

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Obsahy rizikových prvků v rostlinách pampelišky lékařské
rostoucí na exponovaných místech městských aglomerací**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Alena Fröhlichová

Vedoucí práce: prof. Ing. Jiřina Száková, CSc.

© 2017 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Obsahy rizikových prvků v rostlinách pampelišky lékařské rostoucí na exponovaných místech městských aglomerací" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucí diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala prof. Ing. Jiřině Szákové, CSc. za vedení mé diplomové práce, ochotu a cenné rady. Dále pak Ing. Janě Najmanové za pomoc s odběry a při práci v laboratoři. Mé poděkování patří také Ing. Haně Zámečnickové a dalším pracovníkům Katedry agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, kteří mi byli nápomocni při práci v laboratoři. Děkuji také své rodině za jejich podporu nejen během tvorby této práce, ale i během celého studia.

Souhrn

Rizikové prvky patří k hlavním polutantům s negativním vlivem na životní prostředí. Mohou představovat riziko pro půdu a vegetaci, ale také ohrožovat zdraví lidí a zvířat. Do prostředí se mohou dostávat různými způsoby, z nichž nejvýznamnější antropogenní zdroje představují spalovací procesy, průmyslová činnost a doprava.

Ve Středočeském kraji se nachází rozvinutá průmyslová výroba, také dopravní síť je zde velmi hustá. Lze tedy předpokládat, že v okolí těchto zdrojů se budou rizikové prvky nacházet ve zvýšených koncentracích.

Cílem práce je stanovit obsahy rizikových prvků v biomase pampelišky (*Taraxacum sect. Ruderalia*) rostoucí poblíž vlakových nádraží, průmyslových zón a klidových městských zón ve vybraných městech Středočeského kraje. Poté porovnat mezi sebou úroveň znečištění jednotlivých lokalit. Dále pak určit, zda znečištění v jednotlivých lokalitách souvisí s příjmem prvků do rostlin pampelišky, která tedy může sloužit jako potenciální bioindikátor znečištění dané oblasti.

Po provedení laboratorních analýz bylo zjištěno, že především arzen, kadmium, chrom, nikl, olovo a zinek se v lokalitách na nádraží a průmyslových zónách vyskytovaly ve vyšších koncentracích než v lokalitách z parků. Tyto rozdíly se ovšem nepodařilo statisticky prokázat, pravděpodobně z důvodu velké variability výsledků.

V průmyslových zónách se nacházely vysoké koncentrace především arzenu a olova. Tyto prvky zde byly v půdách velmi mobilní a jejich koncentrace v některých případech přesahovaly indikační hodnoty pro ohrožení zdraví člověka a zvířat. Také v lokalitách na nádraží byly zjištěny zvýšené obsahy prvků v půdě a rostlinách, především u mědi, olova a zinku.

Významná korelace obsahu v půdě a rostlině byla zjištěna u kadmia. A to bez ohledu na místo odběru i analyzovanou část rostliny. Tato závislost se týkala celkového i potenciálně mobilizovatelného obsahu prvku v půdě. Z tohoto důvodu lze pampelišku označit jako bioindikátor kontaminace půdy tímto prvkem.

Klíčová slova: *Taraxacum officinale*, rizikové prvky, městské aglomerace

Summary

Risk elements belong to the main group of pollutants that has negative effect on the environment. They can represent danger for soil and vegetation, but they also endanger human and animal health. There are many ways how they enter the environment, most of which are anthropogenic like burning of the fossil fuels, industry and transportation.

Central Bohemia represents region with highly developed industry. There is also high traffic density. So it can be assumed that there is an elevated concentration of risk elements near these sources.

The aim of this study is to determine the concentration of risk elements in dandelion plants (*Taraxacum sect. Ruderalia*) growing near train stations, industrial enterprises and city parks of chosen cities in Central Bohemian Region. Also, the level of contamination among each of the locality will be compared. Last task is to determine, whether there is a connection between concentration of risk elements in soil and in dandelion plants and whether the dandelion plants can be used as a bioindicator.

After laboratory analysis was made, it was determined, that there was higher concentration of arsenic, cadmium, chromium, nickel, lead and zinc in train stations and industrial zones than in the ones from parks. However, these differences cannot be statistically proved due to high variability among the results.

There were high concentrations of arsenic and lead in industrial zones. These elements were also easily accessible for plants and they exceed in some cases the indication limits for human and animals health endangering. Also, high levels of risk elements were found in soil and dandelions from train stations, mostly copper, lead and zinc.

High correlation in soil and plants content was found for cadmium without consideration of location. It involved total and mobile risk elements content in soil. For this reason, dandelion can be established as a bioindicator of cadmium pollution in soil.

