

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA GEOENVIRONMENTÁLNÍCH VĚD

Porovnání interakce popílků ze spaloven komunálního odpadu
a tepelných elektráren v půdním systému

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Diplomant: Bc. Pavlína Bajborová

Vedoucí práce: doc. RNDr. Vladislav Chrastný, Ph.D.

2013

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra geoenvironmentálních věd

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bajborová Pavlína

Regionální environmentální správa - kombinované Litvínov

Název práce

Porovnání interakce popílků ze spaloven komunálního odpadu a tepelných elektráren v půdním systému

Anglický název

The interaction of fly ash from municipal waste incinerator and coal burning power plant with forest soil horizons.

Cíle práce

Cílem práce je posoudit rizika kontaminace půd kovy v důsledku interakce polévatvého popílku ze spaloven komunálního odpadu a tepelných elektráren s čistými půdními horizonty za definovaných podmínek inkubace.

Metodika

Práce je založena na statických vsádkových experimentech. Posouzeny budou jednak změny v mineralogických fázích inkubovaných popílků a v chemickém složení. Inkubace bude probíhat v několika časových intervalech. Vyhodnocení bude provedeno za pomoci statistické analýzy.

Harmonogram zpracování

odevzdání práce prosinec 2013

Rozsah textové části

40

Klíčová slova

popílek, spalovna odpadu, půdy, kontaminace, kovy

Doporučené zdroje informací

Adriano, D. C.: Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, New York-Berlin-Heidelberg-Tokyo, 1986, 533.

Merian, E. (ed.): Metals and Their Compounds in the Environment, pp. 313-398. VCH, Weinheim, 1991.

databáze ISI Web of Knowledge

databáze Scopus

Vedoucí práce

Chrastný Vladislav, doc. RNDr., Ph.D.

Konzultant práce

RNDr. Aleš Vaněk, Ph.D.

**doc. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.**

Vedoucí katedry



V Praze dne 27.11.2013


prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan fakulty

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně. Uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

V Žatci 9.12 2013

.....

Poděkování

Děkuji doc. RNDr. Vladislavu Chrastnému, Ph.D. vedoucímu mé diplomové práce, za cenné rady, podnětné připomínky a odborné vedení, které mi pomohlo zpracovat tuto práci.

V Žatci 9.12 2013

.....

Abstrakt

Diplomová práce pojednává o riziku popílků, které se do půdního systému dostávají atmosférickým spadem. Jsou nebezpečné z hlediska kontaminace půd kovy. Vzorčky popílků ze spalovny komunálního odpadu a tepelné elektrárny, byly inkubovány do půdních horizontů (F a H) jehličnatého a listnatého lesa po dobu 2 a 4 měsíců. Alikvótní podíl popílku byl uzavřen v membráně o velikosti pórů 0,45 μ m (definice rozpuštěných látek). Na konci 2. a 4. měsíce byl inkubovaný popílek odebrán a proveden vodný a lučavkový (obrácena lučavka královská) výluh s cílem zjistit operačně definovaný podíl kovů. Vodný výluh odpovídá spíše mobilnímu obsahu kovů, lučavkový maximálnímu extrahovatelnému podílu. Výsledky ukázaly, že větší množství kovů se sorbovalo v horizontech opadu, navzdory nižšímu pH a menší mobilita kovů byla zaznamenána u horizontu fermentovaného humusu. Bylo zjištěno, že z popílku ze spalovny se extrahovalo větší množství Cd než z popílků z elektrárny. Ostatní detekované hodnoty Ni, Pb a As si byly podobné.

Klíčová slova: popílek, spalovna odpadu, půdy, kontaminace, kovy

Abstract

The thesis discusses the risk of fly ashes which are getting into the soil system by atmospheric fallout. They are dangerous due to contamination of soil with metals. Samples of fly ashes from municipal waste incineration plants and thermal power plants were incubated into soil horizons (F and H) of coniferous and deciduous woods for two and four months respectively. An aliquot part of the ash was encased in a membrane having a pore size of $0,45\mu\text{m}$ (definition of solutes). At the end of the 2nd and 4th month incubated ash was removed, executed aqueous and acidic (reversed aqua regia) extract to find out the operationally defined proportion of metals. The aqueous extract corresponds to rather mobile metal content, the acidic extract corresponds to the maximum extractable share. Results showed that the larger plurality of metals sorbed horizons of litter, despite lower pH and reduced mobility of metals was observed in fermentation humus. It was found out that larger amount of Cd in the ash was extracted from the incinerator than the fly ash from power plants. Other detected values of Ni, Pb and As were similar to each other.

Key word: air polutation, waste incinerator, soil, contamination, metals

Obsah

1. Úvod.....	9
2. Literární rešerše	10
2.1 Kontaminace životního prostředí	10
2.2 Kontaminace půdy	10
2.3 Nebezpečné kovy v půdě	11
2.4 Faktory ovlivňující mobilitu kovů v půdě.....	12
2.5 Lesní půda	15
2.5.1 Rozdíl půd listnatého a jehličnatého lesa	16
2.6 Samočistící schopnosti půdy	16
2.7 Popílek, definice.....	17
2.8 Vznik popílků.....	17
2.9 Tuhá paliva.....	17
2.9.1 Uhlí.....	18
2.9.2 Komunální odpad	18
2.9.3 Spalování uhlí a alternativních paliv	19
2.10 Typy popílků	19
2.10.1 Popílek z metalurgie (hutnictví).....	19
2.10.2 Popílek z energetiky	20
2.10.3 Popílek ze spaloven komunálního odpadu.....	20
2.11 Vlastnosti popílku ze spalování uhlí	20
2.11.1 Mineralogické vlastnosti popílku.....	21
2.11.2 Fyzikální vlastnosti popílků	22
2.11.3 Chemické vlastnosti popílku	22
2.11.4 Morfolofie částic popílku.....	23
3. Cíl práce	24
4. Metodika	25
4.1 Původ popílků.....	25
4.2 Tepelné elektrárny Prunéřov	25
4.2.1 Fyzikální vlastnosti popílku z elektráren Prunéřov.....	26
4.2.2 Chemické složení popílku z elektráren Prunéřov.....	27
4.3 Spalovna komunálního odpadu Malešice.....	28

4.3.1 Chemické složení popílku ze spalovny Malešice.....	29
4.4 Základní informace, vzorky půdy	30
4.4.1 Lokalita odběru vzorků půdy	30
4.4.2 Charakteristika vzorků půdy	30
4.5 Inkubační experiment.....	31
4.5.1 Časový horizont experimentu	31
4.4.2 Použité chemikálie	31
4.4.3 Použité přístroje a pomůcky.....	31
4.4.4 použité zkratky ve výzkumu	32
4.4.5 Příprava vzorků k experimentu	32
4.5 Vlastní experiment	33
4.5.1 Vodný výluh.....	33
4.5.2 Výluh obrácenou lučavkou	33
5. Výsledky	34
5.1 Prezentace výsledků	34
5.2 Seznam zkratk použitých v grafu	34
5.3 Cd - Kadmium.....	34
5.4 Ni - Nikl	38
5.5 Pb - Olovo	42
5.6 As - Arsen	46
5.7 Porovnání výsledků z elektrárny a spalovny.....	49
6. Diskuse	51
7. Závěr.....	53
8. Seznam užití literatury a použitých zdrojů.....	54
9. Přílohy	
Příloha 1 Vodný výluh 2. měsíc (ppm)	
Příloha 2 Vodný výluh 4. měsíc (ppm)	
Příloha 3 Lučavkový výluh 2. měsíc (ppm)	
Příloha 4 Lučavkový výluh 4. měsíc (ppm)	

1. Úvod

Znečišťování životního prostředí se v současné době stalo globálním problémem. Kontaminace rizikovými kovy má svůj původ hlavně v antropogenní činnosti, jako je průmyslová činnost (hutnictví, strojírenství, chemický průmysl, energetika atd.), zemědělství (hnojiva, pesticidy) a domácnosti (odpady). Nebezpečné kovy se těmito činnostmi dostávají do všech složek životního prostředí (voda, půda, vzduch). Ovšem v porovnání s ostatními složkami je na tom nejhůře půda, jelikož ta vykazuje projevy znečištění stovky až tisíce let. Samočisticí schopnosti půdy nestačí na to, aby se tato sféra zbavila všech nebezpečných kovů. Diplomová práce na téma „Porovnání interakce popílku ze spaloven komunálních odpadů a tepelných elektráren v půdním systému“ se zabývá popílky, které vznikají při spalování tuhých paliv. Tyto popílky obsahují nebezpečné kovy, jako je např. Cu, As, Cd, Pb, Ni, Cr. Za tu dobu, co u nás fungují odlučovače, se množství nebezpečných popílků snižuje. Nicméně se popílky díky úletu z komínů a skládkováním dostávají do půdního systému. Zde jsou ovlivněny půdními vlastnostmi a následkem toho se mobilizují a absorbují na jílové částice a humusové látky. Celý svět řeší problematiku likvidace velkého množství popílků, jelikož spotřeba tuhých paliv neustále roste a stává se tak ekologickým problémem. Téma diplomové práce jsem si vybrala z důvodu omezeného počtu informací v této oblasti a chtěla jsem upozornit na jeden aspekt antropogenní kontaminace.

2. Literární rešerše

2.1 Kontaminace životního prostředí

Kontaminací (znečišťováním) životního prostředí se rozumí proces vnášení cizorodých látek (polutantů) do prostředí. Kontaminace se dělí dle způsobu vzniku, na přírodní, technogenní a kombinovanou. Dále rozdělujeme polutanty podle:

- zdroje,
- způsobu a formy přenosu do prostředí,
- působení a délkou přetrvávání v životním prostředí.

Znečišťování životního prostředí dosáhlo v současnosti takového stupně, že není možné najít neovlivněné složky ovzduší, půdy a vody. Nejhůře je na tom půda, jelikož další složky – ovzduší i voda se vyčišťují na úkor půdy (Vráblíková et al., 2008).

2.2 Kontaminace půdy

Kontaminaci půd dělíme podle způsobu vzniku na přírodní a antropogenní a dle rozsahu a dopadu na bodovou a plošnou (Kolář, 1999). Hlavním způsobem znečištění půdy je antropogenní činnost. Dle Vráblíkové et al. (2008) velkoplošným zdrojem vstupu rizikových prvků do půdy jsou imisní spady, pocházející z průmyslové činnosti, spalovacích procesů v intravilánech a z dopravy. Dalšími vstupy je například důlní těžba, zemědělství (pesticidy), stavební činnost, doprava, urbanizace, elektrárny spalující hnědé uhlí a spalovny odpadů, (Sucharová et al., 2011). Uvedené způsoby znečištění vedou k nárůstu koncentrací toxických látek v půdě (nebezpečné kovy, soli, organické látky). Tyto látky nepříznivě ovlivňují biologické, fyzikální a chemické vlastnosti půdy. Zároveň mění pH půdy, negativně ovlivňují všechny formy půdního života, působí na uvolňování a vyluhování prvků, mění strukturu i texturu půd (Holoubek, 1990).

2.3 Nebezpečné kovy v půdě

Dle Loska et al. (2004) se kovy do půd dostávají jak vlivem přírodních procesů, tak vlivem antropogenní činnosti. Ovšem díky antropogenní činnosti je kovů v půdách mnohem více než z přírodních procesů. Významné zvýšení obsahu nebezpečných kovů v půdách vykazují oblasti, v jejichž blízkosti se nachází hojná průmyslová činnost. V těchto půdách může být obsah nebezpečných kovů několikanásobně vyšší než průměrný obsah v neznečištěných oblastech. Nicméně oblasti vzdálené od průmyslových center také vykazují zvýšené koncentrace kovů v důsledku dálkového atmosférického přenosu. Rimmer et al. (2006) uvádí, že městské půdy mají obecně vyšší koncentrace kovů, než venkovské oblasti. Potenciální zdroje kontaminantů v půdě představovaly domácnosti, komunální odpad, emise z dopravy a průmyslová činnost (Rimmer et al., 2006). Dalšími zdroji kovů v půdě je například nebezpečný odpad (energetický odpad, odpad ze spaloven, hutní strusky atd.), kontaminovaná půda vlivem černých skládek a sedimenty (Weiss et al., 2008). Velký problém představuje obrovské množství popílků. Spotřeba uhlí po celém světě neustále narůstá. Odhaduje se, že do roku 2020 to bude až o 36 % více. Ve spoustě zemí světa zůstává popílek nevyužitý a jeho ukládání na skládky představuje hrozbu pro životní prostředí kvůli obsahu nebezpečných kovů. Možné nežádoucí účinky souvisí s vyplavováním potenciálně toxických látek do půd a podzemních vod (Pandey et al., 2009). Shi et al. (2009a) uvádějí, že výskyt nebezpečných kovů v půdě je naléhavým problémem celého světa. Nebezpečné kovy, zvláště jednoduché formy, na rozdíl od organických kontaminantů, jsou obecně neměnné a neodbouratelné. Ačkoli půdy mají přirozenou schopnost zpomalovat mobilitu kovů pomocí různých mechanismů, koncentrace nebezpečných kovů jsou i přes to příliš vysoké. Je třeba přijmout opatření k prevenci a ochraně znečištění půd.

Tab. 1 Maximální přípustné obsahy rizikových prvků v půdě podle vyhlášky č. 13/94 Sb. (mg.kg^{-1}), (Sáňka et al., 2004).

Prvek	Výluhy 2 M HNO_3		Výluh Lučavka	
	Lehké půdy	Ostatní půdy	Lehké půdy	Ostatní půdy
As	4,5	4,5	30	30
Be	2,0	2,0	7,0	7,0
Cd	0,4	1,0	0,4	1,0
Co	10,0	25,0	25,0	50,0
Cr	40,0	40,0	100,0	200,
Cu	30,0	50,0	60,0	100,0
Hg	-	-	0,6	0,8
Mo	5,0	5,0	5,0	5,0
Ni	15,0	25,0	60,0	80,0
Pb	50,0	70,0	100,0	140,0
V	20,0	50,0	150,0	220,0
Zn	50,0	100,0	130,0	200,0

2.4 Faktory ovlivňující mobilitu kovů v půdě

Mobilita kovů v půdě je ovlivněna půdními vlastnostmi a zadržovacími a uvolňovacími reakcemi. Mezi vlastnosti, které ovlivňují mobilitu kovů v půdě, patří: teplota, pH půdy, obsah a kvalita organické hmoty, minerální složení půdy, kationtová výměna kapacity, oxidačně-redukční potenciál půdy, půdní reakce, činnost půdních mikroorganismů, množství a kvalita humusu, množství a kvalita jílu a typ kontaminace (Chrastný et al., 2012b; Vráblíková, et al., 2008).

pH

pH půdy patří mezi velmi důležitou vlastnost, která ovlivňuje rozpoutanost látek v půdě a je jedním z klíčových parametrů, který kontroluje proces vyplavování kovů (Vítkové, et al., 2009; Holoubek, 1990).

