.56	13.85	29.85	236.05
Výluh (mg.l <sup>-1</sup> )	0.0253	0.0197	1.0016	0.1862	0.3329	0.4034
Čerstvá štěpka (%)	0.2	0.8	10.8	2.7	2.2	0.3
Výluh (mg.l <sup>-1</sup> )	0.0155	0.0262	0.4372	0.1748	0.1741	0.4802
Čerstvá celá biomasa (%)	0.1	1.0	4.7	2.5	1.2	0.4
Výluh (mg.l <sup>-1</sup> )	0.2800	0.1497	0.1767	3.4521	0.4274	12.7712
Suchá štěpka (%)	2.1	5.8	1.9	49.8	2.9	10.8
Výluh (mg.l <sup>-1</sup> )	0.0099	0.0505	0.0621	0.2188	0.1115	1.3467
Suchá celá biomasa (%)	0.08	1.96	0.67	3.16	0.75	1.14

*Tabulka 4 Uvolnění rizikových prvků do roztoku z kontaminované biomasy v procentech u klonu J-105.*

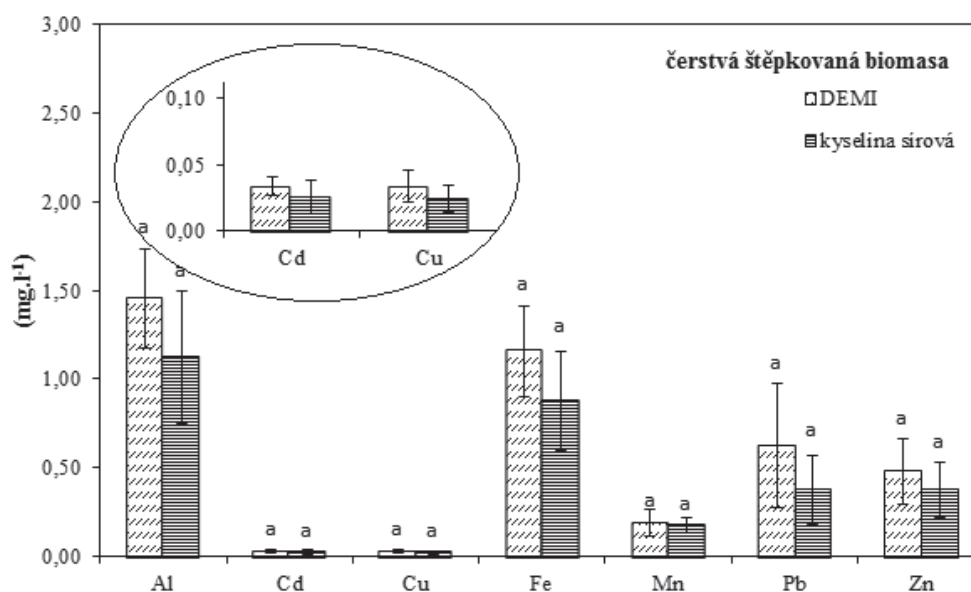
	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Vyluhovaná biomasa (mg.kg <sup>-1</sup> )	15.27	3.04	24.06	11.06	60.44	132.00
Výluh (mg.l <sup>-1</sup> )	0.0342	0.0384	1.0344	0.1831	0.6761	0.4524
Čerstvá štěpka (%)	0.4	2.5	8.6	3.3	2.2	0.7
Výluh (mg.l <sup>-1</sup> )	0.0146	0.0264	0.3934	0.1311	0.2755	0.2362
Čerstvá celá biomasa (%)	0.2	1.7	3.3	2.4	0.9	0.4
Výluh (mg.l <sup>-1</sup> )	0.1057	0.0697	0.1262	1.1050	0.2930	2.1257
Suchá štěpka (%)	1.4	4.6	1.0	20.0	1.0	3.2
výluh (mg.l <sup>-1</sup> )	0.0084	0.0326	0.1099	0.1495	0.1461	0,3788
Suchá celá biomasa (%)	0.1	2.1	0.9	2.7	0.5	0.6

Z experimentu vyplývá, že biomasa obou klonů by měla být skladována v celku a naštěpkování by mělo proběhnout až před samotným spalováním. U klonu J-105 by biomasa neměla být skladovaná naštěpkovaná v čerstvém stavu a u klonu S-218 naopak by štěpka neměla být vysušena. Nejvhodnější pro oba dva sledované klony se zdá být skladování vysušené biomasy ponechané v celku. Také z čerstvé biomasy ponechané v celku nejsou rizikové prvky uvolňovány do okolí v takové míře, některé prvky naopak i méně než s vysušené biomasy ponechané v celku, avšak v čerstvém stavu by biomasa mohla podléhat degradaci a s tím souvisí potenciální ztráta energetické hodnoty materiálu.