Keywords: *Taraxacum officinale*, risk elements, urban areas

Obsah

1. Úvod	1
2. Cíl práce a vědecká hypotéza	2
3. Literární přehled	3
3.1 <u>Znečištění životního prostředí</u>	3
3.1.1 Vliv průmyslové výroby.....	3
3.1.2 Vliv dopravy.....	4
3.1.3 Vliv městských aglomerací.....	5
3.1.4 Legislativa.....	6
3.1.5 Vliv rizikových prvků na rostliny.....	8
3.2 <u>Středočeský kraj</u>	9
3.2.1 Charakteristika kraje.....	9
3.2.2 Největší zdroje kontaminace.....	10
3.3 <u>Možnosti odstranění kontaminace</u>	11
3.3.1 Metody remediace.....	11
3.3.1.1 Fytoremediace.....	12
3.3.1.1.1 Použití hyperakumulátorů.....	14
3.4 <u>Bioindikátory</u>	14
3.4.1 Výhody rostlinných bioindikátorů.....	14
3.4.2 Pampeliška (<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>) jako bioindikátor.....	15
4. Materiál a metody	17
4.1 <u>Odběr vzorků</u>	17
4.2 <u>Příprava vzorků</u>	17
4.3 <u>Laboratorní analýza</u>	18
4.3.1 Stanovení výměnné půdní reakce a kationtové výměnné kapacity.....	18
4.3.2 Stanovení celkového a potenciálně mobilizovatelného obsahu prvků v půdě.....	19
4.3.3 Stanovení celkového obsahu prvků v rostlinách.....	20
4.4 <u>Zpracování dat</u>	20

5. Výsledky	21
5.1 <u>Park</u>	21
5.1.1 Fyzikálně – chemické vlastnosti sledovaných půd.....	21
5.1.2 Celkový obsah a mobilita prvků v půdě.....	22
5.1.2.1 Potenciálně mobilizovatelný obsah prvků v půdě.....	22
5.1.2.2 Celkový obsah prvků v půdě.....	24
5.1.3 Celkový obsah prvků v rostlinách.....	25
5.2 <u>Nádraží</u>	29
5.2.1 Fyzikálně – chemické vlastnosti sledovaných půd.....	29
5.2.2 Celkový obsah a mobilita prvků v půdě.....	30
5.2.2.1 Potenciálně mobilizovatelný obsah prvků v půdě.....	30
5.2.2.2 Celkový obsah prvků v půdě.....	32
5.2.3 Celkový obsah prvků v rostlinách.....	33
5.3 <u>Průmysl</u>	37
5.3.1 Fyzikálně – chemické vlastnosti sledovaných půd.....	37
5.3.2 Celkový obsah a mobilita prvků v půdě.....	38
5.3.2.1 Potenciálně mobilizovatelný obsah prvků v půdě.....	38
5.3.2.2 Celkový obsah prvků v půdě.....	40
5.3.3 Celkový obsah prvků v rostlinách.....	41
5.4 <u>Korelační analýza</u>	45
6. Diskuze	47
7. Závěr	51
8. Použitá literatura	52
9. Přílohy	59

1. Úvod

Veškerá existence člověka je závislá na interakci s některými ze složek ekosystémů. Tyto složky vytvářejí podmínky, které člověka obklopují a poskytují mu všechny potřebné prostředky k přežití. Životní prostředí je tudíž pro člověka nenahraditelné a je důležité mu poskytovat ochranu a péči.

Každodenně je však životní prostředí znečišťováno velkým množstvím kontaminantů. Tyto látky mohou jednak pocházet z přírodních zdrojů, větší množství jich je ale produkováno činností člověka. Především rozvoj průmyslu během 19. a 20. století úzce souvisí se zvyšujícím se množstvím rizikových prvků a dalších kontaminantů v životním prostředí.

Ke krajům s velmi rozvinutou zemědělskou i průmyslovou výrobou v České republice patří kraj Středočeský. Nachází se zde také velmi hustá železniční i silniční síť. Tyto trasy spojují hlavní město Prahu se zbytkem republiky. Všechny tyto faktory jsou pro kraj důležité z hlediska ekonomiky, mohou mít však vliv na kvalitu života zdejších obyvatel z pohledu ekotoxikologického.

Rizikové prvky z půdy nebo ovzduší mohou vstupovat do rostlinné biomasy a poté potravním řetězcem postupovat vzhůru. Mohou tedy představovat riziko i pro člověka. Některé z rizikových prvků jsou v nízkých koncentracích pro organismy esenciální, vysoké koncentrace těchto prvků však mohou organismům škodit. Dalším nebezpečím kontaminantů je také jejich perzistence v životním prostředí, kde mohou přetrvávat po dlouhou dobu a k jejich odstranění může být nutný zásah člověka.

Pro zamezení toxického účinku kontaminantů na prostředí a organismy je nejprve nutné znečištění na dané lokalitě odhalit. Pro tyto účely je vhodné využít bioindikátory, především rostlinné, které do své biomasy přijímají znečišťující látky úměrně s koncentrací v okolním prostředí.