Tab. 2 pH půdy zemědělské (Sáňka et al., 2004)

hodnota pH půdní reakce	hodnota pH půdní reakce
< 4,5 extrémně kyselá	< 4,5 extrémně kyselá
4,6 – 5,0 silně kyselá	4,6 – 5,0 silně kyselá
5,1 – 5,5 kyselá	5,1 – 5,5 kyselá
5,6 – 6,5 slabě kyselá	5,6 – 6,5 slabě kyselá
6,6 – 7,2 neutrální	6,6 – 7,2 neutrální
7,3 – 7,7 alkalická	7,3 – 7,7 alkalická
> 7,7 silně alkalická	> 7,7 silně alkalická

Tab. 3 pH půdy lesní (Sáňka et al., 2004)

rozpětí pH KCL	rozpětí Ph H₂O	označení
pod 3	pod 3,5	extrémně kyselé
3-4	3,5-4,5	velmi silně kyselé
4-5	4,5-5,5	silně kyselé
5-6	5,5-6,5	kyselé
6-7,1	6,5-7,7	slabě kyselé neutrální
nad 7,1	nad 7,2	alkalická

Půdní organická hmota

Půdní organická hmota představuje jeden z faktorů, který řídí fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy a svým množstvím a složením ovlivňuje významnou roli v půdní hygieně (imobilita kovů a organických polutantů), (Makovníková et al, 2006). Organická hmota je tvořena: humusem, humusotvorným materiálem, meziprodukty rozkladu a syntézy a živými půdními organizmy (Vráblíková et al, 2006).

Tzv. humusové látky v půdě se skládají z:

- **fulvokyselin** – mají nejsvětlejší barvu, jsou nejméně odolné vůči mikrobiálnímu rozkladu a jsou rozpustné ve vodě a kyselinách,
- **huminových kyselin** – v porovnání s fulvokyselinami jsou tmavší barvy, jsou rozpustné v alkáliích a v kyselinách se vysráží. Odolnost vůči rozkladu je střední,
- **humínů** – barvu mají tmavou, jsou nerozpustné v kyselinách, zásadách a jsou v porovnání s ostatními nejodolnější vůči mikrobiálnímu rozkladu (Vráblíková et al., 2006).

Při mobilizaci kovů v půdě jsou huminové kyseliny nejvíce aktivní složkou při interakcích různých organických a anorganických kontaminantů, ovlivňující jejich mobilitu, biodostupnost a degradaci. Sorpční vlastnosti závisí na jejich chemické struktuře. Bylo zjištěno vyšší procento vazby prvků na fulvokyselinách než na huminových kyselinách (Makovníková et al., 2006).

Půdní edafon (mikroorganizmy) významně ovlivňuje chování toxických kovů v půdě. Mnohými mechanismy se mikroorganizmy podílejí na rozpustnosti, biodostupnosti, mobilitě kovů v půdě a zároveň dokáží akumulovat širokou škálu kovů (Makovníková et al., 2006). Je nutné zmínit, že některé druhy mikroorganismů dokáží akumulovat široké spektrum kovů, zatímco jiné organizmy jsou schopny kumulovat jen určité typy kovů (Ledin, 2000). Mikrobiální příjem kovů lze rozdělit do dvou fází. První fáze je obvykle rychlá, dochází k navázání kovu na buněčnou stěnu. Druhá fáze je pomalejším procesem, kdy se kovy transportují přes buněčnou membránu. Tento druhý proces je ovlivněn faktory prostředí (teplota, pH, iontová síla atd.) (Makovníková et al., 2006).

Dle mobility rozdělujeme rizikové prvky do tří skupin

- prvky s nízkou mobilitou i nízkou potenciální mobilitou - Be, As, Cr, V,
- prvky s vysokou mobilitou a závislostí na pH - Mn, Cd, Co, Zn, Ni,
- prvky s vysokou potenciální mobilitou - Pb, Cu, (k jejich uvolnění může dojít při výrazné změně půdních podmínek, např. okyselením).

Mobilizovatelné formy polutantů jsou adsorbovány na koloidní, humusové, jílové částice silovými vazbami různé mohutnosti (Vráblíková et al., 2008).

2.5 Lesní půda

Lesní půda se od půdy zemědělské liší hlavně uspořádáním jednotlivých vrstev povrchového humusu.

L - vrstva (litter, Ol) – hrabanka, čerstvá vrstva opadu,

F - vrstva (fermentační, Of) - jedná se o částečně narušený opad,

H – vrstva (humifikační, Oh) – humifikační procesy pozměněná hmota.

Dle Vráblíkové et al. (2006) se u lesních půd rozeznávají tři suchozemské humusové formy. Jsou to mor, moder a mull. Ovšem Tomášek (2007) rozeznává humusové formy čtyři. A to litter, mor, moder a mull.

Litter - Na svrchní vrstvě lesní půdy, je uložena čistá organická hmota, která je tvořena jehličím, listím, větvičkami, opadanou kůrou a zbytky rostlin bez podstatnějšího rozkladu. Pouhým okem lze rozeznat jednotlivé druhy rostlin i orgánu, ze kterého pochází. (Tomášek, 2007).

Mor - forma surového humusu, se vyskytuje ve vyšších polohách, v podmínkách chladného klimatu. Tvoří se zde velmi kyselé prostředí, vznikají kyselé formy humusu s iluviací. Na rozkladu organické hmoty se podílí zejména plísně a houby. Podloží je chudé na báze a jíl. Má vrstvy L, F, H. (Vráblíková et al., 2006; Tomášek, 2007).

Moder - obsahuje organické zbytky již částečně rozložené. Klima je vlhčí a chladnější, vodní režim nebývá vyrovnaný, obsah jílu je nižší. Tvoří se za méně příznivých podmínek pro transformaci organických látek, které jsou ale příznivější než u moru. Mocnost humusové vrstvy narůstá vlivem pomalejší humifikace. Moder

je takzvanou přechodovou vrstvou s vrstvami L a F. (Vráblíková et al., 2006; Tomášek, 2007).

Mull - humusová forma mull má pokročilé humifikační procesy. Struktura organických zbytků je tedy nerozeznatelná. Vzniká zejména pod listnatými a smíšenými porosty. Dochází zde k rychlejší mineralizaci a polymeraci meziproduktů. Mull se vyskytuje nejčastěji v oblasti mírného až teplého klimatu, na místech s bohatou bylinnou vegetací, s nejvyšším obsahem jílů a živin v půdách. Má zejména vrstvu L, vrstva H u těchto půd nebývá (Vráblíková et al., 2006; Tomášek, 2007).

2.5.1 Rozdíl půd listnatého a jehličnatého lesa

Půda listnatého a jehličnatého lesa se značně liší. Hlavním rozdílem jsou vlastnosti lesního humusu, které se řídí podle druhu podrostu, z něhož vznikl.

Jehličnatý les - rozkladem a humifikací jehličí se vytváří velmi kyselý humus. Organické kyseliny humusu se prolínají ve formě vodního roztoku do půdy, vyplavují z ní zásadité prvky a později i železo a hliník. Ty se usazují ve spodině a vytvářejí tam hutnou vrstvu, která vysušením přechází v nepropustný (takzvaný železitý) horizont. Tak dochází k degradaci půdy a změně půdního profilu ve směru podzolizace.

Listnatý les - v porostech listnatých lesů nedochází k tak pronikavým změnám půdy vyluhováním, neboť tlející listí neprodukuje tak kyselé zplodiny jako jehličí. Vlastnosti lesních půd lze zlepšit meliorováním (Laník, 1960).

2.6 Samočisticí schopnosti půdy

Samočisticí schopnost půdy je omezená a vázaná především na půdní mikroorganismy. Půda se všeobecně nejsnáze znečišťuje, ale nejhůře čistí. Půda jako jedna ze složek životního prostředí je schopná do určité míry rozkládat i poměrně složité organické sloučeniny. Tím se tak bez zásahu a nápomoci člověka je schopna zbavit některých polutantů. Látky těkavé a snadno rozložitelné se z půdy postupně sami odstraňují buďto rozkladem, nebo přechodem do jiné složky prostředí. Ze vzniklých rozkladných produktů při humifikaci dochází k syntéze sekundárních

složek humusu, nebo se mineralizují na jednotlivé minerální látky. Procesy, které probíhají při samočištění půdy, můžeme rozdělit na:

fyzikální (filtrace, adsorpce, absorpce),

chemické (aerobní oxidace, anaerobní redukce),

biologické (působení mikroorganismů – nitrifikace, denitrifikace), (Holoubek, 1990).

2.7 Popílek, definice

Buzek (1994) definoval popílek jako součást pevných emisí, jejichž obsah v ovzduší kolísá podle zdroje. Dále závisí na rychlosti větru a vlhkosti vzduchu.

Podle Fečka et al. (2003) je popílek heterogenní směs částic, lišící se tvarem, velikostí a chemickým složením.

2.8 Vznik popílků

Popílek vzniká, při spalování jakéhokoli pevného paliva v jakémkoli zařízení. Palivem mohou být paliva tuhá tzv. fosilní (hnědé, černé uhlí), nebo komunální odpad.

2.9 Tuhá paliva

Spalováním tuhých paliv v tepelných elektrárnách, teplárnách a kotelnách se klasickým způsobem vyrábí elektrická energie, teplo nebo pára. Tyto spalovací procesy mají největší podíl na vzniku tuhých (popílek) a plyných (oxidy síry SO_2 a SO_3 , oxidy dusíku NO a NO_2 a oxid uhelnatý) zplodin vypouštěných do ovzduší (Fečko et al., 2003; Teyssler, 1988). Hygienickými předpisy a právními normami jsou stanoveny meze přípustného znečištění, obvykle se jedná o hodnoty koncentrace určité látky (Teyssler, 1988).

2.9.1 Uhlí

Uhlí je vrstevnatá hornina, složená z různých organických látek, které jsou pozůstatky pravěkých rostlin. Proměnlivost vlastností uhlí je možná vzhledem k historii jeho vzniku. Dosud nebyla zjištěna ložiska, která by poskytovala kvalitativně shodné palivo (Růžičková et al., 1983).

Hnědé uhlí tvoří mezi tuhými palivy výrazně odlišnou kategorii, pokud jde o genezi i způsob dobývání jeho ložisek, o chemické složení a vlastnosti hořlaviny i minerální složky a způsoby jeho praktického využívání. Až na málo výjimek vznikají všechny hnědouhelné pánve v pozdějších druhohorách a počátkem třetihor, tj. v období asi před 20 až 150 milióny let (Teyssler, 1988).

Doprovodné prvky v uhlí - důležitým faktorem pro zjištění chování dopravních prvků během hoření uhlí je jejich vazba v uhelné hmotě a popelovinách a následně charakter a podmínky spalovacího procesu. Stopové prvky mohou být vázány organickými vazbami nebo anorganickými vazbami na minerální fáze, což je dáno afinitou prvků. Mezi nejčastěji zastoupené minerální fáze v uhelné hmotě lze považovat jílové minerály (kaolinit, illit, montmorillonit, smektity) a sírany (převážně sádrovec). Ze sulfidů je nejčastěji přítomen pyrit a markazit, hexagonální pyrhotin a greigit (Fečko et al., 2003).

2.9.2 Komunální odpad

Některé typy odpadů se jeví jako hodnotná paliva, jedná se například o plasty a pryž. Problematičtější typem odpadu je například komunální odpad a vlhké a spékavé odpady. Obtížně spalitelné odpady se proto mísí s odpady dobře spalitelnými, které zaručí trvalé hoření za použití ještě přídavného paliva (Kudelová et al., 1999). Stejně, jako při spalování uhlí, tak i díky spalování odpadu se vyrábí elektrická energie, teplo a pára. V některých zemích světa, jako je Japonsko, Dánsko, Švédsko atd., je spalování odpadu hlavním způsobem, jak odpady využívat (Pan et al., 2013) a zároveň se považuje za populární metodu, jak s komunálními odpady nakládat. Efektivní je to hlavně v místech, kde je vysoká hustota obyvatel a prostory pro skládky jsou značně omezené. Spalováním odpadů dochází k jejich termickému

zneškodnění, hygienizaci a podstatnému zmenšení hmotnosti, hlavně však objemu a to až o 90 %. (Shi et al., 2009a; Řezníček, 1990).

2.9.3 Spalování uhlí a alternativních paliv

Fečko et al. (2003) ve své knize uvádějí, že v současnosti dochází v řadě zemí Evropské unie ke kombinovanému spalování uhlí a alternativních paliv. To částečně ovlivňuje chování prvků během spalovacího procesu. Prokázala se závislost mezi vazbou prvků a velikostí spalovaného alternativního paliva, ale také změny v přechodu těkavé fáze – kondenzace. Jelikož většina alternativních paliv obsahuje vyšší koncentraci těžkých kovů, je studium jejich chování při vzniku popelů velmi významné.

2.10 Typy popílků

2.10.1 Popílek z metalurgie (hutnictví)

Metalurgické kombináty patří z hlediska tuhých exhalátů mezi nejzávažnější znečišťovatele nejen ovzduší. Nejvíce prachových částic a popílku vzniká z výroby surového železa (vysoké pece a aglomerace), výroba oceli (kyslíkové konvertory a tandemové nebo dvounístějové pece), koksovny, slévárny, kuplovy, výroba ferroslitin a pomocné provozy (Kolář, 1999). Prachové exhaláty obsahují práškové železo, oxidy železa, oxid křemičitý, manganičitý, vápenatý a hlinitý. Popílký, které z těchto výrobních procesů vznikají, obsahují velké množství kovových a anorganických nečistot (Vítková et al., 2009a). Účinnost filtračních systémů v metalurgických kombinátech je velmi vysoká (99,85 %), avšak i přesto se může určité množství zbytků uvolňovat a usazovat do životního prostředí (Vítková et al., 2009a). Hutní prach a popílek zároveň představuje nejvyšší riziko znečištění (Vítková et al., 2013b.). Půdy kontaminované exhaláty metalurgických provozů trpí snížením mikrobiální činnosti a sníženou mobilitou půdního fosforu a zvýšením železitých fosfátů v půdě (Kolář, 1999).