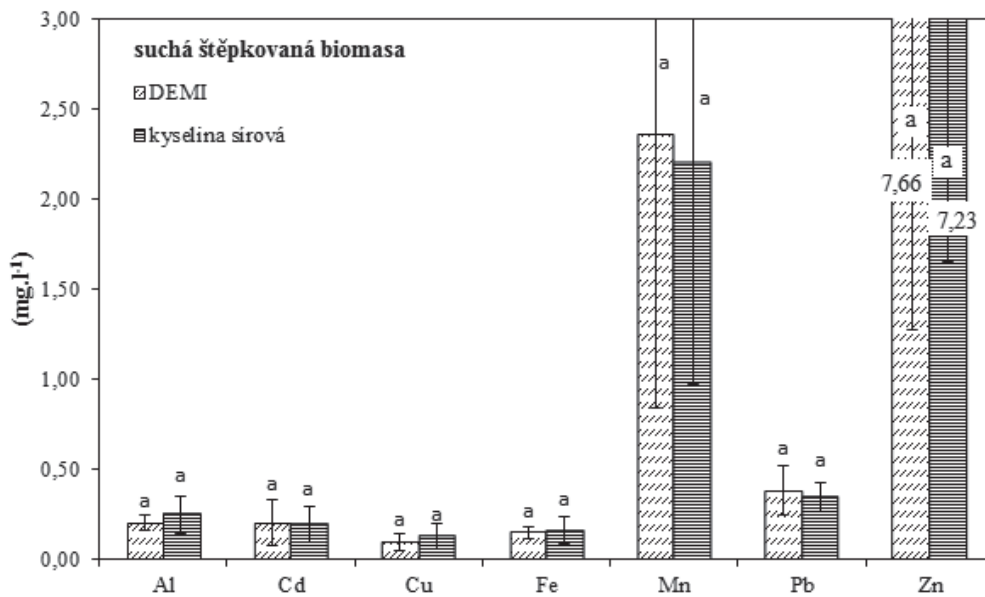
#### 5.4 Vliv hodnoty pH kapaliny na množství uvolněných prvků do roztoku

Při skladování a manipulaci s kontaminovanou biomasou může docházet k uvolňování rizikových prvků do prostředí. Nejčastěji jsou rizikové prvky z kontaminované biomasy vyluhovány dešťovou vodou, ať už po sklizení biomasy ještě na plantážích, nebo po převozu na místo spalování, kde je biomasa dočasně uskladněna. Vzhledem k tomu, že v některých průmyslových oblastech mohou být dešťové srážky poměrně kyselé, jsme mezi naše experimenty také zařadili vyluhování kontaminované biomasy pomocí vyluhovadel s odlišnými hodnotami pH. Ve vyluhovacím experimentu byla použita dvě vyluhovadla - demineralizovaná voda (pH 7) a roztok 10 mmol kyseliny sírové, připravený přiléváním kyseliny do demineralizované vody dokud nebylo dosaženo hodnoty pH 3 (simulace extrémně kyselé dešťové vody). Podrobný popis experimentu je uveden v kapitole 5.1