2. Cíl práce a vědecká hypotéza

K hlavním polutantům s negativním vlivem na životní prostředí patří rizikové prvky. Rizikové prvky se do ovzduší dostávají různými cestami. Z antropogenních zdrojů jsou to např. spalovací procesy (doprava, spalovny, domácí topeniště, elektrárny), průmyslová činnost (metalurgické provozy, vysoké pece) a prach z povrchových vozovek. Vedle možnosti přímého dopadu kontaminovaného polétavého prachu na lidské zdraví je třeba hodnotit i možnosti přímého dopadu na půdu a vegetaci.

Vhodným bioindikátorem je v tomto případě pampeliška lékařská (*Taraxacum officinale* L.) z důvodu jejího běžného výskytu v exponovaných lokalitách. Cílem práce je stanovit obsahy vybraných rizikových prvků v nadzemní biomase i kořenech pampelišky lékařské odebrané na různě exponovaných místech vybraných měst Středočeského kraje.

Hypotéza: zatížení konkrétní lokality rizikovými prvky se odrazí na příjmu těchto prvků rostlinami pampelišky, která pak může sloužit jako bioindikátor znečištění dané oblasti.

3. Literární přehled

3.1 Znečištění životního prostředí

3.1.1 Vliv průmyslové výroby

Člověk od nepaměti ovlivňuje okolí veškerým svým konáním. Na životním prostředí se projevuje znečištění, které může být přírodního původu, jako například ze sopečné činnosti nebo lesních požárů, většinou je však důsledkem právě činnosti antropogenní. Počátek této činnosti se v Evropě datuje do 18. stol., kdy došlo k přechodu od ruční výroby k tovární velkovýrobě. Následný proces industrializace přinesl rozvoj nových technologií, nových průmyslových odvětví a také nových vynálezů. Na životním prostředí se však podepsal především negativně. Hlavním zdrojem energie v nově vzniklých továrnách bylo uhlí, jehož spalováním se do prostředí uvolňují polutanty (Vácha *et al.*, 2015). Poptávka po této surovině také podnítila rozvoj těžebního průmyslu, jehož odpadní látky a vznikající prachové částice taktéž kontaminují okolní prostředí (Patel *et al.*, 2016). Nutnost dodat vytěžené suroviny k odběratelům a nové nároky výroby a trhu dále podnítily rozvoj dopravy a tak se na konci 19. stol. začaly objevovat první automobily. Symbolem průmyslové revoluce se stal parní stroj, který na přelomu 19. a 20. století poháněl parní lokomotivu. V těchto lokomotivách se ovšem spalovalo velké množství uhlí, proto byly postupně nahrazeny lokomotivami elektrickými (Uherek *et al.*, 2010). V neposlední řadě průmyslová revoluce přinesla rozvoj chemického průmyslu, vyráběly se první chemická bělidla, barviva, výbušniny, hnojiva a umělá vlákna. Při těchto výroбах vznikaly taktéž polutanty, znečišťující okolní prostředí (Mach & Petrlík, 2016).

Ke zlepšení došlo až koncem 20. století, kdy ze zákona č. 173/1989 Sb. vznikla povinnost chránit životní prostředí, byly schváleny nové zákony týkající se jednotlivých složek a také bylo zřízeno samostatné Ministerstvo životního prostředí jako vrchní orgán správy a dozoru. Zákonem č. 244/1992 Sb. byla dále zavedena povinnost vyhodnocovat vliv chystaných staveb na životní prostředí, a to především u těch projektů, které by mohly mít jakýkoliv negativní vliv na veřejné zdraví, živočichy nebo ekosystémy. Stavby, které v některých z těchto ohledů nevyhovují, nemohou být realizovány. Ke snížení emisí škodlivých látek přispěla instalace filtrů do největších zdrojů znečištění. Odlučovač prachových částic na Příbramsku například pomohl ke snížení emisí olova z původních 400 t za rok na 36 t ročně (Rieuwerts *et al.*, 1999). Dalším významným posunem bylo zrušení

prodeje olovnatého benzínu, což vedlo ke snížení emisí olova o 98% od roku 1970 do roku 2000 (Gon & Appelman, 2009). V současné době průběžně probíhá monitoring, který má za cíl určit kvalitu a úroveň znečištění jednotlivých složek přírody (CHMU, 2016; SZÚ, 2016) a stanovit případné kroky k prevenci a nápravě škod.

I přes všechna tato opatření se nedá úplně zamezit vypouštění škodlivých látek a životní prostředí je nadále každodenně kontaminováno. K největším zdrojům kontaminace pramenící z lidské činnosti patří odvětví těžkého průmyslu, především průmysl energetický, metalurgický, chemický a těžební. Dalšími zdroji je nadbytečné používání hnojiv v zemědělství, kaly z čistíren odpadních vod, životní prostředí zatěžují také látky, vznikající při spalování odpadů a v neposlední řadě i doprava.