2.10.2 Popílek z energetiky

V České republice je výroba energie stále závislá na spalování uhlí. Díky spalování uhlí vzniká odpad v podobě škváry popela a popílku. Popílek je nejjemnější část, zachycovaná v odstředivých a elektrostatických odlučovačích (Kolář, 1999). Spad popílku z elektrárenských komínů je poměrně malý, jelikož současné elektrárny jsou technologicky vybaveny odlučovači, které mají velmi vysokou účinnost. Podstatně větší koncentrace prachu v ovzduší se projevuje v okolí uhelných skládek a uložišť tuhých zbytků (Teysler, 1988). Popílky jsou ovšem vždy zdrojem nebezpečných kovů. Obecně mají téměř všechny vysoký obsah arsenu, boru, ale také aktivního železa a hliníku, které blokují mobilní fosfor v půdě. Popílku se například v České republice produkuje mnohem více než v průmyslové Anglii, jelikož naše uhlí, zvláště hnědé, je méně kvalitní. Uhlí má nízký obsah prachové hořlaviny a vysoký obsah popele (Kolář, 1999). Tento popílek je průmyslově vedlejším produktem, který se považuje za znečišťující látku, jež představuje zátěž pro životní prostředí (Vassilev et al., 2005).

2.10.3 Popílek ze spaloven komunálního odpadu

Huang et al. (2011) uvádějí, že během procesu spalování tuhého komunálního odpadu vzniká velké množství popílku, které obsahuje chloridy, nebezpečné kovy (Zn, Pb, Hg, Cu, Cr, Cd, Ni atd.), rozpustné soli a organické látky (toxické dioxiny). Velikost částic popílku se pohybuje od < 10 až $50 \mu\text{m}$ (Pan et al., 2013). Popílky představují vážnou hrozbu pro své okolí a jejich správný způsob likvidace je velice nezbytný (Shi et al., 2009a). Nebezpečné kovy, které jsou obsaženy v popílku, jako například Cd a Pb, jsou snadno vyluhovatelné, a mohou tak kontaminovat půdu a podzemní vodu. To představuje vysoké potenciální riziko pro životní prostředí a lidské zdraví. Proto je popílek po spalování tuhého komunálního odpadu klasifikován, jako nebezpečný odpad (Pan et al., 2013).

2.11 Vlastnosti popílku ze spalování uhlí

Popílky jsou charakterizovány fyzikálními, chemickými a morfologickými vlastnostmi. Dále jsou charakterizovány chemickým a mineralogickým složením

Mezi důležité parametry se řadí obsah nespalitelného podílu, granulometrie, obsah cenosfér a plerosfér, hustota, měrný povrch. Dále sem řadíme zastoupení krystalické a amorfni fáze, obsah magnetických minerálů, povlaky na povrchu částic, zastoupení majoritních a minoritních prvků (Fečko et al., 2003; Blanco et al., 2005). Mineralogické, fyzikální a chemické vlastnosti popílku závisí na povaze spalovaného uhlí (Pandey et al., 2009). Popílek tedy přejímá minerální složení z uhlí, které je spalováno. Dále záleží na podmínkách a charakteru spalování. Charakter spalovacích procesů má význam na vazbu prvků do popelovin (Kudelová et al., 2000; Fečko et al., 2003).

2.11.1 Mineralogické vlastnosti popílku

Ahmaruzzaman (2010) uvádí, že mineralogické složení popílku závisí na geologických faktorech, které se odvíjí od způsobu vzniku popílku, geologických podmínek ukládání a tvorby uhlí. Složení je také dáno stupněm jejich tepelné přeměny (Fečko et al., 2003). Při vlastním spalování jsou veškeré mineralogické složky vystaveny různě dlouhou dobu vysokým teplotám a zároveň mohou procházet oxidačním nebo redukčním prostředím (Růžičková et al., 1983). V popílcích z černého uhlí je krystalická fáze zastoupena kolem 10 %. Popílků z výtavných ohnišť obsahují méně než 15 %. Obsah krystalické fáze v popílku závisí na velikosti zrn prachového uhlí. Popílků z černého a hnědého uhlí z výtavných a práškových granulacních kotlů obsahují hlavní skupiny minerálních látek. Jsou to (Fečko et al., 2003):

- vodnaté silikáty a alumosilikáty,
- minerály železa (magnetit, maghemit, hematit),
- karbonátové skupiny, např. kalcit, siderit,
- akcesorické minerály, např. křemen a cristobalit,
- skelná fáze, jejichž obsah závisí na podmínkách spalování,
- zbytky nespáleného uhlí.

2.11.2 Fyzikální vlastnosti popílků

Jak uvádí Růžičková (1983) popílky jsou složeny z částic různé velikosti a tvaru. Většina fyzikálních a chemických vlastností popílků závisí na velikosti zrn. Velikost popílkových zrn se pohybuje ve velmi širokém intervalu od 0,1 až 100 μ m. V závislosti na podmínkách spalování z jedné uhelné částice vzniká až 30 částic popílku. Množství popílkových částic je do jisté míry závislé na velikosti původní částice uhlí. Z toho vyplývá, že zrnitostní rozdělení vznikajících popílků, je do značné míry závislé na zrnitosti spalovaného uhlí (Fečko et al., 2003). Barva popílku bývá od světle šedé až po černou podle toho, je-li v uhlí obsažena břidlice (barva světlá) nebo pyrit (barva tmavá). Měrná hmotnost a zejména sypná objemová hmotnost popílků kolísá v poměrně širokých mezích. Závisí na typu spalování a stavu mlýnů, na druhu a jemnosti paliva a způsobu spalování, dále pak na typu a stavu odlučovacího zařízení. Tyto okolnosti stejným způsobem ovlivňují i zrnitost popílků (Růžičková et al., 1983). Měrný povrch je významný pro posuzování vyluhovatelnosti různých druhů popílků. Velikost měrného povrchu je ovlivňována množstvím nedopalu. Částice nedopalu mají charakter koksu, jsou vysokopórovité. Měřením se stanovuje jejich vnitřní a vnější povrch. Proto je u popílků s vyšším obsahem spalitelných látek obvykle stanovený větší měrný povrch než u popílků s nízkým obsahem nedopalu (Fečko et al., 2003).

2.11.3 Chemické vlastnosti popílku

Dle chemického složení se popílek skládá především z oxidu křemičitého, oxidu hlinitého, oxidu železitého, oxidu vápenatého s různě velkým množstvím nespáleného uhlíku (organických látek) (Mishra et al., 2010). Mishra et al. (2010), také uvádějí, že chemické vlastnosti uhelného popílku jsou ovlivněny do značné míry geologickými a geografickými charakteristikami ložiska uhlí. Různé chemické složení vyplývá i z toho, že při vlastním spalování jemně mletého paliva jsou všechny mineralogické složky vystaveny různě dlouhou dobu vysokým teplotám a mohou navíc procházet oxidačním nebo redukčním prostředím. Vzhledem k velmi krátké době průchodu spalovaných částic vysokou teplotou ohnišť dochází k jejich roztavení a tím k reakci v kapalně fázi jen na povrchu. Popílky obsahují mimo nerostných zbytků i zbytky původního či do různého stupně přeměněného paliva.

Chemické složení ovlivňuje i měrný prachový odpor částic, který je velmi důležitý pro odlučování prachu v elektrických odlučovačích (Fečko et al., 2003).

2.11.4 Morfolofie částic popílku

Morfologie popílku se odvíjí od teploty spalování. Morfologie částic, které prošly tepelným procesem, se liší od morfologie částic přírodního charakteru. Základními určujícími činiteli morfologie nově vznikajících a termicky transformovaných částic popílků jsou především:

- chemické a prvkové složení uhelné vsázky,
- mineralogické složení uhelné vsázky,
- distribuce anorganických příměsí v uhelné vsázce,
- zrnitostní složení vsázky,
- teplotní režim a doba zdržení jednotlivých částic ve spalovacím zařízení.

Popílků jsou všeobecně morfologicky nehomogenní. Obsahují částice:

- nespáleného uhlí – nedopalu
- vitricko-alumosilikátových a oxidických sloučenin

Tvar nedopalu částic podléhá macerálovému složení uhlí. Popílků vznikají spalováním uhelné vsázky v granulačních a výtavných kotlích. Vzhledem k teplotě spalování obsahují zaoblené a sférické částice, přičemž u popílků z fluidních kotlů si většinou částice zachovávají tvar původních zrn, i když výjimečně se vyskytují i zaoblené částice. Morfologii částic popílku je ovlivněna i spalovacím zařízením (Fečko et al., 2003).

3. Cíl práce

Cílem práce je posoudit rizika kontaminace půd kovy v důsledku interakce poléťavého popílku ze spaloven komunálního odpadu a tepelných elektráren s čistými půdními horizonty za definovaných podmínek inkubace.

4. Metodika

4.1 Původ popílků

Jako experimentální materiály byly použity popílký ze spalovny komunálních odpadů Malešice a hnědouhelných elektráren Prunéřov. Celkem jsme získali dva vzorky popílků.

4.2 Tepelné elektrárny Prunéřov

Hnědouhelné elektrárny Prunéřov dominují severozápadu Čech. Zároveň jsou největším elektrárenským komplexem v České republice a největším dodavatelem elektřiny. Leží v blízkosti obcí Chomutov, Jirkov a Klášterec nad Ohří, jimž dodávají teplo. Elektrárny Prunéřov I a Prunéřov II byly odsířeny metodou tzv. mokré vápencové vypírky. V rámci technologického uspořádání jsou elektrárny tvořeny dvěma celky, které jsou postaveny v blokovém uspořádání. Prunéřov I, byla uvedena do provozu roku 1967 až 1968. Prunéřov II, nejmladší uhelná elektrárna ČEZ, a.s., byla postupně uvedena do provozu v letech 1981 až 1982. Zdrojem technologické vody je řeka Ohře, která územím severozápadních Čech protéká. Palivo, které elektrárna využívá je energetické hnědé uhlí. Uhlí se těží v lomech Dolů Nástup Tušimice (Skupina ČEZ, 2013).

4.2.1 Fyzikální vlastnosti popílku z elektráren Prunéřov

Tab. 4 Fyzikální vlastnosti popílku (sesyp výroby, analytický stav), (Jaroš, 2012)

Legenda		Vzorek (průměr)
voda v původním vzorku	%	0,125
spalitelné látky	%	1,700
ztráta žiháním (ČSN 720103)	%	2,245
pH vodního výluhu	-	6,790
Obsah vodorozp. solí	%	0,475
sypná hmotnost	kg/m ³	770,000
setřesná hmotnost	kg/m ³	1041,000
měrná hmotnost	kg/m ³	2470,500
obsah celkové síry S celk	%	0,225
ztráta žiháním (ČSN-EN 196-2)	%	2,065
úhel skluzu popílku (anal.vz)	st.	36,000
úhel skluzu popílku (pův.vz)	st.	34,500

4.2.2 Chemické složení popílku z elektráren Pruněřov

Tab. 5 Chemické složení popílku z elektráren Pruněřov (Jaroš, 2012)

Chemické složení popílku			
Kovy	extrahovatelný obsah	Kovy	celkový obsah
	X/ mg/kg		X / mg/kg
As	46,10	As	47,050
Be	1,63	B	237,000
Cd	0,12	Ba	695,000
Co	3,39	Be	6,100
Cr	4,90	Cd	<2,0000
Cu	31,40	Co	43,000
Mn	100,00	Cr	193,000
Mo	2,57	Cu	110,500
Ni	7,40	Hg	0, 12950
Pb	1,10	Mo	8,860
V	133,00	Ni	115,500
Zn	14,70	Pb	40,500
		Sn	<20,000
		V	320,500
		Zn	206,000

4.3 Spalovna komunálního odpadu Malešice

Spalovna Malešice leží ve středních Čechách v Pražské části Malešice, Štěrboholy. Byla uvedena do provozu roku 1998. Spalovna využívá tuhý komunální odpad z celé Prahy, jako palivo pro výrobu tepelné i elektrické energie. Spalovnou projde ročně asi 320 000 tun komunálního odpadu. Spálením odpadu se radikálně sníží jeho závadnost (zneškodní se veškeré patogenní látky a organické sloučeniny) a zároveň se snižuje i jeho objem (až na 10 % původního objemu) a váha (až na 28 % původní váhy). Technologické zařízení tvoří čtyři kotle s válcovými rošty. Každý kotel je schopen spálit 15 tun odpadu za hodinu a má vlastní samostatnou linku na čištění spalin mokrou metodou (BRESON a.s.).

Popílek je posledním produktem, který ve spalovně vzniká. Ten je zařazen mezi nejproblematictější složku, jelikož má nebezpečné vlastnosti. Celkem vznikne za rok cca 5 000 t popílku, který se následně zalévá do rychle tuhnoucí směsi a je ukládán na skládku (BRESON a.s.).

4.3.1 Chemické složení popílku ze spalovny Malešice

Tab. 6 Chemické složení popílku ze spalovny Malešice (Baloch, 2013)

Chemické složení popílku		
Kovy	mg/kg sušiny	
	2012 1-2	2012 2-2
Ag	16,8	8,54
As	49,7	30,7
Au	<5,0	<5,0
Ba	278	100
Cd	206	179
Co	20	27,9
Cr	67,7	112
Cu	581	739
Hg	28,2	0,968
Mo	9,55	9,62
Ni	26	51,4
Pb	2380	3100
Se	<5,0	<5,0
Zn	14700	15300

4.4 Základní informace, vzorky půdy

4.4.1 Lokalita odběru vzorků půdy

Místa odběru vzorku byla situovaná na jih Čech. Jižní Čechy byly vybrány záměrně, díky absenci rozsáhlejšího průmyslu na tomto území. Jedná se tak o neznečištěnou oblast. Podrobnější lokality odběru vzorků jsou znázorněné dle souřadnic: N48°57.926'; E14°14.564'; N48°59.737'; E14°10.919'.

4.4.2 Charakteristika vzorků půdy

Byly odebrány vzorky půdy z listnatého a jehličnatého lesa. V jehličnatém lese dominoval růst Smrku ztepilého (*Picea abies* L.) a v lese listnatém dominoval růst Buku lesního (*Fagus sylvatica* L.).

Z každého typu lesa byly odebrány dva půdní horizonty. Nejdříve vrstva částečně (F) rozloženého půdního humusu (tzv. fermentační) a následně vrstva zcela (H) rozloženého, organického humusu (tzv. humifikační).

Celkem byly odebrány 4 vzorky půdy, které byly sušeny do konstantní hmotnosti, a následně homogenizovány, (vzorky nebyly síťovány, aby se zachovaly přirozené půdní vlastnosti).