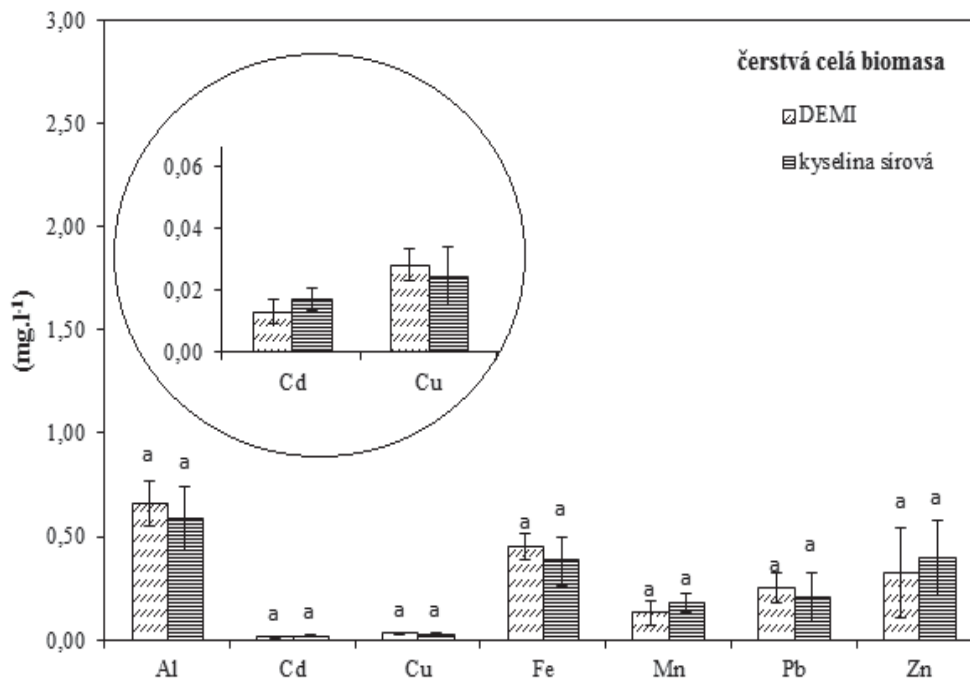
Graf 19 Vliv hodnoty pH vyluhovadla při vyluhování štěpkované čerstvé kontaminované biomasy na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).



Graf 20 Vliv hodnoty pH vyluhovadla při vyluhování štěpkované suché kontaminované biomasy na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku (mg.l<sup>-1</sup>).

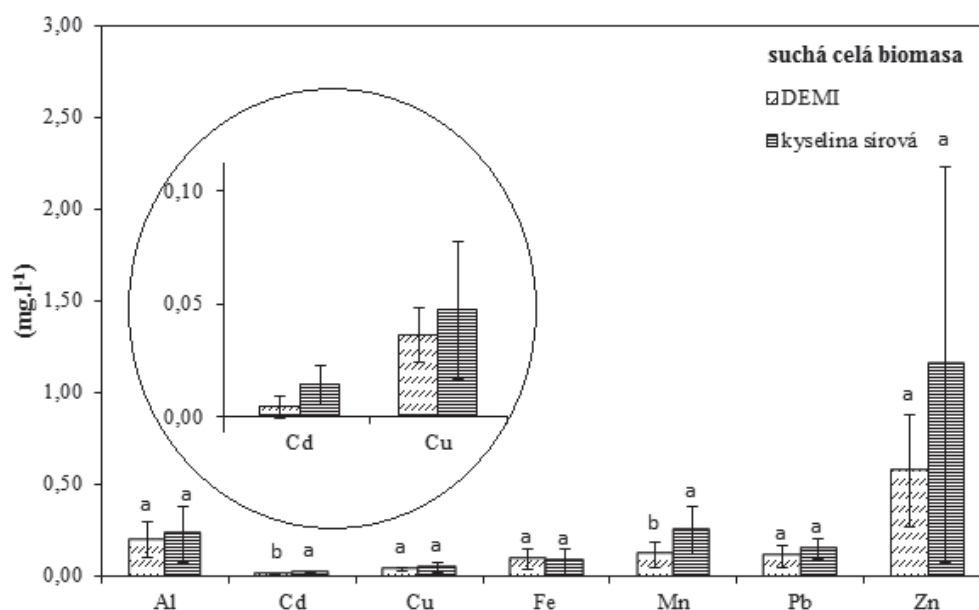


Graf 21 Vliv hodnoty pH vyluhovadla při vyluhování suché kontaminované biomasy ponechané vcelku na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku (mg.l<sup>-1</sup>).





Graf 22 Vliv hodnoty pH vyluhovadla při vyluhování čerstvé kontaminované biomasy ponechané vcelku na uvolnění sledovaných rizikových prvků do roztoku (mg.l<sup>-1</sup>).