3.1.2 Vliv dopravy

Hlavně v posledních letech se zvyšuje počet automobilů a dalších dopravních prostředků na pozemních komunikacích, s čímž je spojen nárůst množství výfukových plynů a dalších látek emitovaných do životního prostředí. I přesto, že automobilová doprava je na některých místech České republiky velmi rušná, nezdá se, že by docházelo k rozsáhlé kontaminaci půdy okolo silnic a že by byla výrazně ovlivněna kvalita půdy zemědělské a to ani v okolí nejzatíženější dálnice D1 (Kašparová *et al.*, 2011). Ve světě je situace jiná. V Polsku se v půdě podél rušné silnice nachází vysoké koncentrace železa, kadmia, chromu a niklu (Modrzewska & Wyszowski, 2014). V Číně silniční doprava kontaminuje půdu kadmiem, olovem, zinkem a manganem (Zheng *et al.*, 2016). Negativní korelace mezi koncentrací prvku a vzdáleností od silnice byla také objevena u olova v Brazílii (França *et al.*, 2017) nebo u olova a zinku v Austrálii (Zhao & Hazelton, 2016). V Turecku dopravní prostředky každodenně emitují do atmosféry 0,18 tun kadmia, tento prvek byl ve vysokých koncentracích nalezen v rostlinách podél silnic (Çolak *et al.*, 2016). Průkazný pokles obsahu olova se zvyšující se vzdáleností od silnice lze zaznamenat nejdříve po 15 letech intenzivního provozu (Carrero *et al.*, 2013).

Velkým zdrojem znečištění se zdá být také doprava železniční. Železniční síť v České republice patří mezi jednu z nejhustějších sítí v Evropě (Tikman & Vachtl, 2010). Historie české železnice se datuje do 30. let 19. století, kdy byla uvedena do provozu koněspřežná dráha spojující České Budějovice a Linec. Jednalo se o první koněspřežnou železnici na

evropském kontinentu (Dolejší, 2012). Přestože železniční doprava na našem území existuje již dlouhou dobu, problematice, nakolik je půda v okolí železnic kontaminovaná se více věnují v Polsku. Koncentrace rizikových prvků v půdě okolo železničních tratí a u vlakových nádraží zde byly na některých místech vyšší než v centrech měst a u rušných silnic (Staszewski *et al.*, 2015). Železniční doprava se zdá být velkou hrozbou pro životní prostředí z hlediska organického znečištění i rizikových prvků, koncentrace některých z rizikových prvků v půdě podél železnic překračovaly limity téměř dvacetkrát (Malawska & Wilkomirski, 2001). Rizikové prvky i polycyklické aromatické uhlovodíky byly ve zvýšených koncentracích nalezeny podél železniční sítě nejen v půdě, ale i v rostlinách pampelišky (*Taraxacum officinale* L.), dvě analýzy na stejném místě 13 let od sebe poukázaly na velký nárůst znečištění půdy v dané lokalitě, především v koncentraci polycyklických aromatických uhlovodíků (Wilkomirski *et al.*, 2011).

3.1.3 Vliv městských aglomerací

Doprava také zhoršuje kvalitu vzduchu ve městech a městských aglomeracích. K tomuto jevu značně přispívají dopravní zácpy a pomalé popojíždění vozidel, které má za následek uvolňování především oxidu uhelnatého a oxidů dusíku (Grondys *et al.*, 2016). Dalšími látkami, které se z automobilů emitují, mohou být oxid uhličitý, hydroxidy, olovo, benzen nebo polétavý prach (Grondys *et al.*, 2016). Emise na území České republiky negativně ovlivňuje především vysoké stáří vozového parku a s tím spojený i jeho špatný technický stav. Polutanty z městské dopravy mají škodlivý vliv nejen na životní prostředí, ale ovlivňují také zdraví lidí. Negativně působí na dýchací soustavu člověka (Pothirat *et al.*, 2016), mají také za následek předčasná úmrtí (Langrish & Mills, 2014).