Tab. 7 Fyzikálně chemické vlastnosti půdy (Chrastný et al., 2012)

Les	Horizont	pH	pH	celkový obsah	kationtová
		H ₂ O	KCl	C	výměna
	hloubka v cm			%	(cmol kg⁻¹)
jehličnatý	F (1-3)	4.2	4.1	47.5	134
	H (3-7)	3.6	3.0	31.3	123
listnatý	F (1-5)	5.3	5.1	38.9	114
	H (5-9)	4.1	3.9	11.1	82.5

Tab. 8 Fyzikálně - chemické vlastnosti půdy (Chrastný et al., 2012)

Les	Horizont	Ve vodě rozpustný C	V horké vodě rozpustný C
	hloubka v cm	(mg C g ⁻¹)	(mg C g ⁻¹)
jehličnatý	F (1-3)	7.78	19.1
	H (3-7)	3.78	13.3
listnatý	F (1-5)	10.2	15.8
	H (5-9)	2.39	6.20

4.5 Inkubační experiment

4.5.1 Časový horizont experimentu

Aby bylo možné sledovat vyluhovatelnost kovů z popílků v organických půdních horizontech, je nutné provést inkubační experiment v delším časovém horizontu. Inkubace popílku v lesní půdě trvala 0 - 4 měsíce. Experimenty (chemické analýzy) byly prováděny 2 a 4 měsíce od inkubace popílku.

4.4.2 Použité chemikálie

- Deonizovaná voda
- Kyselina dusičná - koncentrovaná HNO₃ (Merck, suprapure)
- Kyselina Chlorovodíková- koncentrovaná HCl (Merck, suprapure)

4.4.3 Použité přístroje a pomůcky

- Filtrační papír (Whatmann, teflon, 0,45μm)
- Polyethylenové lahve 250 ml
- Běžné laboratorní sklo

- Analytické váhy
- Třepačka
- Centrifuga
- CEM SP-D- Discover Plus - zařízení pro mikrovlnný rozklad
- ICP-OES - optický emisní spektrometr s indukčně vázaným plazmatem

4.4.4 použité zkratky ve výzkumu

- J - Jehličnatý les
- L - Listnatý les
- O - Opad (Pro účely experimentu jsme vrstvu F (fermentační) označili písmenem O)
- H - Humus
- M - Malešice (popílek z Malešic)
- P - Pruněřov (popílek z Pruněřova)
- 1 - analýzy po 2 měsíci
- 2 - analýzy po 4 měsíci

4.4.5 Příprava vzorků k experimentu

Měli jsme k dispozici 4 vzorky půdy z listnatého a jehličnatého lesa. Každý vzorek byl rozdělen na 4 díly o hmotnosti 10 g, které byly odváženy na analytických vahách a vloženy do polyethylenových nádob uzavíratelných víčkem. Každý připravený vzorek byl vyhotoven duplikátně. Celkem bylo připraveno 16 vzorků k experimentu. Do půd v polyethylenových nádobách byly přidány popílký ze spalovny a elektrárny. Na analytických vahách bylo naváženo $\pm 0,5$ g popílků, které byly zaletovány do filtračních membrán s definovanou porozitou ($0,45 \mu\text{m}$, definice rozpuštěných látek). Půdy s popílkem byly provlhčeny deionizovanou vodou a nechány v temnu v místnosti o konstantní teplotě (20°C). Připravené vzorky v polyethylenových nádobách byly dvakrát týdně provzdušňovány, aby se nehromadil v nádobách oxid uhličitý, který by mohl vzorky okyselovat. Zároveň byly vzorky pravidelně provlhčovány. Toto provlhčení bylo udržováno na 60 % nasycení vodou, to odpovídá běžně pozorovatelným reálným vlhkostním podmínkám půdního systému.

4.5 Vlastní experiment

4.5.1 Vodný výluh

Experiment vodného výluhu slouží ke zjištění mobility kovů uvolňujících se z popílků. Z každého vzorku, který byl připraven k experimentu, byly na analytických vahách naváženy 3g půdy ($\pm 0,02$), které byly dány do nádoby s víčkem a zality 30 ml. deionizované vody. Uzavřené nádoby se vzorky, byly vloženy do třepačky na 2 hodiny, následně centrifugovány 10 min. (3 600 otáček). Vzniklý vodný výluh byl filtrován. Pomocí stříkačky bylo odebráno 15 ml vodné fáze, okyseleno koncentrovanou HNO_3 na 2% roztok (v/v). Takto byl připravený výluh stanovení prvků metodou optické spektrofotometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES).

4.5.2 Výluh obrácenou lučavkou

Obsah prvků v půdách byl stanoven z roztoku, po výluhu obrácenou lučavkou královskou. Bylo naváženo 0,25 g půdních vzorků, do kterých byla přidána směs kyselin HNO_3 a HCl v pomětu, 3:1 (obrácená lučavka). Takto připravené vzorky byly extrahovány v uzavřeném systému (zařízení pro mikrovlnný rozklad, CEM SP-D- Discover Plus). Extrakce vzorku probíhala při teplotě 200°C , maximální tlaku 27,6 bar, příkonu 600 W za použití nádobek quartz (křemenné sklo). Celý proces bylo možné za pomoci počítače automaticky kontrolovat. Extrakty byly odpařeny do sucha, následně byl odparek rozpuštěn v 5 ml HNO_3 a převeden do 25 ml baňky. Vzorky byly analyzovány na ICP-OES.

5. Výsledky

5.1 Presentace výsledků

Výsledky v grafech jsou prezentovány jako medián z duplikátů analyzovaných vzorků.

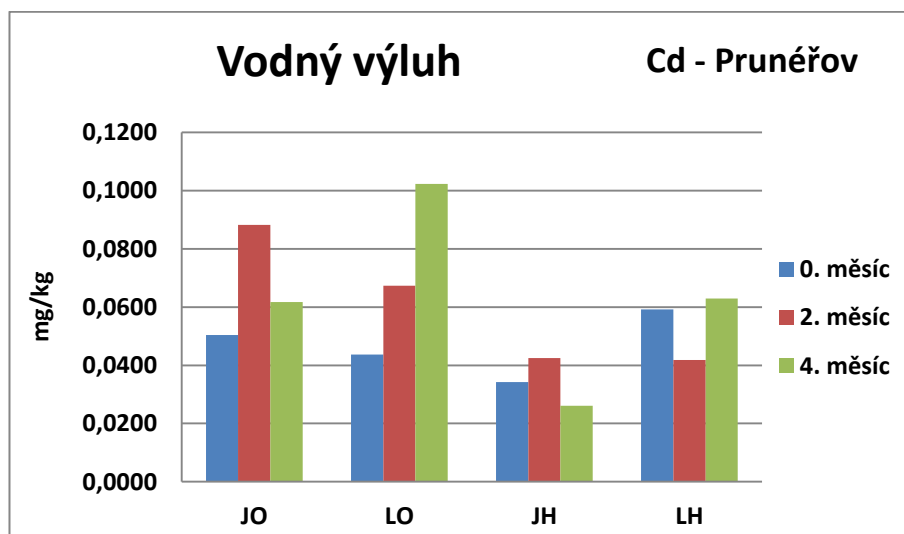
5.2 Seznam zkratk použitých v grafu

- **JO** - Jehličnatý les, horizont opadu
- **LO** - Listnatý les, horizont opadu
- **JH** – Jehličnatý les, horizont humusu
- **LH** – listnatý les, horizont humusu

5.3 Cd – Kadmium

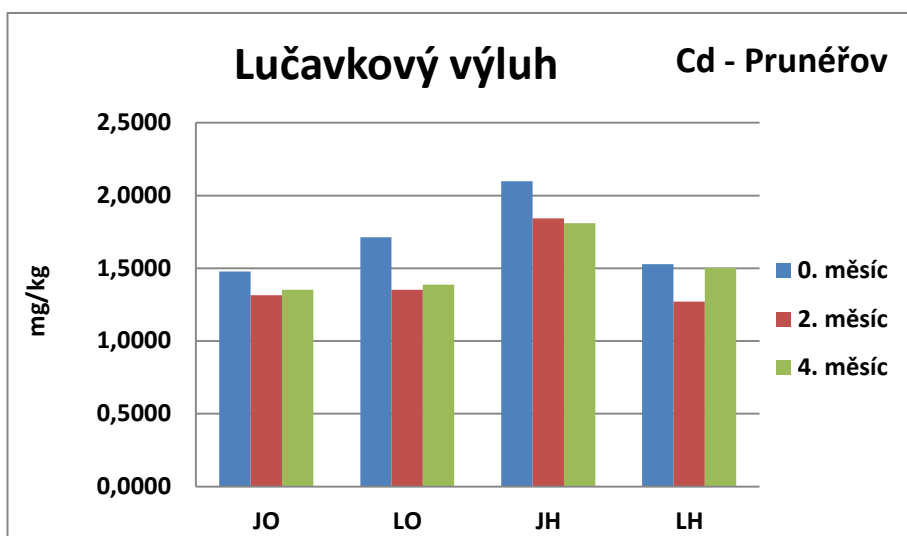
Cd - Kadmium Pruněřov

Graf 1: Vodný výluh - Cd



Při loužení popílku (Pruněřov) se Cd extrahovalo (mobilizovalo) znatelně více ve 2. měsíci při inkubaci v opadu jehličnatého lesa a 4. měsíci opadu listnatého lesa. Při porovnání extrahovatelnosti Cd v úplně fermentovaném humusu jehličnatého a listnatého lesa (vzorky JH a LH) je patrné, že Cd v těchto horizontech v porovnání s horizonty opadu vykazovalo o něco menší mobilitu. Tento jev je možné přičíst zvýšené sorpci Cd v horizontech s vyšším sorpčním komplexem, navzdory nižšímu pH, na základě něhož by byla spíše očekávaná desorpce.

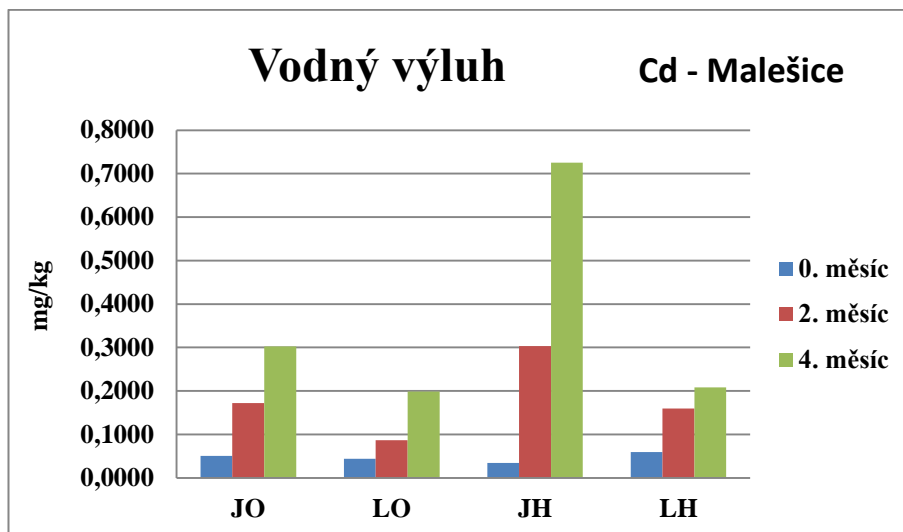
Graf 2: Výluh obrácenou lučavkou - Cd



U všech vzorků v 0. měsíci je znatelná nehomogenita materiálu. Koncentrace Cd je ve všech inkubovaných horizontech poměrně vyrovnaná. Porovnáním množství Cd, kterého bylo v důsledku inkubace vylouženo z vodného a lučavkového výluhu, je patrná vyšší retence Cd v horizontech nadložního humusu. Nejvíce Cd bylo detekováno ve vodném výluhu opadu listnatého lesa ($0,1 \text{ mg/kg}^{-1}$), zatímco ve výluhu lučavky královské ve stejném vzorku (inkubace po 4 měsících) bylo naměřeno cca $1,4 \text{ mg/kg}^{-1}$ (grafy 1 a 2). Mobilizovatelný podíl tedy představuje pouze 7% celkového Cd, kterého se z popílku vyloužilo.

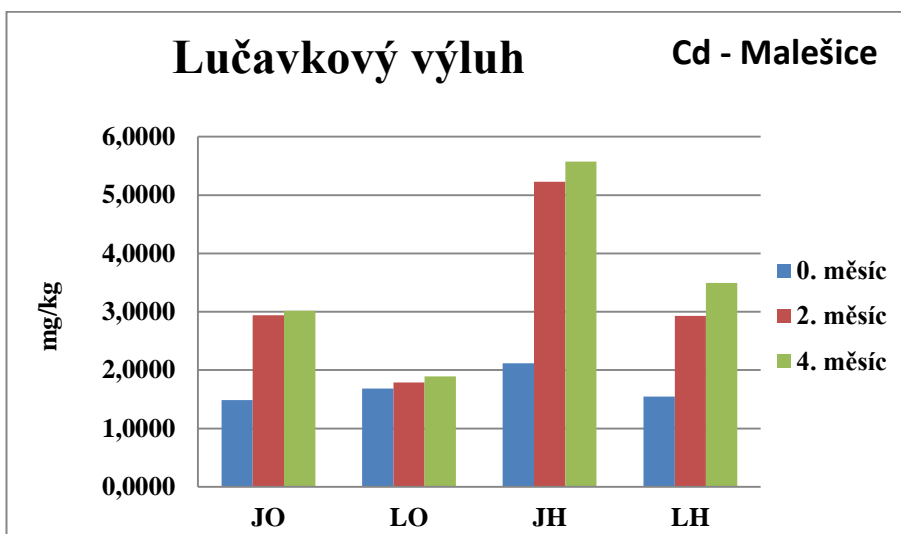
Cd – Kadmium Malešice

Graf 3: Vodný výluh - Cd



Při loužení popílku (Malešice) se Cd extrahovalo (mobilizovalo) znatelně více ve 2. a 4. měsíci při inkubaci v úplně fermentovaném humusu jehličnatého lesa. Při porovnání extrahovatelnosti Cd v jehličnatém a listnatém lese, je znatelné že se Cd mobilizovalo více v půdních horizontech jehličnatého lesa (vzorky JO, JH). Rychlejší mobilizace Cd souvisí s nižším pH, které jehličnaté lesy vykazují.