Z výsledků našeho experimentu se nezdá být vliv hodnoty pH vyluhovadla na koncentraci rizikových prvků ve výluhu příliš významný. Z grafu 19, který zobrazuje vliv pH vyluhovadla na koncentraci rizikových prvků ve výluhu pro čerstvou štěpku je sice zřejmé, že všechny sledované prvky byly vyluhovány ve větším množství demineralizovanou vodou než 10mmol kyselinou sírovou, avšak žádný z rozdílů není statisticky významný. V případě vysušené štěpkované biomasy byly demineralizovanou vodou více vyluhovány pouze prvky Cd, Mn, Pb a Zn a ostatní prvky (Al, Cu a Fe) byly více vyluhovány 10mmol kyselinou sírovou, ovšem opět rozdíly mezi vyluhovadly u všech prvků byly zanedbatelné (graf 20).

Ani při hodnocení vlivu vyluhovadla na obsah rizikových prvků ve výluhu u biomasy ponechané vcelku se neprojevuje žádný jednotný trend nebo významné rozdíly. Z čerstvé biomasy ponechané v celku byly demineralizovanou vodou více vyluhovány prvky Al, Cu, Fe a Pb (graf 21) a z vysušené biomasy ponechané vcelku bylo demineralizovanou vodou více vyluhováno pouze Fe (graf 22), avšak rozdíly mezi vyluhovadly byly opět u většiny prvků statisticky neprůkazné, výjimkou bylo pouze Cd, které bylo statisticky významně více vyluhováno pomocí 10 mmol kyselinou sírovou než destilovanou vodou ze suché biomasy ponechané vcelku (graf 22).

### 5.5 Vyluhovací experiment s pilinami

Na základě výsledků získaných v první etapě pokusu, které naznačovaly velký význam velikosti částic vyluhované biomasy na koncentraci rizikových prvků ve vý-

luhu, byly provedeny další experimenty ještě s menšími částicemi než je štěpka, a to s pilinami, které mohou vznikat při různých úpravách biomasy.

*Obrázek 5 Piliny kontaminované biomasy*



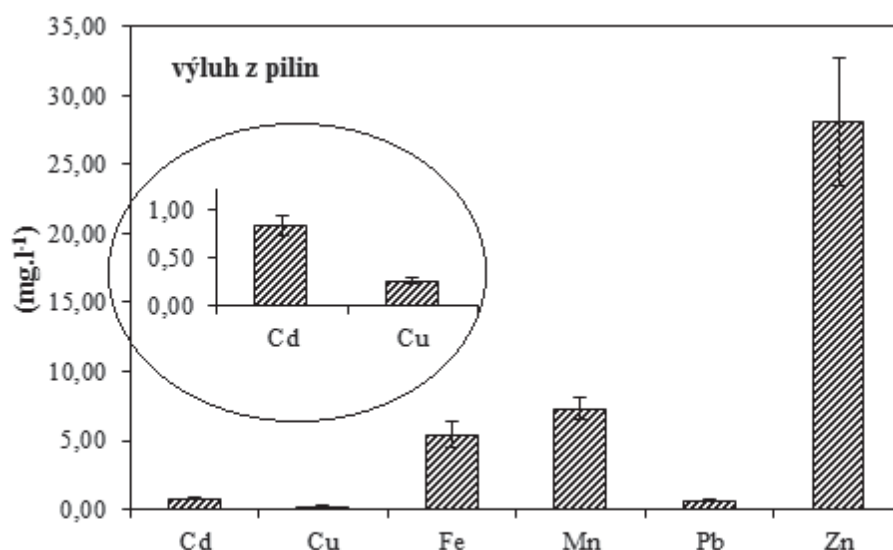
V experimentu byly použity vysušené piliny kontaminované biomasy z různých klonů vrb a topolů RRD, neboť lze předpokládat, že v praxi piliny vzniklé jako odpadní materiál při úpravách biomasy, nebudou skladovány odděleně podle klonu RRD. Výluh piliny byl prováděn v lahvích o objemu 250 ml při zachování poměru pevné části a vyluhovadla ((1:2) - 1 kg biomasy /2 litry vyluhovadla). Lahve s tímto obsahem byly pak třepány 48 hodin na velké třepačce na půdy. Výluhy byly po vytřepání filtrovány přes filtrační papír a následně byly ve vyluzích stanoveny obsahy rizikových prvků pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem ICP-OES. Jako vyluhovadlo byla použita pouze demineralizovaná voda (pH 7), protože v první etapě provádění experimentu se vliv vyluhovadla neukázal jako významný. Průměrnou koncentraci nejproblematictějších prvků v sušině pilin použitých v experimentu udává tabulka 5.