Na znečišťování ovzduší ve městech mají také podíl lokální topeniště. Tento problém se týká hlavně menších měst a vesnic. Podíl těchto lokálních zdrojů se od 90. let minulého století zvyšuje, což je do značné míry způsobeno návratem části obyvatel k levnějšímu vytápění pevnými palivy, především dřeva a uhlí (Hykysová & Brejcha, 2009). Tento způsob vytápění vede ke zvýšení koncentrace polétavého prachu v ovzduší. Lokální topeniště se v České republice podílejí z 38% na znečištění ovzduší polétavými částicemi, u polyaromatických uhlovodíků tvoří jejich podíl dokonce 66% (Hykysová & Brejcha, 2009). Podle výzkumu Braniše a Domasové (2003) byly v topné sezóně na vesnicích naměřeny vyšší koncentrace částic PM₁₀ než za stejné období v Praze, doporučený limit pro tyto částice zde

byl překročen také ve více dnech. Při domácím spalování vznikají i pevné částice PM_{2,5}; jejichž podíl oproti větším částicím PM₁₀ právě v zimě narůstá (Maznová *et al.*, 2009). Tyto jemné částice jsou pro člověka škodlivější, neboť procházejí hlouběji do dýchací soustavy, setrvávají zde delší dobu a v organismu může docházet k jejich transportu na větší vzdálenosti (Maznová *et al.*, 2009).

Ke zlepšení situace ve městských aglomeracích může přispívat zeleň. Stromy slouží jako efektivní nástroj v odstranění některých druhů polutantů v ovzduší, především CO, NO₂, O₃, PM₁₀ a PM_{2,5} (Selmi *et al.*, 2016). Tvoří také estetický prvek ve městech a příjemné místo k relaxaci. Další její výhodou je pozitivní vliv na duševní činnost a lidské zdraví. Kontakt se zelení zlepšuje psychickou pohodu a prodlužuje život (Takano *et al.*, 2002). Zeleň má dále vliv na snížení negativního vlivu pracovního stresu, snížení agresivity, únavy nebo rychlejší zotavení pacientů po operacích (Hartig & Marcus, 2006).

3.1.4 Legislativa

Normy pro koncentrace rizikových prvků v prostředí vycházejí z legislativy. Preventivní hodnoty obsahu rizikových prvků v půdách v České republice (Tab. I.) stanovuje vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Běžné půdy jsou podle této vyhlášky půdy, které zaujímají převážnou část zemědělsky využívaných ploch, mají normální variabilitu prvků i půdní vývoj. Lehké půdy jsou půdy vzniklé na velmi lehkých a chudých matečních horninách jako jsou písky a štěrkopísky.

Tab. I.: Preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě zjištěné extrakcí lučavkou královskou (mg.kg⁻¹ sušiny).

Kategorie půd	Preventivní hodnota										
	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
Běžné půdy	20	2,0	0,5	30	90	60	0,3	50	60	130	120
Lehké půdy	15	1,5	0,4	20	55	45	0,3	45	55	120	105

Tato vyhláška také určuje indikační hodnoty obsahů prvků pro nezávadnost potravin a krmiv, ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy a pro ohrožení zdraví lidí a zvířat (Tab. II.). Pro stanovení potenciální zásoby rizikových prvků v půdě a pro určení celkového znečištění se používá nejčastěji rozklad za pomoci lučavky královské – směsi kyseliny chlorovodíkové a kyseliny dusičné v poměru 3:1. Tyto hodnoty ovšem neslouží k poznání, do jaké míry se bude daný prvek z půdy vyplavovat nebo uvolňovat do půdního roztoku, odkud může být následně přijímán rostlinami a v potravním řetězci se dále šířit do vyšších trofických úrovní. Není z nich tedy patrné, jaký je skutečný vliv obsažených rizikových prvků na životní prostředí. O tom více vypovídá tzv. mobilizovatelný podíl rizikových prvků v půdě, který se stanovuje za využití 1 mol.l⁻¹ roztoku dusičnanu amonného.

Tab. II.: Indikační hodnoty, zjištěné extrakcí lučavkou královskou nebo dusičnanem amonným, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv, růst rostlin a produkční funkce půdy nebo zdraví lidí a zvířat (mg.kg⁻¹ sušiny).

	prvek	půdní druh	pH	indikační hodnota	
				extrakce lučavkou královskou	extrakce dusičnanem amonným
nezávadnost potravin a krmiv	As	-	-	40	1,0
	Cd	běžné	≤ 6,5	1,5	-
		běžné	> 6,5	2,0	0,1
		lehké	> 6,5	2,0	0,04
	Ni	-	≤ 6,5	150	-
		-	> 6,5	200	-
		-	-	-	1,0
Pb	-	-	300	1,5	
Hg	-	-	1,5	-	
ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy	Zn	-	-	400	20
	Ni	-	≤ 6,5	150	-
		-	> 6,5	200	-
		-	-	-	1,0
	Cu	-	< 5,0	150	-
		-	5,0-6,5	200	-
		-	> 6,5	300	-
-		-	-	1,0	
ohrožení zdraví lidí a zvířat	As	-	-	40	-
	Cd	-	-	20	-
	Pb	-	-	400	-
	Hg	-	-	20	-