Graf 4: Výluh obrácenou lučavkou -Cd

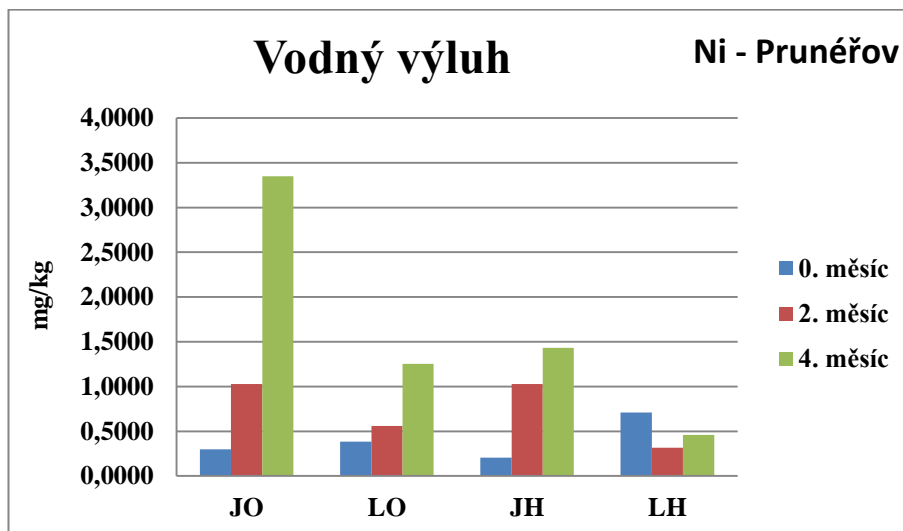


Porovnáním množství Cd, kterého bylo v důsledku inkubace vylouženo z vodného a lučavkového výluhu je patrná vyšší retence Cd v horizontech opadu. Více Cd bylo detekováno ve vodném výluhu humusu jehličnatého lesa ($0,7 \text{ mg/kg}^{-1}$), zatímco ve výluhu lučavky královské u stejného vzorku (inkubace po 4 měsících) bylo naměřeno $5,6 \text{ mg/kg}^{-1}$ (graf 3 a 4) mobilizovatelný podíl tedy představuje 13 % celkového Cd, kterého se z popílku vyloužilo.

5.4 Ni - Nikl

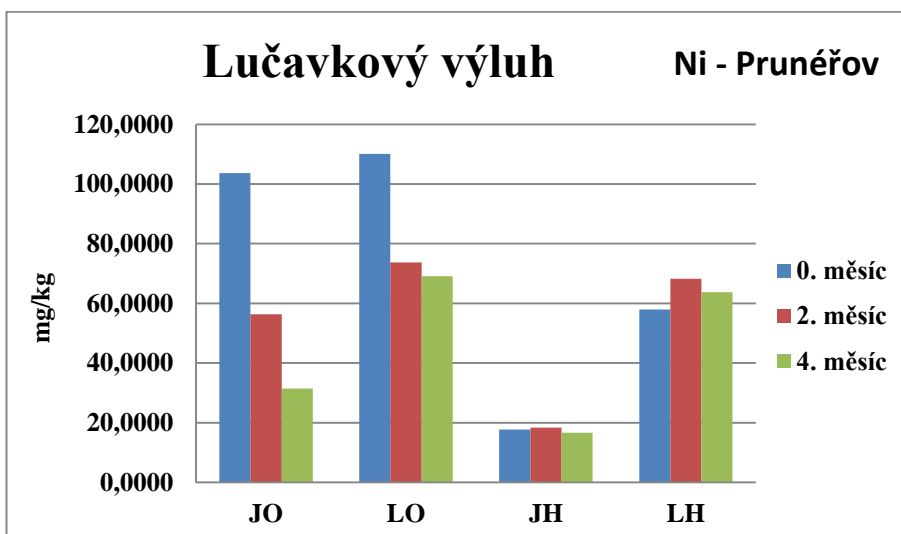
Ni – Nikl Pruněřov

Graf 5: Vodný výluh - Ni



Při loužení popílku (Pruněřov) se Ni extrahoval (mobilizoval) vždy více ve 4. měsíci v opadu, fermentovaném humusu jehličnatého a listnatého lesa. Při porovnání extrahovatelnosti Ni v úplně fermentovaném humusu jehličnatého a listnatého lesa (vzorky JH a LH) je patrné, že Ni v těchto horizontech v porovnání s horizonty opadu vykazoval o něco menší mobilitu. Tento jev je možné přičíst zvýšené sorpci Ni v horizontech s vyšším sorpčním komplexem, navzdory nižšímu pH, na základě něhož by byla spíše očekávaná desorpce. V horizontech listnatého lesa bylo extrahováno nižší množství Ni než v odpovídajících horizontech jehličnatého lesa.

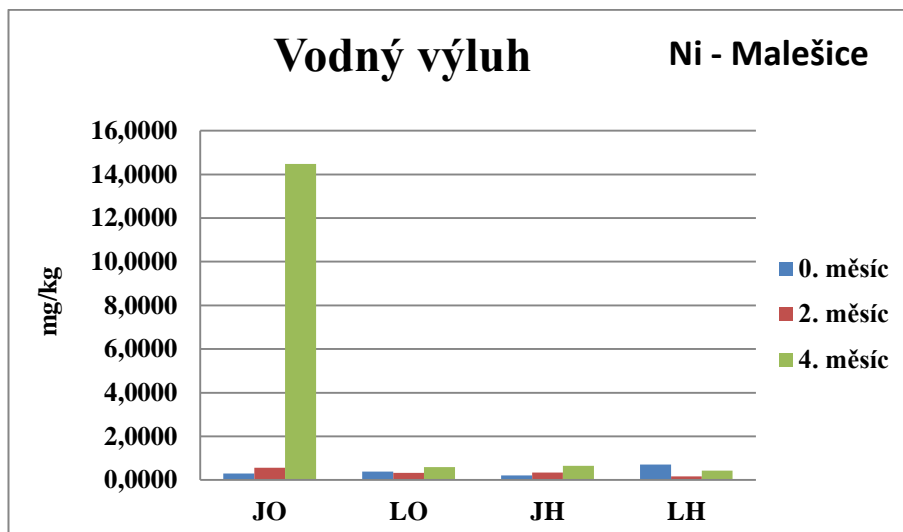
Graf 6: Výluh obrácenou lučavkou - Ni



U vzorků v nultém měsíci (slepý pokus) je patrná nehomogenita materiálu. Koncentrace Ni je znatelně vyšší v půdních horizontech lesa listnatého (vzorky LO, LH) oproti půdním horizontům lesa jehličnatého (vzorky JO, JH). Porovnáním množství Ni, kterého bylo v důsledku inkubace vylouženo z vodného a lučavkového výluhu je patrná vyšší retence Ni v horizontech fermentovaného humusu (vzorky JH, LH). Nejvíce Ni bylo detekováno ve vodném výluhu opadu jehličnatého lesa ($3,3 \text{ mg/kg}^{-1}$) zatímco ve výluhu lučavky královské ve stejném vzorku (inkubace po 4 měsících) bylo naměřeno $31,4 \text{ mg/kg}^{-1}$ (graf 5 a 6). Mobilizovatelný podíl tedy představuje 11 % celkového Ni, kterého se z popílku vyloužilo.

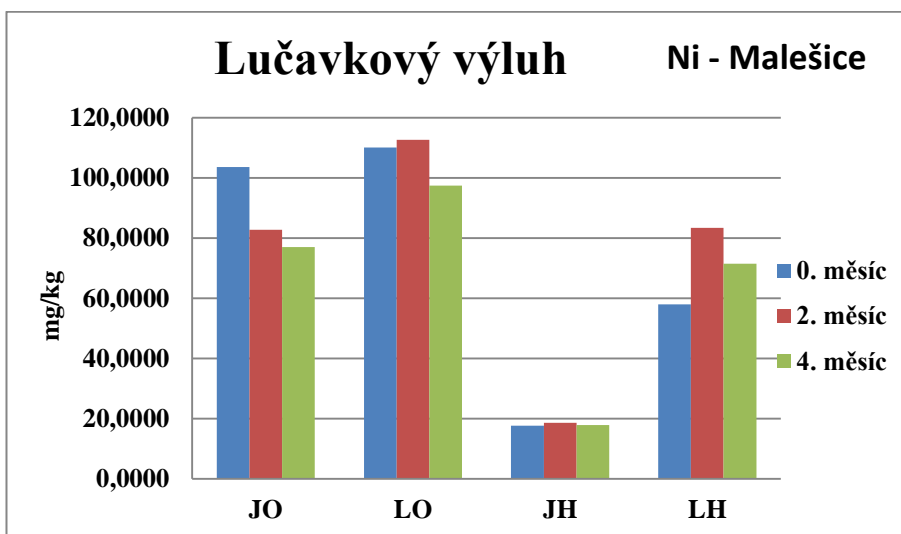
Ni – Nikl Malešice

Graf 7: Vodný výluh – Ni



Koncentrace vodného výluhu Ni je ve všech inkubovaných horizontech poměrně vyrovnaná, vyjma 4. měsíce opadu jehličnatého lesa (vzorek JO), zde je patrná nehomogenita materiálu nebo možná kontaminace. Při loužení popílku (Malešice), bylo Ni detekováno vždy více ve 4. měsíci u jehličnatého a listnatého lesa horizontu opadu a fermentovaném humusu. Při porovnání extrahovatelnosti Ni v úplně fermentovaném humusu jehličnatého a listnatého lesa (vzorky JH a LH) je patrné, že Ni v těchto horizontech v porovnání s horizonty opadu vykazoval o něco menší mobilitu. Tento jev je možné přičíst zvýšené sorpci Ni v horizontech s vyšší sorpčním komplexem, navzdory nižšímu pH, na základě něhož by byla spíše očekávaná desorpce.

Graf 8: Výluh obrácenou lučavkou- Ni

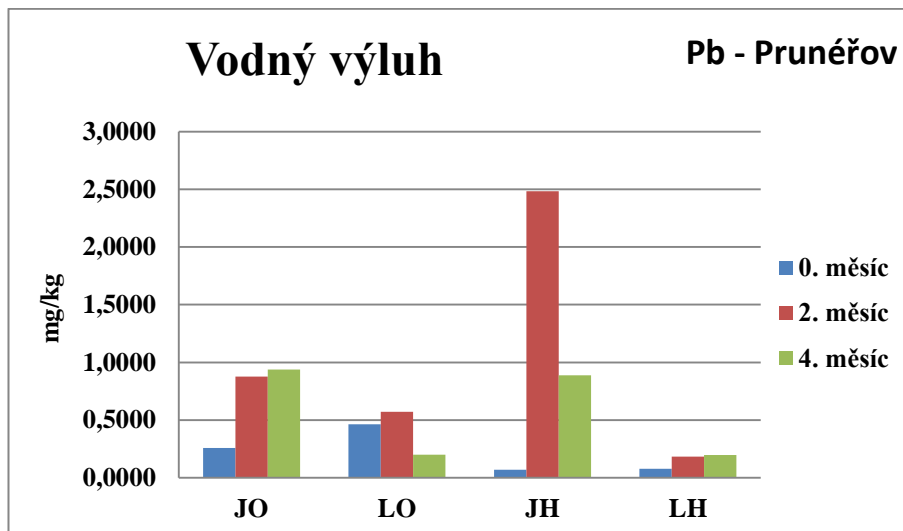


U vzorku (JO) v nultém měsíci je patrná nehomogenita materiálu. Koncentrace Ni je znatelně vyšší v půdních horizontech lesa listnatého (vzorky LO, LH) oproti půdním horizontům lesa jehličnatého (vzorky JO, JH). Porovnáním množství Ni, kterého bylo v důsledku inkubace vylouženo z vodného a lučavkového výluhu je patrná vyšší retence Ni v horizontech fermentovaného humusu (vzorky JH, LH). Nejvíce Ni bylo detekováno ve vodném výluhu fermentovaného humusu jehličnatého lesa ($0,6 \text{ mg/kg}^{-1}$), zatímco ve výluhu lučavky královské ve stejném vzorku (inkubace po 4 měsících) bylo naměřeno $17,9 \text{ mg/kg}^{-1}$ (graf 7 a 8). Mobilizovatelný podíl tedy představuje 3% celkového Ni, kterého se z popílku vyloužilo.

5.5 Pb - Olovo

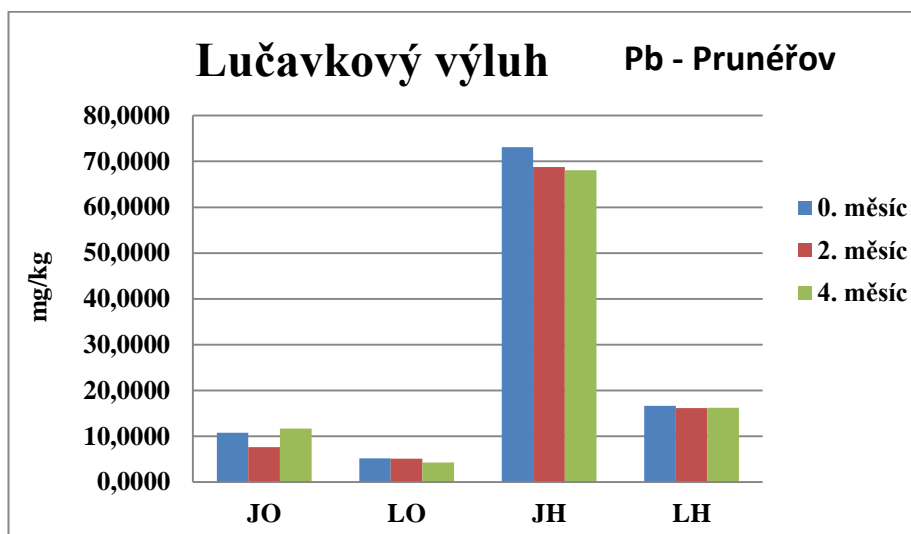
Pb - Olovo Pruněřov

Graf 9: Vodný výluh - Pb



Při loužení popílku (Pruněřov) se olovo extrahovalo (mobilizovalo) ztelně více ve 2. měsíci při inkubaci v úplně fermentovaném humusu jehličnatého lesa (vzorek JH). Při porovnání extrahovatelnosti Pb v úplně fermentovaném humusu jehličnatého a listnatého lesa (vzorky JH a LH) je patrné, že Pb v těchto horizontech v porovnání s horizonty opadu vykazovalo mnohonásobně menší mobilitu. Tento jev, který byl zaznamenán u předešlých grafů (graf 1, 5 a 7) je možné opět přičíst ke zvýšené sorpci Pb v horizontech s vyvinutým sorpčním komplexem (vzorky JO, LO) navzdory nižšímu pH, na základě něhož by byla spíše očekávaná desorpce.