*Tabulka 5 Obsah rizikových prvků  
ve vyluhovaných kontaminovaných pilinách ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ).*

Průměr $\pm$ směrodatná odchylka z průměru z 3 opakování ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )		
<b>Cd</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
14,77 $\pm$ 2,58	26,72 $\pm$ 12,21	176,87 $\pm$ 39,45

Pokud porovnáme graf 23 s výsledky z první etapy pokusů, je patrné, že výluh z vysušených pilin vrb a topolů měl vyšší koncentrace všech sledovaných prvků než předchozí výluhy z různě upravené biomasy použité v experimentech první etapy.

Graf 23 Koncentrace rizikových prvků uvolněných do roztoku vyluhováním pilin z kontaminované biomasy ( $\text{mg.l}^{-1}$ ).



Ze zjištěných koncentrací rizikových prvků ve výluhu a z hodnot koncentrací rizikových prvků ve vyluhované biomase (Tabulka 5) bylo vypočteno, z kolika procent se nejproblematictější prvky (Cd, Pb a Zn) z biomasy uvolnily do roztoku za předpokladu, že vyluhování probíhalo v poměru 1 kg biomasy na 2 litry vyluhovadla (Tabulka 6). Tabulka 6 ukazuje, že nejproblematictější prvky Cd, Zn a Pb měly ve výluhu z pilin mnohem větší procentuální zastoupení v poměru k jejich původnímu obsahu v biomase, než ve všech experimentech provedených v první etapě vyluhovacích pokusů.

Tabulka 6 Procentuální zastoupení rizikových prvků ve výluhu z pilin kontaminované biomasy vrb a topolů (%)

	Cd	Pb	Zn
biomasa ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )	14,77	26,72	176,87
vyluh ( $\text{mg.l}^{-1}$ )	0,83	0,67	28,10
%	11	5	32

Ze zjištěných výsledků lze usuzovat, že velikost částic vyluhované biomasy má skutečně zásadní vliv na uvolnění rizikových prvků do výluhu a proto by nakládání s piliny, které vznikají při úpravě kontaminované biomasy, nemělo být opomíjeno.

**Na základě provedených experimentů lze shrnout, že kontaminovaná rostlinná biomasa by měla být skladovaná nejlépe v krytých halách se zpevněnou podlahou, tak aby nedocházelo ke kontaktu s dešťovou vodou či jinou kapalinou. Podobné doporučení platí i pro přepravu kontaminované biomasy, která by měla být uskutečněna pomocí uzavřených vozidel či kontejnerových přepravních systémů, aby během přepravy nedošlo ke kontaktu biomasy s kapalinami**

a zabránilo se jejím ztrátám. Riziko extrakce rizikových prvků do prostředí by mělo být sníženo ponecháním skladované a přepravované kontaminované biomasy vcelku, neboť výluhy z naštěpkované biomasy obsahují vyšší koncentrace rizikových prvků než z celé biomasy. K naštěpkování biomasy by mělo dojít těsně před jejím spalováním či jiným využitím. Obzvláště biomasa klonu S-218 by neměla být skladována ve formě vysušené štěpky, pokud není dostatečně zabezpečena proti styku s vodou. Nejvhodnější se zdá být skladování vysušené biomasy ponechané vcelku, neboť u čerstvé biomasy ponechané vcelku by mohlo docházet k její zvýšené degradaci mikroorganismy a s tím související potenciální ztrátě energetické hodnoty materiálu. Vzhledem k tomu, že vyluhování rizikových prvků je významně ovlivněno především velikostí vyluhovaných částic biomasy, nemělo by být opomíjeno nakládání s pilinami, které vznikají při úpravě biomasy. Piliny z kontaminované biomasy by neměly být ponechány bez ochrany před povětrnostními vlivy, neboť mohou být snadno odneseny větrem a při kontaktu pilin s vodou dochází k uvolnění značného množství rizikových prvků. Při dodržování technologické kázně by skladování kontaminované biomasy nemělo ohrozit spodní vody a jiné složky životního prostředí.

### **III. Novost hodnocených postupů**

---

Navržená technologie je unikátní metodou hodnotící snížení uvolňování rizikových prvků do prostředí při úpravě, přepravě a skladování dřevní kontaminované biomasy, produkované na fytoextrakčních plantážích pro následné energetické využití.