3.1.5 Vliv rizikových prvků na organismy

V půdách, které byly dlouhodobě vystaveny vysokému zatížení, však obsahy kontaminantů často tyto limity převyšují. To má za následek například vliv na příjem biogenních prvků rostlinami (Ciecko *et al.*, 2004) nebo na snížení půdní enzymatické aktivity (Wyszkowska *et al.*, 2005). I přesto, že některé rostliny vyžadují kyselé půdy a některé naopak zásadité, většina rostlin potřebuje optimální pH, pohybující se kolem neutrální hodnoty. Při zvýšení hodnoty pH může dojít k blokování příjmu živin rozpuštěnými solemi a rostliny poté tyto živiny nejsou schopné přijímat (Zhao *et al.*, 2011). Nízké pH může naopak zvyšovat mobilitu toxických prvků, které mohou být následně rostlinami přijímány. Tento efekt byl vyzorován například u kadmia (Zhu *et al.*, 2016). Vyšší koncentrace prvků mohou na rostliny působit dvojnásobným způsobem, záleží na druhu rostliny a koncentraci a druhu prvku. Působí-li daný prvek na rostlinu fyto toxicky, narušuje její metabolismus, způsobuje poruchy růstu a může poškozovat určité orgány (Singh & Prasad, 2015). Jelikož na rostlinách je takovéto poškození patrné, herbivoři se jim spíše vyhýbají a není tak příliš velké nebezpečí, že by se prvek dále dostával do potravního řetězce. Naopak v případě, že se prvek v rostlině hromadí, ale rostlina je vůči jeho účinkům imunní, se navenek žádné poškození neprojeví. Prvek se poté může dostávat dále do potravního řetězce, kde může škodit, neboť při zvyšování trofické úrovně dochází k jeho větší a větší kumulaci a nastává tak ohrožení vyšších živočichů včetně člověka.

Některé z prvků, které se do prostředí dostávají antropogenní činností, se v něm mohou také přirozeně nacházet a to především ze zvětrávání mateřské horniny. Tyto prvky jsou v určitých koncentracích pro rostliny i živočichy esenciální, podílejí se na celé řadě životních procesů. U člověka se jedná například o správnou funkci orgánů, reprodukci, růst nebo psychickou pohodu (Momčilović *et al.*, 2010). U rostlin tyto prvky ovlivňují správný průběh fotosyntézy, činnost enzymů, tvorbu nukleových kyselin, fixaci dusíku nebo působí jako katalyzátory v řadě dalších reakcí. Ty samé prvky ve větších koncentracích mohou však být pro organismy toxické. Jak již v 16. stol. zmínil Paracelsus: „*Všechny sloučeniny jsou jedy, rozdíl mezi lékem a jedem je pouze v dávce*“. Při vysokých koncentracích esenciálních prvků v organismu člověka může docházet například k ovlivnění hodnot krevního tlaku (Hu, 1996). U rostlin v tomto případě může docházet k negativnímu ovlivnění metabolismu a růstu, na rostlinách mohou být také patrné různé morfologické změny (Singh & Prasad, 2015; Bini *et al.*, 2012).

3.2 Středočeský kraj

3.2.1 Charakteristika kraje

Pro potřeby diplomové práce byla vybrána města ve Středočeském kraji. Tento kraj leží v centrální části České republiky a obklopuje hlavní město Prahu. Jedná se o největší kraj České republiky co do počtu obcí, obyvatel i rozlohy. Ta k 31. 12. 2015 činila 11 016 km² a zabírala téměř 14 % z celkového území České republiky. Díky své velikosti kraj sousedí téměř se všemi kraji, společnou hranici nemá pouze s Karlovarským krajem a s kraji na Moravě. Území Středních Čech tvoří 12 okresů – Benešov, Beroun, Kladno, Kolín, Kutná Hora, Mělník, Mladá Boleslav, Nymburk, Praha – východ, Praha – západ, Příbram a Rakovník (Obr. 1). Největším okresem podle rozlohy je Příbram, nejmenším Praha – západ. Středočeský kraj jako jediný kraj nemá své krajské město, krajský úřad sídlí v hlavním městě Praze. Úzká vazba s hlavním městem má významný vliv na ekonomiku kraje. Další výhodou pro kraj představuje hustá dopravní síť. Přes jeho území vedou významné železniční i silniční trasy, spojující hlavní město se zbytkem republiky. Krajem také prochází většina délky Labsko-Vltavské vodní cesty, jediné vodní přepravy na území České republiky. (ČSÚ, 2017).



Obr. 1: Okresy Středočeského kraje (ČSÚ₁).

Kraj je charakteristický rozvinutou zemědělskou i průmyslovou výrobou. Zemědělské produkci nahrávají přírodní podmínky severovýchodní části kraje společně s málo členitým reliéfem. Daří se zde především rostlinné výrobě, jako je pěstování pšenice,

ječmene a cukrové řepy. V příměstských oblastech se pěstuje také ovoce, zelenina a květiny. Mezi stěžejní průmyslová odvětví kraje patří strojírenství, chemie a potravinářství. Nachází se zde podnik celostátního významu Škoda Auto a. s. se sídlem v Mladé Boleslavi. Známa je také továrna TPCA Czech s. r. o. Kolín. V kraji se také nachází významné podniky zastupující oblasti sklářství, keramiku a polygrafii. Dříve tradiční obory jako těžba uhlí, ocelářství nebo kožedělný průmysl zaznamenávají v posledních letech ústup. (ČSÚ, 2017).