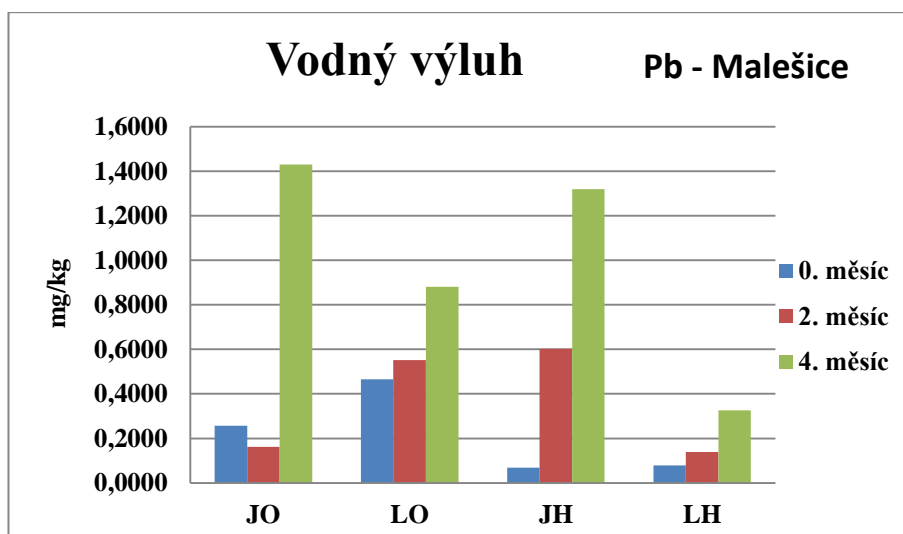
Graf 10: Výluh obrácenou lučavkou - Pb



Porovnáním množství Pb, kterého bylo v důsledku inkubace vylouženo z vodného a lučavkového výluhu je patrná vyšší retence Pb v horizontech nadložního humusu (vzorek JO, LO). Nejvíce Pb bylo detekováno ve vodném výluhu úplně fermentovaném humusu jehličnatého lesa ($2,5 \text{ mg/kg}^{-1}$), zatímco ve výluhu lučavky královské ve stejném vzorku (inkubace po 2 měsících) bylo naměřeno $68,8 \text{ mg/kg}^{-1}$ (graf 8 a 10). Mobilizovatelný podíl tedy představuje 4 % celkového Pb, kterého se z popílku vyloužilo.

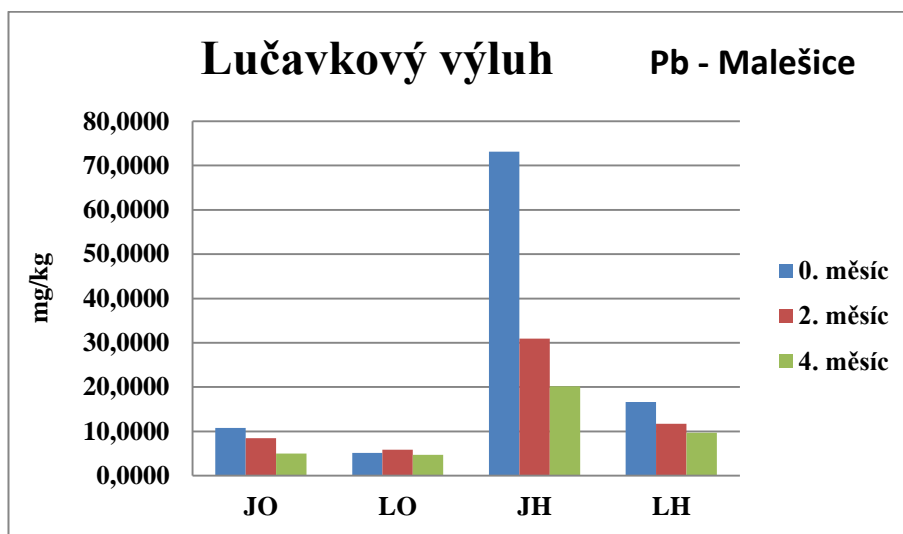
Pb – Olovo Malešice

Graf 11: Vodný výluh - Pb



Při loužení popílku (Malešice) se Pb extrahovalo (mobilizovalo) ztelně více ve 4. měsíci při inkubaci v opadu jehličnatého lesa, a 4. měsíci fermentovaném humusu jehličnatého lesa. pH. Při porovnání extrahovatelnosti Pb v úplně fermentovaném humusu jehličnatého a listnatého lesa (vzorky JH a LH) je patrné, že Pb v těchto horizontech v porovnání s horizonty opadu vykazovalo o něco menší mobilitu. Tento jev je spojen s možnou vyšší sorpcí Pb v horizontech nadložního humusu, navzdory nižšímu pH, na základě něhož by byla spíše očekávaná desorpce. Je patrné, že mobilita Pb je celkově vyšší u horizontů jehličnatého lesa (vzorek JO, JH) s porovnáním horizonty listnatého lesa (vzorek LO, LH).

Graf 12: Výluh obrácenou lučavkou - Pb

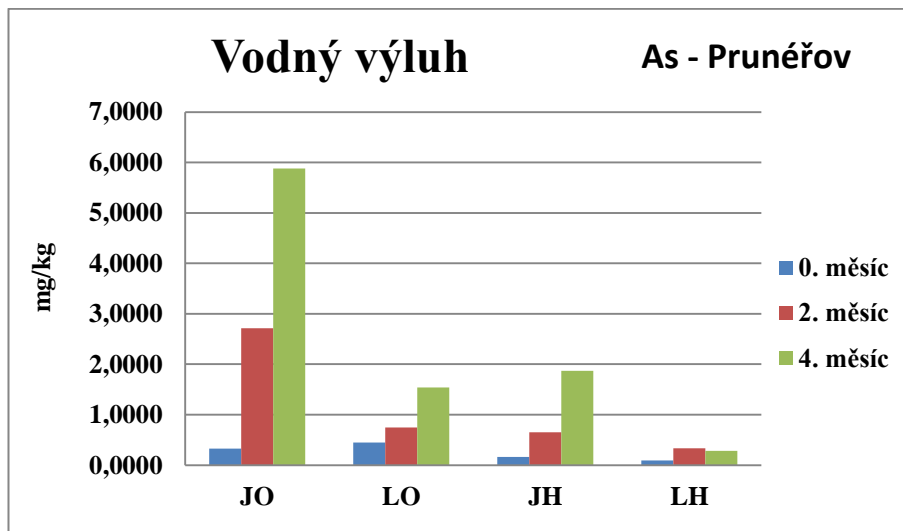


Koncentrace Pb je znatelně vyšší v horizontech fermentovaného humusu (vzorky JH, LH) v porovnání s horizonty opadu (vzorky JO, LO). Porovnáním množství Pb, kterého bylo v důsledku inkubace vylouženo z vodného a lučavkového výluhu je patrná vyšší retence Pb v horizontech opadu. Nejvíce Pb bylo detekováno ve vodném výluhu opadu jehličnatého lesa ($1,4 \text{ mg/kg}^{-1}$), zatímco ve výluhu lučavky královské ve stejném vzorku (inkubace po 4 měsících) bylo naměřeno $5,0 \text{ mg/kg}^{-1}$ (grafy 11 a 12). Mobilizovatelný podíl tedy představuje 28% celkového Pb, kterého se z popílku vyloužilo.

5.6 As – Arsen

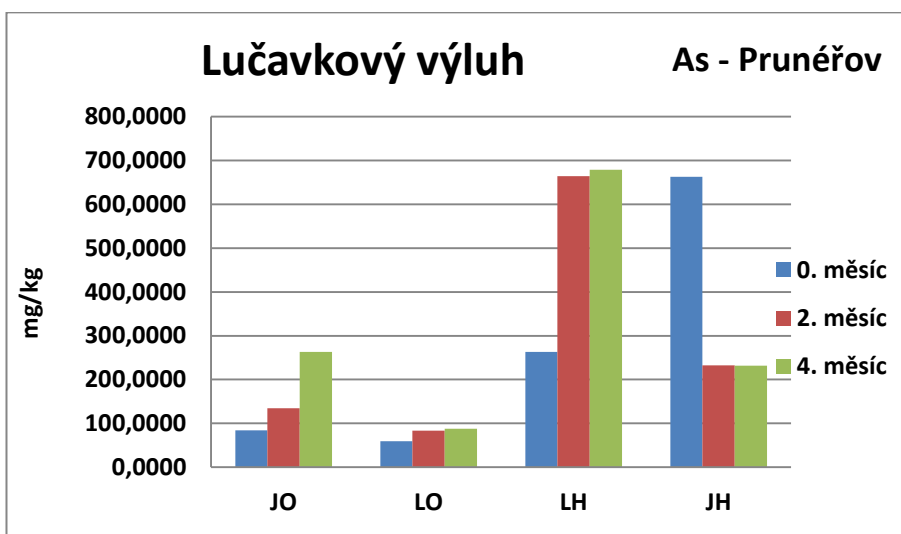
As – Arsen Pruněřov

Graf 13: Vodný výluh - As



Při loužení popílku (Pruněřov) se As extrahovalo (mobilizovalo) znatelně více ve 2. a 4. měsíci při inkubaci v opadu jehličnatého lesa. Bylo detekováno, že As se mobilizoval vždy více ve 4. měsíci jehličnatého a listnatého lesa a jejich humusových horizontech, kromě fermentovaného humusu listnatého lesa (vzorek LH). Při porovnání extrahovatelnosti As v úplně fermentovaném humusu jehličnatého a listnatého lesa (vzorky JH a LH) je patrné, že As v těchto horizontech v porovnání s horizonty opadu vykazoval o něco menší mobilitu. Tento jev je spojen možnou vyšší sorpcí As v horizontech opadu, navzdory nižšímu pH, na základě něhož by byla spíše očekávaná desorpce.

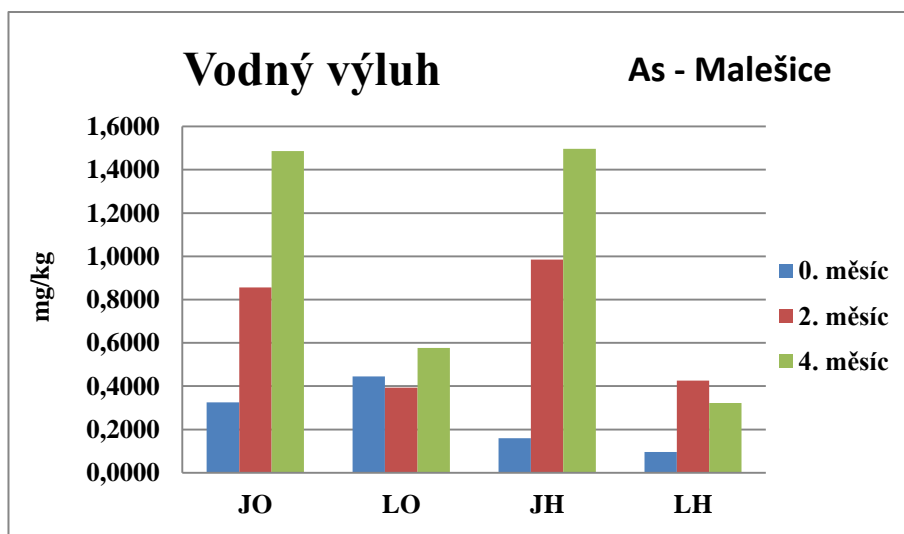
Graf 14: Výluh obrácenou lučavkou – As



Z grafu je patrná kontaminace materiálu, která byla patrně zapříčiněna při práci a manipulaci se vzorky. Není proto možné hodnotit tyto výsledky.

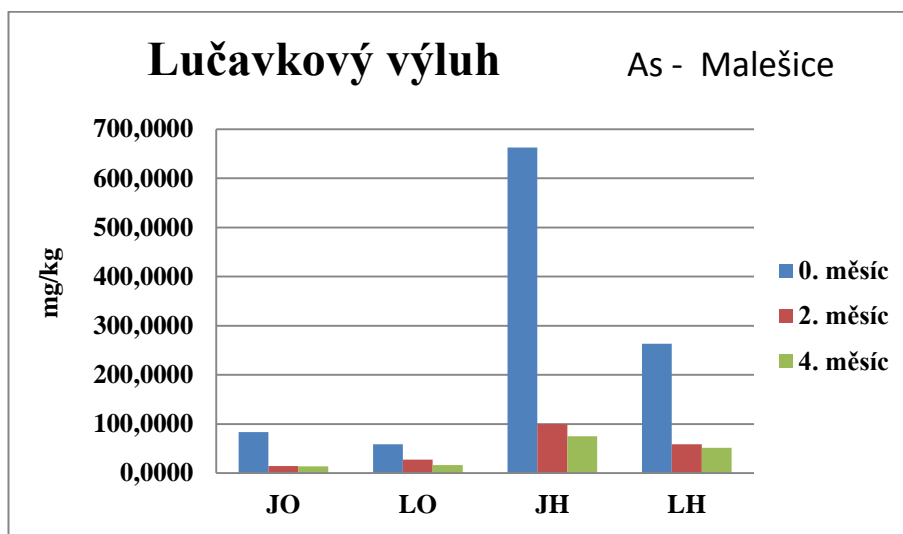
As – Arsen Malešice

Graf 15: Vodný výluh - As



Při loužení popílku (Malešice) se arsen extrahoval (mobilizoval) ztelně více 4 měsíce při inkubaci v opadu jehličnatého lesa, a 4 měsíce v úplně fermentovaném humusu jehličnatého lesa. Při porovnání extrahovatelnosti As v horizontech jehličnatého lesa a horizontech listnatého lesa, je patrné, že As vykazoval větší mobilitu v horizontech jehličnatého lesa. Tato skutečnost souvisí s vyšším pH, které jehličnaté lesy mají.

Graf 16: Výluh obrácenou lučavkou – As



U všech vzorků v nultém měsíci je znatelná nehomogenita materiálu. Porovnáním množství As, kterého bylo v důsledku inkubace vylouženo z vodného a lučavkového výluhu, je patrná vyšší retence v horizontech nadložního humusu. Nejvíce As bylo detekováno ve vodném výluhu fermentovaném humusu jehličnatého lesa ($1,5 \text{ mg/kg}^{-1}$), zatímco ve výluhu lučavky královské, ve stejném vzorku (inkubace po 4 měsících), bylo naměřeno $75,1 \text{ mg/kg}^{-1}$ (grafy 15 a 16). Mobilizovatelný podíl tedy představuje pouze 2% celkového As, kterého se z popílku vyloužilo.

5.7 Porovnání výsledků z elektrárny a Spalovny

Cd - Větší množství Cd bylo detekováno ve vodném výluhu ze spalovny, (4. měsíc, JH), a to v množství $0,7 \text{ mg/kg}^{-1}$, zatímco nejvyšší hodnota extrahovaného Cd z elektrárny byla naměřena $0,1 \text{ mg/kg}^{-1}$ (4. měsíc, LO) (Graf 1 a 3). Lučavkový výluh, představuje maximální extrahovatelné množství kovu. Větší množství Cd bylo detekováno ze spalovny (4. měsíc JH) a to v množství $5,6 \text{ mg/kg}^{-1}$, zatímco nejvyšší hodnota extrahovaného Cd z elektrárny 2. měsíc horizontu humusu jehličnatého lesa (vzorek JH) byla $1,8 \text{ mg/kg}^{-1}$ (Graf 2 a 4).