V metodice je zpracováno hodnocení vyluhování rizikových prvků z kontaminované biomasy a to jak s původní vlhkostí, jakou měla biomasa v době sklizně, tak i po jejím vysušení, z kontaminované biomasy ponechané vcelku i naštěpkované a z kontaminované biomasy různých druhů RRD za použití vyluhovadel s odlišnou hodnotou pH. Na základě těchto experimentů byly získány nové, málo známé údaje o chování rizikových prvků ve sklizené biomase.

O úpravě, přepravě, skladování a využití biomasy je vypracováno velké množství studií, chybí však postupy jak zacházet s kontaminovanou biomasou a upozornění na rizika, plynoucí z využívání tohoto materiálu. V metodice jsou popsány právě tyto chybějící postupy jak upravovat, přepravovat a skladovat kontaminovanou biomasu, aby se nestala nebezpečným odpadem a zdrojem znečištění životního prostředí, ale mohla být bezpečně využita jako obnovitelný zdroj energie.

### **IV. Uplatnění certifikované metodiky**

---

Metodika poslouží především pěstitelům RRD na kontaminovaných půdách a výrobcům tepla a energie, při nakládání s kontaminovanou dřevní biomasou, aby nedocházelo díky špatné manipulaci k znečištění životního prostředí a k ekonomickým

ztrátám. Metodiku je též možné využít při plánování remediačních postupů in-situ na půdách mírně až středně kontaminovaných těžkými kovy s následným kontrolovaným využitím.

## V. Ekonomické aspekty

---

Technologie remediace kontaminované půdy pomocí in-situ fytoextrakce je v porovnání s ostatními dostupnými technologiemi velmi levná a za určitých podmínek proveditelná i bez potřeby externí finanční podpory. Velkou nevýhodou však stále zůstává poměrně dlouhá doba, která je k remediaci nezbytná.

Dle dřívějších experimentů lze biomasu zatíženou kontaminací spalovat i v některých stávajících teplárnách, neboť se kontaminanty zachytí při čištění spalin a sekundární kontaminace životního prostředí je tedy vyloučena.

Oproti klasické technologii pěstování RRD je tato technologie dražší zejména ve dvou aspektech:

1: biomasa dosahuje nižších výnosů a fixní náklady rozpočítané na jednotku vyprodukované biomasy jsou tak vyšší a to zhruba o 10 až 30 %,

2: pro minimalizaci rekontaminace je nutné speciální zacházení, sklizeň a skladování. To vyžaduje v ideálním případě tzv. dvoufázovou sklizeň bez štěpkování na místě a řízené sušení ideálně hned po sklizni. V tom případě je nutná investice do haly (popř. její pronájem), a nákupu energie na sušení biomasy.

Je však také nutné zmínit, že pěstování probíhá na půdách jinak nevyužitelných a rizikových. Proto lze také uvažovat s nižší i nulovou cenou za nájem půdy.

Odhad předpokládaných vícenákladů:

Investiční náklady do lehké skladovací haly jsou cca 1 200 Kč/m<sup>2</sup>, výška uskladněné štěrky může být zhruba 3 m. Při měrné hmotnosti štěrky 0,25 t/m<sup>3</sup> tak lze na jednom m<sup>2</sup> uskladnit 0,75 t štěrky. Dalším nákladem je perforovaná podlaha s provzdušněním, na které je možné štěrku sušit. Cena této podlahy je cca 2 800 Kč/m<sup>2</sup>, součástí této ceny je také vzduchotechnika a výměník pro přípravu a vhánění teplého vzduchu do sušené štěrky.

Životnost haly a tedy odpisový koeficient je 15 let, což při použití diskontní sazby 3 % p. a. tvoří celkové roční náklady na odpisy zhruba 350 Kč/m<sup>2</sup>, neboli 467 Kč/t štěrky.