3.2.2 Největší zdroje kontaminace

Ve Středočeském kraji se nachází několik velmi znečištěných oblastí, kde koncentrace rizikových prvků v půdě několikanásobně přesahuje normy. Na těchto místech hrozí riziko kontaminace zemědělské produkce, může tedy dojít až k ohrožení zdraví lidí. Zasažena vysokou kontaminací v důsledku důlní činnosti je oblast Kutné Hory, kde se již od 13. století těžilo stříbro. Zásoby stříbra byly počátkem 18. století vyčerpány, dále však pokračovala těžba především zinku a olova. Jako pozůstatek této činnosti zůstává do dnešní doby těžební odpad, který je uložen na starých haldách. Tyto haldy jsou obrovským zdrojem rizikových prvků, především arsenu, kadmia, olova a zinku (Horák & Hejzman, 2016). V orné půdě v okolí Kutné Hory byly nalezeny olovo a zinek v koncentracích, převyšujících preventivní hodnoty dané vyhláškou č. 153/2016 Sb. Konkrétně se jednalo o hodnoty 339 mg.kg^{-1} pro olovo a 286 mg.kg^{-1} pro zinek (Bednářová *et al.*, 2016).

Velmi znečištěná je také oblast Příbramska, kde od roku 1311 probíhala těžba a zpracování stříbra, později také olova. Mezi léty 1970 a 1982 bylo při této činnosti do ovzduší každoročně emitováno 200 – 400 t olova (Rieuwerts *et al.*, 1999). Situace se částečně zlepšila v roce 1982, kdy byl v závodu postaven 160 m vysoký komín s kvalitním odlučovačem prachových částic. Tato opatření vedla ke snížení emisí olova na 15 – 36 t ročně (Rieuwerts *et al.*, 1999). V současné době je již těžba ukončena, na místě se nachází hornické muzeum a v kovohutích probíhá zpracovávání odpadu, především autobaterií. Rizikové prvky, které se ukládaly stovky let, však v půdě stále přetrvávají a na mnoha místech několikanásobně přesahují limity. Ve velkých koncentracích se také dostávají do říčky Litavky, která územím Příbramska protéká. V jejím říčním sedimentu byly nalezeny koncentrace olova 9805 mg.kg^{-1} a zinku 26039 mg.kg^{-1} (Ettler *et al.*, 2006).

Velmi kontaminované je také životní prostředí v okolí Neratovic z důvodu přítomnosti Spolany, největší chemické továrny v České republice, která vyrábí hydroxid sodný, chlor a další toxické produkty. Je také jedinou společností v České republice, která zpracovává nebezpečný kontaminant trichloretylen. V okolí této továrny jsou nacházeny vysoké koncentrace rizikových prvků. Mimo jiné také rtuti, která byla nalezena i ve tkáních ryb v Labi podél Neratovic. Koncentrace methylrtuti ve svalovině jelce tlouště zde činila až $0,93 \text{ mg.kg}^{-1}$, což je devětkrát více než u stejného druhu ryb v Labi u Hřenska nebo Pardubic (Maršálek *et al.*, 2006). Podnik se snaží zavádět nová opatření limitující emise, přesto stále patří mezi největší znečišťovatele životního prostředí v České republice. Podle Blacksmith Institute (2006), patří dokonce mezi 35 největších znečišťovatelů na světě, v žebříčku, kde první příčky obsadily ukrajinský Černobyl po jaderné havárii nebo ruské město Dzeržinsk.

3.3 Možnosti odstranění kontaminace

3.3.1 Metody remediace

Rizikové prvky pocházející z antropogenní činnosti představují nejčastější a největší kontaminanty životního prostředí. Zároveň představují pro prostředí dlouhodobou zátěž, neboť příroda si s nimi sama neumí poradit a v půdě mohou přetrvávat až tisíce let. Je tedy nutný zásah člověka, který zamezí škodám, které by kontaminant mohl způsobovat. Při lehčích formách kontaminace postačí kontaminant stabilizovat, například za pomoci vápnění upravit půdní reakci, aby nedocházelo k jeho dalšímu šíření. Tato metoda dočasně zamezí vstupu rizikových látek do rostlin a dále do potravního řetězce. Při vyšších koncentracích kontaminantu nebo při zasažení většího území je již nutné půdu sanovat. Existuje široké spektrum metod, zahrnující biologické, fyzikální i chemické postupy případně jejich nejrůznější kombinace (Scullion, 2006). Výběr té nejvhodnější metody závisí na charakteru a využití znečištěné lokality a také na rozsahu a zdroji kontaminace. Odstranění kontaminantu může probíhat přímo na místě znečištění (*in-situ*). Tyto postupy většinou zahrnují promývání kontaminované půdy vodou či vzduchem nebo uzavření kontaminantu do uměle vytvořeného obalu. Také je možné půdu odtěžit a odvézt (*ex-situ*), za řízených podmínek poté vyčistit a vrátit zpět na původní místo. Tato metoda je však finančně velmi náročná a řízené podmínky odstranění působí negativně na půdní vlastnosti a v řadě případů zanechávají půdy již neúrodné.