Ni - Větší množství Ni bylo detekováno z elektrárny (4. měsíc, JO), a to v množství $3,3 \text{ mg/kg}^{-1}$, zatímco nejvyšší hodnota extrahovaného Ni ze spalovny byla naměřena $0,6 \text{ mg/kg}^{-1}$ (4. měsíc, JH) (Graf 5 a 7). Lučavkový výluh ukázal, že větší množství Ni bylo detekováno v inkubovaném popílku ze spalovny (2. měsíc, LO) a to

v množství 112,7 mg/kg⁻¹, zatím co nejvyšší extrahovaná hodnota Ni z elektrárny (2. měsíc, LO) byla 73,7 mg/kg⁻¹ (Graf 6 a 8).

Pb - Větší množství Pb bylo detekováno ve vodném výluhu ze spalovny (4. měsíc, JO), a to v množství 1,4 mg/kg⁻¹, zatím co nejvyšší hodnota extrahovaného Pb z elektrárny byla 0,9 mg/kg⁻¹, (4. měsíci, JO) (Graf 9 a 11). Lučavkový výluh ukázal, že větší množství Pb bylo detekováno v inkubovaném popílku z elektrárny (2. měsíc, JH) v množství 68,8 mg/kg⁻¹, zatím co nejvyšší extrahovaná hodnota Pb ve spalovně (2. měsíc, JH) byla 30,9 mg/kg⁻¹ (Graf 10 a 12).

As - Větší množství As bylo detekováno ve vodném výluhu z elektrárny (4. měsíc, JO), a to v množství 5,9 mg/kg⁻¹, zatím co nejvyšší hodnota extrahovaného As ze spalovny byla 1,5 mg/kg⁻¹ (4. měsíc, JH) (Graf 13 a 15). Lučavkový výluh popílku ze spalovny a z elektrárny není možné mezi sebou porovnat, jelikož u vzorků půdy s popílkem z elektrárny došlo při práci a manipulaci ke kontaminaci (Graf 14 a 16).

6. Diskuse

Mobilita anorganických polutantů v půdách, ať už z přírodních nebo antropogenní zdrojů, závisí na vlastnostech půdy (pH, redoxní potenciál, textura půd, organické látky, minerální složení atd.), fyzikálních, chemických a biologických procesech probíhajících v půdě, včetně mikrobiální činnosti (Leleyter, et al., 2012). Pomocí vodného (půdního) roztoku je možno zjistit i přítomnost stopových prvků, což je rozhodující pro posouzení jejich biologické dostupnosti a potenciálnímu nebezpečí pro životní prostředí (Joubert et al., 2007). Experiment vodného výluhu představuje podíl kovu, který je mobilizovatelný a dostupný pro rostliny, které na sebe tyto kovy vážou a představují tak riziko pro konzumenty (Arenas – Lago, et al., 2013). Je dobře známo, že pH je nejdůležitější půdní parametr určující mobilitu kovů v půdě, která se obecně snižuje se zvyšujícím se pH půdy. Půdní horizonty opadu (O) a fermentovaný (fermentační) humus (H), se kterým jsme pracovali, vykazovaly hodnoty pH od silně kyselé až kyselé (pH 3,0-5,1), (tabulka 7).

Výrazně vyšší koncentrace Cd byla sledována u spalovny (Graf 4), což může představovat potenciální nebezpečí pro půdní systémy. Cd, patří mezi přirozeně se vyskytující kov, který je rozšířen v horninách, půdě, vodě, rostlinách a v živočiších. Nemá zásadní biologickou funkci, i když ve vyšších koncentracích může být toxický pro půdní organizmy, rostliny, zvířata i člověka. Cd se dostává do půdního systému hlavně antropogenními zdroji, čímž je zemědělství (pesticidy, hnojiva), průmyslové odpady, spalování odpadů a fosilních paliv. (Arenas – Lago, et al., 2013). Při porovnání extrahovaného množství Cd popílku z elektrárny (Graf 1 a 2) a údajů, které jsme o elektrárně získali (Tabulka 5), je patrné, že si jsou hodnoty koncentrací podobny.

Dalším sledovaným kovem v této práci byl Ni, což je prvek, který je v přírodě poměrně hojně zastoupen. Do půd se dostává hlavně z fosilních paliv, spalováním odpadů, z metalurgie a také vulkanickou činností. Pro rostliny a některé živočichy je nezbytným esenciálním prvkem. Ni se vyskytuje hlavně ve vazbě se sírou, arsenem antimonem nebo je vázaný na kyselinu křemičitou. (Bencko et al., 1995). Vyšší koncentrace Ni byla sledována u popílku ze spalovny (Graf 8). Při porovnání extrahovaného množství Ni popílku z elektrárny (Graf 5 a 7) a údajů, které jsme o

elektrárně získali (Tabulka 5), i zde je patrné, že si jsou hodnoty koncentrací podobné.

Hromaděním Pb v půdních systémech představuje potenciální nebezpečí pro životní prostředí, jelikož velká koncentrace Pb vykazuje škodlivé účinky na biologické systémy. Stejně tak, jako u předešlých kovů i Pb si v kyselých půdách zachovává vysokou mobilitu (Levonmäki et al., 2007; Semlali et al., 2001). Jak uvádějí Yelpatyevsky et al. (1995) pro migraci Pb jsou důležité především svrchní horizonty, na které se Pb váže a následně migruje do spodních vrstev. Při porovnání extrahovaného množství Pb popílku z elektrárny (Graf 9 a 10) a údaji, které jsme o elektrárně získali (Tabulka 5), je patrné, že si jsou hodnoty koncentrací podobné, vyjma 2. a 4. měsíce, v úplně fermentovaném (fermentačním) humusu jehličnatého lesa (vzorek, JH), zde je množství Pb skoro dvojnásobné (Graf 10). Množství Pb, u spalovny (Graf 12), vykazoval u toho samého vzorku koncentraci znatelně nižší.

Mezi nejvýznamnější antropogenní vstupy As do prostředí patří těžba, tavení a obohacování rud, chemický průmysl a spalování uhlí. Dalším důležitým antropogenním vstupem do prostředí jsou sloučeniny As využívané v zemědělství (insekticidy, herbicidy, fungicidy), (Qi et al, 2008). Dle Qi et al. (2008) množství As v půdách přispěly hlavně herbicidy. As je prvkem, který je v přírodě hojně rozšířen. Vyskytuje se převážně ve formě sulfidů. V půdě se mohou koncentrace zvýšit na stovky mg/kg^{-1} , právě v souvislosti s použitím arsenových postřiků (Bencko et al., 1995). Při porovnání extrahovaného množství As z elektrárny (Graf 13) a spalovny (Graf 15) je patrné, že si jsou hodnoty koncentrací podobné, vyjma 4. měsíci horizontu opadu jehličnatého lesa (vzorek, JO) (Graf 13).

7. Závěr

V literární rešerši této diplomové práce byly zmíněny způsoby kontaminace půd kovy, které se do půdních systémů dostávají jak z přírodních procesů, tak hlavně antropogenní činností, jako je spalování tuhých paliv (hnědé uhlí, komunální odpad). Při těchto spalovacích procesech vznikají popílků. Popílků jsou vedlejším produktem procesu spalování a hlavně mají charakteristické nebezpečné vlastnosti. Do půdních systémů se dostávají prostřednictvím atmosférického spadu, kde se mobilizují a sorbují na půdní částice. Mobilita kovů v půdě je ovlivňována řadou půdních vlastností, fyzikálními chemickými a biologickými procesy v půdě. Koncentrace kovů (Cd, Ni, Pb, As) v půdních systémech byly zjišťovány pomocí experimentů (vodných výluhů) metodou optické spektrofotometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES). Množství kovů přijatelných pro rostliny byly stanoveny přidáním HNO_3 do předem připravených vzorků. Díky metodě obrácené lučavky královské bylo zjištěno maximální množství kovů, kterého se z půdy extrahovalo. Cílem práce bylo posoudit rizika kontaminace půd kovy v důsledku interakce polétavého popílků ze spaloven komunálního odpadu a tepelných elektráren. Výsledky ukázaly, že porovnáním mobilizovaných kovů z popílků (spalovny a elektrárny) se větší množství Cd, extrahovalo ze spalovny a to v takovém množství, že by mohla znamenat potenciální nebezpečí pro půdní systémy. Detekované koncentrace Ni, Pb a As ze spalovny a elektrárny si byly podobné. Z výsledků je dále patrný jev, že větší množství kovů se sorbovalo v horizontech opadu, navzdory nižšímu pH a menší mobilita kovů byla zaznamenána u horizontu fermentovaného humusu.

8. Seznam užité literatury a použitých zdrojů

ADRIANO, D. C., 1986: *Trace Elements in the Terrestrial Environment*, New York-Berlin-Heidelberg-Tokyo: Springer-Verlag, pp. 533.

AHMARUZZAMAN, M., 2010: *A review on the utilization of fly ash*, Journal Progress in Energy and Combustion Science, Vol. 36, pp. 327-363.

ARENAS - LAGO, D., VEGA, F. A., SILVA, L. F. O. et ANDRADE, M. L., 2013: *Soil interaction and fractionation of added cadmium in some Galician soils*, Microchemical Journal, Vol. 110, pp. 681-698.

BALOCH, T., 2013: *Popílky z čištění spalin ze zařízení typu ZEVO*, Praha: ZEVO Malešice

BENCKO, V., CIKRT, M. et LENER, J., 1995: *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*, Praha: Grada Publishing, 288 s., ISBN:80-7169-150-X

BENEŠ, S., 1993: *Obsahy a bilance prvků ve sférách Životního prostředí I. díl*, Praha: MZe ČR, 88 s.

BLANCO, F., GARCIA, M. P. et AVALA, J., 2005: *Variation in fly ash properties with milling and acid leaching*, Fuel, Vol. 84, pp. 89-96.

BLISSETT, R. S. et ROWSON, N. A., 2012: *A review of the multi-component utilisation of coal fly ash*, Fuel, Vol. 97, pp. 1-23.

BRESSON a.s., *Spalovna směsného komunálního odpadu Malešice*, Kolín, 4 s.

BUZEK, L., 1994: *Životní prostředí, Terminologický a výkladový slovník*. 1. vyd. Ostrava: Ateliér Milata v Ostravě, 141 s.

ETTLER, V., VRTIŠKOVÁ, R., MIHALJEVIČ, M., ŠEBEK, O., GRYGAR, T. et DRAHOTA, P., 2009: *Cadmium, lead and zinc leaching from smelter fly ash in simpleorganic acids—Simulators of rhizospheric soil solutions*, Journal of Hazardous Materials, Vol. 170, pp. 1264-1268.

FEČKO, P., KUŠNIEROVÁ, M., LYČKOVÁ, B., ČABLÍK, V. et FARKAŠOVÁ, A., 2003: *Popílky*. Ostrava: VŠB – Technická univerzita Ostrava, 187 s. ISBN 80-248-0327-5

GÜNGÖR, E. B. O. et BEKBÖLET, M., 2010: *Zinc release by humic and fulvic acid as influenced by pH, complexation and DOC sorption*, Journal Geoderma, Vol. 159, pp. 131 – 138.

HAIYINGA, Z., YOUCAIB, Z. et JINGYUC, Q., 2010: *Characterization of heavy metals in fly ash from municipal solid waste incinerators in Shanghai*, Process Safety and Environmental Protection, Vol. 88, pp. 114-124.

HOLOUBEK, I., 1990: *Chemie a společnost*, Chemie životního prostředí, Praha: Masarykova univerzita v Brně, státní pedagogické nakladatelství, 152 s. ISBN 80-210-0105-4

HUANG, K., INOUE, K., HARADA, H., KAWAKITA, H. et OHTO, K., 2011: *Leaching behavior of heavy metals with hydrochloric acid from fly ash generated in municipal waste incineration plants*, Transactions of Nonferrous Metals Society of China, Vol. 21, pp. 1422-1427.

CHRASTNÝ, V., VANĚK, A., KOMÁREK, M., FARKAŠ, J., DRÁBEK, O., VOKURKOVÁ, P. et NĚMCOVÁ, J., 2012a: *Incubation of air-pollution-control residues from secondary Pb smelter in deciduous and coniferous organic soil horizons: Leachability of lead, cadmium and zinc*, Journal of Hazardous Materials, Vol. 209–210, pp 40–47.

CHRASTNÝ, V., KOMÁREK, M., PROCHÁZKA, J., PECHAR, L., VANĚK A., PENÍŽEK, V. et FARKAŠ, J., 2012b: *50 years of different landscape management influencing retention of metals in soils*, Journal of Geochemical Exploration, Vol. 115, pp. 59-68.

JAROŠ, J., 2012: *Evidenční list produktů ČEZ, a.s., ORGREZ a.s., Divize ekologických systémů*, 21-32 s.

JOUBERT, A. V. P., LUCAS, L., GARRIDO, F., JOULIAN, C. et JAUZEIN, M., 2007: *Effect of temperature, gas phase composition, pH and microbial activity on As, Zn, Pb and Cd mobility in selected soils in the Ebro and Meuse Basins in the context of global change*, Environmental Pollution, Vol. 148, pp. 749-758.