Pro rychlé sušení je nutná dodávka tepla. Na odpaření 1 t vody je spotřeba tepelné energie 1 – 1,5 MWh<sub>t</sub> (bude použita střední hodnota 1,25 MWh<sub>t</sub>) a zhruba 50 kWh<sub>el</sub> na pohon ventilátorů. V případě využití levného tepla lze kalkulovat s cenou tepla na úrovni 90 – 120 Kč/GJ = 324 – 432 Kč/MWh<sub>t</sub>, (bude použita střední hodnota 378 Kč/MWh). Cenu elektřiny lze odhadnout na 5,5 Kč/kWh. Pro vysušení jedné tuny štěrky s obsahem vody 55 % na obsah 18 % je nutné odpařit 380 kg vody, při-

čemž se spotřebuje 0,475 MWh<sub>t</sub> tepla a 19 kWh<sub>el</sub> elektřiny. To se promítne do jednotkových nákladů cenou za nákup tepla ve výši 180 Kč/t vstupní biomasy za nákup tepla a 104 Kč/t vstupní biomasy za elektřinu. Celková náklady za energie tak budou 284 Kč/t sušené biomasy. Sušením jedné tuny vstupní biomasy se získá 620 kg vysušené biomasy s výhřevností 16 GJ/t. Energetický obsah biomasy vzniklé vysušením 1 tuny vyprodukované biomasy tak bude 9,2 GJ. Celkové vícenáklady za správnou manipulaci s kontaminovanou štěpkou jsou tedy 467 Kč/t jako odpis investic a 284 Kč/t za energie, celkem tedy 751 Kč/t (jedná se o tunu vstupní biomasy). Vyjádřeno v nákladech na získanou energii jsou náklady na zpracování 82 Kč/GJ.

Obvyklé ceny za produkci pěstované biomasy rychle rostoucích dřevin jsou 140 – 160 Kč/GJ v závislosti na výnosech a dalších okolnostech. Zpracování formou sušení a skladování v hale zvyšuje cenu štěrky o 82 Kč/GJ, tzn. zhruba o 50 – 60 % vůči štěrce zpracované na kvalitní orné půdě bez nutnosti zvláštního skladování.

Alternativní variantou by mohlo být přímé energetické využití sklizené biomasy přepravované v zakrytých kontejnerech nebo kamionech. V tom případě by odpadla potřeba štěrku sušit a skladovat, mírně by se však zvýšili náklady na dopravu. Podmínkou by však bylo nalézt dostatečně blízko zdroj, který bude moci v okamžiku sklizně spálit veškerou produkovanou biomasu.

## VI. Seznam použité literatury

- Bedell J. P., Capilla X., Giry C., Schwartz Ch., Morel J. L., Perrodin Y. (2009): Distribution, movement and availability of Cd and Zn in a dredged sediment cultivated with *Salix alba* Environmental and Experimental Botany 67: 403-414
- Blaylock M. J., Huang J. W.: Phytoextraction of metals in Raskin, B. D Ensley (Eds.), Phyto-remediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment, John Wiley and Sons, New York (2000), pp. 53–70
- Blaylock M. J., Salt D. E., Dushenkov S., Zakharova O., Gussman C., Kapulnik Y., Ensley B. D, Raskin I. (1997): Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. Environmental and Science Technology, 31, 860–865
- Bridgwater, A. V.; Peacocke, G. V. C. (2000): Fast pyrolysis processes for biomass. Sustainable and Renewable Energy Reviews, 4 (1), 1-73
- Celjak I. (2008): Biomasa je nezbytná součást lidského života. *Biom.cz* [online]. 2008-12-22 [cit. 2014-06-23].
- Cibulka J., Domažlická E, Kozák J., Kubižňáková J., Mader P., Machálek E., Maňkovská B., Musil J., Pařízek J., Píša J., Pohunková H., Reisnerová H., Svobodová Z., (1991): Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře
- Fischerová Z., Tlustoš P., Száková J., Šichorová K. (2006): A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given trace elements. Environmental pollution 144: 93 - 100.
- Harmens H., Koevoets P. L. M., Verkleij J. A. C., Ernst W. H. O. (1994): The role of low molecular weight organic acids in mechanisms of increased zinc tolerance in *Silene vulgaris* (Moench) Garcke. New Phytol 126: 615-621
- Jandačka, J., Malcho, M., Mikulík, M. (2007): Biomasa ako zdroj energie. GEORG, Žilina, s. 19-29.