KOLÁŘ, L., 1999: *Hygiena půd*, České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 157 s. ISBN 80-7040-334-9

- KUDELOVÁ, K., JODLOVSKÁ, J. et ŠARAPATKA, B., 1999:** *Odpady*, 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 186 s. ISBN 80-244-0046-4
- LANÍK, J. et HALADA, J., 1960:** *Kniha o půdě 1. díl*, Půda a rostlina. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 259 s.
- LEDIN, M., 2000:** *Accumulation of metals by microorganisms - processes and importance for soil systems*, Earth – Science Reviews, Vol. 51, pp. 1-31.
- LELEYTER, L., ROUSSEAU, CH., BIREE, L. et BARAUD, F., 2012:** *Comparison of EDTA, HCl and sequential extraction procedures, for selected metals (Cu, Mn, Pb, Zn), in soils, riverine and marine sediments*, Journal of Geochemical Exploration. Vol. 116-117. pp. 51-59.
- LOSKA, K., WIECHULA, D. et KORUS, I., 2004:** *Metal contamination of farming soils affected by industry*, Environment international, Vol. 30. pp. 159-165.
- LEVONMÄKI, M. et HARTIKAINEN, H., 2007:** *Efficiency of liming in controlling the mobility of lead in shooting range soils as assessed by different experimental approaches*, Science of The Total Environment, Vol. 388. pp. 1-7.
- MAKOVNÍKOVÁ, J., BARANČÍKOVÁ, G., DLAPA, P. et DERCOVÁ, K., 2006:** *Anorganické kontaminanty v pôdnom ekosystéme*, Chemické listy, vol. 100, pp. 424-432.
- MATSI, T. et KERAMIDAS, V. Z., 1999:** *Fly ash application on two acid soils and its effect on soil salinity, pH, B, P and on ryegrass growth and composition*, Journal Environmental Pollution, Vol. 104, pp. 107–112.
- MIHALJEVIČ, M., ETTLER, V., STRNAD, L., ŠEBEK, O., VONÁSEK, F., DRAHOTA, P. et ROHOVEC, J., 2009:** *Isotopic composition of lead in Czech coals*, International Journal of Coal Geology, Vol. 78, pp. 38-46.
- MISHRA, D. P. et DAS, S. K., 2010:** *A study of physico-chemical and mineralogical properties of Talcher coal fly ash for stowing in underground coal mines*, Materials Characterization, Vol. 61, pp. 1252–1259.

- PAN, Y., WU, Z., ZHOU, J., ZHAO, J., RUAN, X., LIU, J. et QIAN, G., 2013:** *Chemical characteristics and risk assessment of typical municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash in China*, Journal of Hazardous Materials, Vol. 261, pp. 269-276.
- PANDEY, V. CH., ABHILASH, P. C. et SINGH. N., 2009:** *The Indian perspective of utilizing fly ash in phytoremediation, phytomanagement and biomass production*, Journal of Environmental Management, Vol. 90, pp. 2943-2968.
- QI, Y. et DONAHOE, R. J., 2008:** *The environmental fate of arsenic in surface soil contaminated by historical herbicide application*. Science of The Total Environment, vol. 405, pp. 246-254.
- ŘEZNÍČEK, T., 1990:** *Odpady*. Česká republika: racionalizační a experimentální laboratoř ve spolupráci s ministerstvem České republiky, 24 s.
- RIMMER, D. L., VIZARD, C. G., PLES-MULLOLI, T., SINGLETON, I., AIR, V. S. et KEATINGE, Z. A. F., 2006:** *Metal contamination of urban soils in the vicinity of a municipal waste incinerator: One source among many*, Science of The Total Environment, vol. 356, pp. 207-216.
- RŮŽIČKOVÁ, R., SRB, J. et MAYEROVÁ, M., 1983:** *Popílky-jejich úprava a využití*. 1. Vyd. Praha: Nakladatelství technické literatury ve Středisku interních publikací, 100 s.
- SÁŇKA, M. et MATERNA, J., 2004:** *Indikátory kvality zemědělských a lesních půd*. Praha: Ministerstvo životního prostředí, Odborný časopis pro životní prostředí s. 78. ISSN 1213-3393
- SEMLALI, R. M., VAN OORT F., DENAIX, L., LOUBET M. 2001:** Estimating distributions of endogenous and exogenous Pb in soils by using Pb isotopic ratios. Environ. Sci. Technol. Vol 35, pp. 4180–4188.
- SHI, H. S. et KAN, L. L., 2009a:** *Leaching behavior of heavy metals from municipal solid wastes incineration (MSWI) fly ash*, Journal of Hazardous Materials, Vol. 164, pp. 750-754.
- SHI, W., SHAO, H., LI, H., SHAO, M., et DU, S., 2009b:** *Progress in the remediation of hazardous heavy metal-polluted soils by natural zeolite*, Journal of hazardous Materials. Vol 170, pp. 1-6.

- SUCHAROVÁ, J., SUCHARA, I., HOLÁ, M., REIMANN, C., BOYD, R., FILZMOSE, P. et ENGLMAIER, P., 2011:** *Linking chemical elements in forest floor humus (Oh-horizon) in the Czech Republic to contamination sources*, Journal Environmental Pollution, Vol. 159, pp. 1205-1214.
- TEYSSLER, J., 1988:** *Spalování popelnatých hnědých uhlí*. 1. Vyd. Praha: Nakladatelství technické literatury, 276 s.
- THOMAS, D. W. et MERIAN E., 1991:** *Metals and Their Compounds in the Environment*, Weinheim: WCH, pp. 313-398. ISBN 3-527-26521-X
- TOMÁŠEK, M., 2007:** *Půdy České republiky*. Praha: Česká geologická služba. 67 s.
- URE, A. M., 1996:** *Single extraction schemes for soil analysis and related applications*, The science of total environment, Vol. 178 pp. 3-10.
- VASSILEV, S. V. et VASSILEVA, C. G., 2005:** *Methods for characterization of composition of fly ashes from coal-fired power stations: a critical overview*, Energy Fuels, Vol. 19, pp. 1084–1098.
- VÍTKOVÁ, M., ETTLER, V., ŠEBEK, O., MIHALJEVIČ, M., GRYGAR, T. et ROHOVEC, J., 2009:** *The pH-dependent leaching of inorganic contaminants from secondary lead smelter fly ash*, Journal of Hazardous Materials, Vol. 167, pp. 427-433.
- VÍTKOVÁ, M., HYKS, J., ETTLER, V. et ASTRUP, T., 2013:** *Stability and leaching of cobalt smelter fly ash*, Journal Applied Geochemistry, Vol. 29, pp. 117-125.
- VRÁBLÍKOVÁ, J. et VRÁBLÍK, P., 2006:** *Základy pedologie*, 1. Vyd. Ústí nad Labem: FŽP UJEP, 102 s. ISBN 80-7044-805-9
- VRÁBLÍKOVÁ, J. et VRÁBLÍK, P., 2008:** *Aplikovaná pedologie*, 1. Vyd. Ústí nad Labem: FŽP UJEP, 147 s. ISBN 978-80-7414-046-4
- WEISS, D. J., REHKÄMPER, M. et SCHOENBERG, R., 2008:** *Application of nontraditional stable-isotope systems to the study of sources and fate of metals in the environment*, Environ Sci Technol, Vol. 42, pp. 655–664.
- YELPATYEVSKY, P. V., ARGHANOVA, V. S. et LUTSENKO, T. N., 1995:** *Heavy metals in polluted ecosystem of an oak forest*, The Science of the Total Environment, vol. 162, pp. 13-18.

ZUNA, M., ETTLER, V., ŠEBEK, O. et MIHALJEVIČ, M., 2012: *Mercury accumulation in peatbogs at Czech sites with contrasting pollution histories*, Science of The Total Environment. Vol. 424, pp. 322-330.

Internetové zdroje

SKUPINA ČEZ, 2013: Elektrárny Prunéřov. [Online]. Dostupné: <http://www.cez.cz/cs/vyroba-elektriny/uhelneelektrarny/cr/prunerov.html>, cit. 26.2.2013

9. Přílohy

Příloha 1 Vodný výluh 2. měsíc (ppm)

	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Fe	As	Cr	Ni
JOP	14,9778	0,2516	0,0178	0,0057	0,0004	0,0491	0,0246	0,0092	0,0093
	8,7571	0,2499	0,0344	0,0092	0,0011	0,0596	0,0215	0,0018	0,0082
JHP	0,7332	0,1468	0,0264	0,1060	0,0008	0,3283	0,0194	0,0021	0,0049
	0,6036	0,6638	0,0396	0,0109	0,0012	0,2969	0,0113	0,0026	0,0063
JHM	1,9933	0,5079	0,0645	0,0115	0,0067	0,1814	0,0186	0,0044	0,0074
	1,8089	0,3976	0,0350	0,0119	0,0051	0,2190	0,0197	0,0030	0,0060
LOP	4,8501	0,0995	0,0323	0,0028	0,0006	0,0713	0,0085	0,0016	0,0070
	3,2137	0,1024	0,0190	0,0057	0,0004	0,0575	0,0099	0,0001	0,0013
LOM	1,3052	0,3430	0,0471	0,0139	0,0023	0,1316	0,0057	0,0032	0,0054
	0,6710	0,2210	0,0428	0,0039	0,0005	0,0695	0,0070	0,0027	0,0053
LHP	8,5723	0,1987	0,0224	0,0051	0,0015	0,1804	0,0119	0,0012	0,0062
	5,3137	0,2773	0,0415	0,0059	0,0010	0,1836	0,0082	0,0026	0,0128
LHM	5,6123	0,2338	0,0414	0,0035	0,0037	0,1353	0,0120	0,0026	0,0036
	6,8784	0,1617	0,0322	0,0039	0,0048	0,1324	0,0107	0,0025	0,0052
JOM	8,1621	0,2391	0,0308	0,0030	0,0020	0,1077	0,0082	0,0066	0,0076
	7,6011	0,1365	0,0305	0,0003	0,0015	0,1551	0,0092	0,0019	0,0039

Příloha 2 Vodný výluh 4. měsíc (ppm)

	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Fe	As	Cr	Ni
JOP	17,2612	0,3481	0,0118	0,0073	0,0005	0,1184	0,0492	0,0033	0,0161
	24,1665	0,1694	0,0157	0,0087	0,0005	0,1561	0,0507	0,0046	0,0408
JHP	4,3433	0,2723	0,0102	0,0206	0,0008	1,0969	0,0475	0,0015	0,0416
	3,3509	0,1244	0,0107	0,0211	0,0005	1,0308	0,0406	0,0031	0,0259
JHM	3,6094	0,7609	0,0150	0,0274	0,0113	0,6777	0,0282	0,0014	0,0098
	4,6576	1,0710	0,0227	0,0239	0,0169	0,6911	0,0300	0,0146	0,0153
LOP	15,7528	0,2134	0,0205	0,0023	0,0009	0,0900	0,0134	0,0010	0,0126
	10,8515	0,1348	0,0134	0,0007	0,0007	0,0475	0,0095	0,0001	0,0060
LOM	jenom jedno měření								
	31,5417	0,4520	0,0310	0,0142	0,0032	0,1465	0,0093	0,0027	0,0095
LHP	6,6428	0,2884	0,0061	0,0073	0,0015	1,4593	0,0090	0,0047	0,0133
	3,1350	0,2046	0,0101	0,0044	0,0023	0,6037	0,0080	0,0042	0,0142
LHM	10,4701	0,2121	0,0140	0,0092	0,0040	0,4642	0,0094	0,0043	0,0094
	12,1525	0,2759	0,0193	0,0082	0,0071	0,4457	0,0078	0,0053	0,0136
JOM	10,3486	0,2354	0,0339	0,0113	0,0012	0,1161	0,0113	0,0537	0,2579
	14,8736	0,6903	0,0263	0,0178	0,0049	0,4216	0,0190	0,0345	0,0363

Příloha 3 Lučavkový výluh 2. měsíc (ppm)

	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Fe	As	Cr	Ni
JOP	48,2761	0,5321	0,0685	0,1714	0,0034	7,7307	0,0202	0,0162	0,0377
	40,7423	0,5182	0,0541	0,1501	0,0030	6,7666	0,0144	0,0138	0,0382
JHP	3,1147	0,3471	0,0503	0,9428	0,0036	58,7081	0,1004	0,0883	0,0721
	3,4899	0,3861	0,0536	1,0761	0,0041	62,6003	0,1024	0,0920	0,0765
JHM	2,3847	1,0044	0,1387	1,2551	0,0239	60,0452	0,0972	0,1046	0,0714
	2,3775	1,0076	0,1127	1,2339	0,0249	56,5420	0,0976	0,0988	0,0739
LOP	42,5995	0,8439	0,1154	0,2121	0,0066	27,7699	0,0225	0,0647	0,0627
	38,7285	0,8701	0,1385	0,1350	0,0071	37,2737	0,0233	0,0835	0,0725
LOM	31,6500	1,4137	0,1969	0,3342	0,0143	35,8707	0,0162	0,0930	0,0712
	32,4019	1,4821	0,1960	0,3455	0,0139	40,6412	0,0153	0,0943	0,0709
LHP	7,3831	0,5187	0,1229	0,3299	0,0062	137,2650	0,0559	0,3484	0,1554
	6,7272	0,4402	0,1002	0,2888	0,0051	116,0997	0,0492	0,3001	0,1320
LHM	5,9425	0,9565	0,1769	0,4156	0,0189	154,9418	0,0513	0,4488	0,1871
	6,8539	1,0849	0,2022	0,5431	0,0244	129,2079	0,0482	0,3361	0,1460
JOM	43,0256	1,8199	0,2962	0,6554	0,0284	18,0891	0,0182	0,0676	0,0574
	46,0159	1,7967	0,2371	0,5646	0,0296	14,2765	0,0156	0,0540	0,0540

Příloha 4 Lučavkový výluh 4. měsíc (ppm)

	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd	Fe	As	Cr	Ni
JOP	40,8416	0,5282	0,0734	0,2420	0,0039	17,3779	0,0432	0,0275	0,0471
	41,7771	0,5731	0,0688	0,2737	0,0038	21,2956	0,0376	0,0394	0,0536
JHP	3,3163	0,3719	0,0557	0,9864	0,0040	60,2464	0,1156	0,0822	0,0730
	3,3898	0,3681	0,0552	1,0284	0,0040	56,3012	0,1025	0,0765	0,0722
JHM	2,9135	1,6395	0,1609	1,2591	0,0345	54,7516	0,1043	0,0943	0,0724
	2,8163	1,5620	0,1467	1,3231	0,0332	54,8573	0,0989	0,0996	0,0730
LOP	35,4715	0,7220	0,1097	0,1179	0,0064	26,1677	0,0214	0,0571	0,0585
	40,4778	0,7295	0,1135	0,1290	0,0060	28,4647	0,0220	0,0655	0,0615
LOM	39,6056	1,7838	0,3102	0,2577	0,0230	29,2150	0,0189	0,0815	0,0715
	34,4883	3,5236	0,5777	0,8155	0,0440	38,8345	0,0219	0,1389	0,0879
LHP	5,2055	0,4857	0,1033	0,3235	0,0058	122,6043	0,0558	0,3094	0,1421
	7,6374	0,5004	0,1028	0,3149	0,0066	136,4340	0,0588	0,3457	0,1500
LHM	7,5503	1,2857	0,1799	0,4959	0,0232	129,8825	0,0524	0,3632	0,1503
	8,8770	1,5253	0,2125	0,5936	0,0305	134,8779	0,0568	0,3758	0,1622
JOM	24,9264	1,7320	0,1690	0,3370	0,0240	11,2093	0,0146	0,0342	0,0452
	33,8610	2,4271	0,2967	0,4979	0,0337	27,0006	0,0175	0,0623	0,0537