- Jelínek, F., Míchal P., Tlustoš P., Bažil P., Špuláková, L. Podtyp: Příspěvek ve sborníku (mimo kategorie RIV); Anaerobní digesce letorostů a listů vrb. 2013, Racionální použití hnojiv 28. 11. 2013, Praha. ČZU v Praze. s. 97-100. ISBN: 978-80-213-2416-9
- Kára J., Adamovský R. (1999): Logistika energetické biomasy. Sborník referátů z konference: „Technologie pro spalování biomasy“. Výzkumný ústav zemědělské techniky.
- Krueger E., Darland J., Goldyn S., Swanson R.; Lehmann R., Shepardson S., Karpovich D. (2013): Water Leaching of Chelated Pb Complexes from Post-Phytoremediation Biomass, *Water Air and Soil Pollution*, 224(8), 1615p.
- Lehmann J., Joseph J (2009): Biochar for environmental management: science and technology. Earthscan. London. pp. 416
- Ma J. F. (2007): Syndrome of aluminum toxicity and diversity of aluminum resistance in higher plants. In *Survey of Cell Biology*, 225 – 252
- Maxted A. P., Black C. R., West H. M., Crout N. M. J., Mcgrath S. P., Young S. D. (2007) Phytoextraction of cadmium and zinc by *Salix* from soil historically amended with sewage sludge. *Plant and Soil* 290: 157–172
- Mrnka L., Doubková P., Habart J., Sudová R., Tlustoš P., Vohník M., Vosátka M. (2011): „Projekt Eptocol“ Pěstování vrb a topolů formou výmladkových plantáží na půdách kontaminovaných rizikovými prvky. Botanický ústav AVČR, v. v. i., 91 s.
- Mužík O., Slejška A. (2003): Možnosti využití anaerobní fermentace pro zpracování zbytkové biomasy. *Biom.cz* [online]. 2003-07-14 [cit. 2014-08-12].
- Nařízením komise (EU) č. 420/2011, kterým se mění Nařízení komise (ES) č. 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách (2011): Evropská komise.
- Pérez J., Muñoz-Dorado J., de la Rubia T., Martínez J. (2002): Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. *International Microbiology* (5): 53–63
- Petříková V., Punčochář M. (2007): Biomasa – alternativní palivo z hlediska chemického složení. *Biom.cz* [online]. 2007-07-16 [cit. 2014-08-12].
- 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(1): 19-48
- Sas-Nowosielska A., Kucharski R., Malkowski E., Pogrzeba M., Kuperberg J. M., Krynski K. (2004): Phytoextraction crop disposal - an unsolved problem. *Environmental Pollution*, vol. 128. pp. 373-379
- Vyhláška 13/1994Sb, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu (1994): Ministerstvo životního prostředí.

## **VII. Seznam publikací, které předcházely metodice**

- Souček J. (2011): Logistika při energetickém využití rostlinné biomasy - 2. *Biom.cz* [online]. 2011-06-08 [cit. 2014-08-13].
- Stals M., Carleera R., Reggers G., Schreurs S., Yperman J (2010): Flash pyrolysis of heavy metal contaminated hardwoods from phytoremediation. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 89, 22–29
- Steffens J. C. (1990): The Heavy Metal-Binding Peptides of Plants: Annual review of plant physiology and plant molecular biology 41, 553-575
- Šyc M., Pohořelý M., Kameníková P., Habart J., Svoboda K., Punčochář M. (2012): Willow trees from heavy metals phytoextraction as energy crops. *Biomass and Bioenergy*, 37, 106–113
- Tlustoš P., Fytoremediační technologie podporované fytoextrakce: certifikovaná metodika, Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2012, 24s.
- Voláková, P. (2010): Prvkové složení biomasy. *Biom.cz* [online]. 2010-09-08 [cit. 2014-08-12].

Vysloužilová M., Tlustoš P., Száková J., Pavlíková D. (2003): As, Cd, Pb and Zn Uptake by Salix spp. Clones Grown in Soils Enriched by High Loads of these Elements. Plant, Soil and Environment 49: 191 – 196

Weger, J (2008): Výnos vybraných klonu vrb a topolu po 9 letech výmladkového pestování - Acta Pruhoniana 89: 5–10.

## **VIII. Dedikace**

---

Ke zpracování certifikované metodiky bylo použito výsledků výzkumných aktivit realizovaných v rámci řešení výzkumného projektu TAČR č. 01020366 „Brownfields – obnovitelné zdroje energie“.

## **IX. Jména oponentů a názvy jejich organizací**

---

Odborný oponent z oboru: Ing. Sergej Ust'ák, CSc., Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i.; Drnovská 507, Praha 6 - 16000

Oponent ze státní správy: Ing. Vlastimil Zedek, vedoucí oddělení OZE a environmentálních strategií, Ministerstvo zemědělství ČR, Těšnov 65/17, Praha 1 - 11000