Celosvětově je v posledních desetiletích snaha nalézt remediační metody, které jsou levnější a šetrnější k životnímu prostředí. Nabízí se použití biologických metod, které vycházejí přímo z přirozených procesů v přírodě. Tyto metody jsou použitelné zejména u látek, které jsou přirozenými procesy degradovatelné, tedy organické polutanty. Využívá se při nich mineralizace, kdy je daná organická látka za pomoci bakterií nebo hub rozkládána na jednoduché anorganické sloučeniny uhlíku, dusíku, fosforu a dalších prvků, obsažených v původní kontaminující látce. Některé druhy hub produkují také specifické enzymy, schopné rozkládat velmi toxické látky jako dioxiny nebo polychlorované bifenoly (Campanella *et al.*, 2001). Bioremediace polycyklických aromatických uhlovodíků může probíhat v širokém rozpětí teplot, schopnost mikroorganismů rozkládat tyto látky je však limitována hodnotami pH a dostupností živin (Bamforth & Singleton, 2005). Odstranění organických látek z půdy je možné také pomocí živočichů z kmene Máloštětinatci (*Oligochaeta*), kteří i ve vysoce kontaminovaných půdách dokážou tyto látky akumulovat a degradovat (Ekperusi & Aigbodion, 2015).

3.3.1.1 Fytoremediace

Poměrně rychle se rozvíjející mladou biologickou metodou je fytoremediace. Metoda využívá rostliny jako hlavní nástroj odstranění znečištění. Její nevýhodou je pomalá rychlost procesu a možnost uvolňování některých látek v plynném skupenství z průduchů rostlin zpět do prostředí. Hrozí také riziko kontaminace potravního řetězce. Mezi výhody patří nízké náklady, šetrnost k životnímu prostředí, použité rostliny také mohou tvořit estetický prvek v krajině. Jedná se o *in-situ* metodu, není tedy nutné půdu nikam převážet. Metoda je obzvláště vhodná pro kontaminanty přítomné v nízkých koncentracích na větších plochách, kdy použití ostatních metod není příliš efektivní. Na vysoce kontaminovaných místech však fytoremediace nemůže fyzikální metody nahradit, neboť příliš velká koncentrace polutantů je toxická i pro samotné rostliny.

Fytoremediační metody se dělí podle mechanismu působení na procesy dekontaminační a stabilizační (Susarla *et al.*, 2002). Při stabilizačních procesech dochází k omezení nebo úplnému znemožnění transportu kontaminantu do okolí. Kontaminant může být stabilizován v rostlinném těle za pomoci redoxních přeměn, může dojít k jeho zabudování do rostlinných struktur nebo je převeden do nerozpustné podoby. Metoda stabilizace může být realizována samostatně při nižších koncentracích méně toxických kontaminantů nebo se

používá také jako závěrečný krok úpravy ploch, které byly sanované některými z jiných technologií.

Dekontaminační procesy trvale odstraňují kontaminant z prostředí. Patří mezi ně fytodegradace, fytoextrakce a fytovolatilizace. Při fytovolatilizaci je kontaminant přijat rostlinou a následně uvolněn vytěkáním do ovzduší (Pivetz, 2001). Jedná se vlastně o přenos kontaminantu z půdy do ovzduší přes rostlinné orgány, metabolické procesy v rostlině mohou mít za následek změnu formy kontaminantu a jeho převedení na méně toxické nebo netoxické těkavé sloučeniny. Příkladem může být převedení toxické sloučeniny selenu na méně toxický plyn dimethylselenid (Adler, 1996).

Fytoextrakce se v praxi používá zejména v případě rizikových prvků a spočívá ve schopnosti rostlin přijímat toxické prvky. Metoda vychází ze základů rostlinné fyziologie, především výživy rostlin, kdy pomocí kořenů zabořených v půdě nebo ponořených ve vodě, dochází k nasávání vody a živin do rostlinného těla. Anorganické látky, považované za kontaminanty, jsou pro rostlinu živinou, kterou přijímá. Příkladem může být železo, mangan, zinek, hořčík nebo měď. Některé druhy rostlin dokáží však akumulovat i těžké kovy, u kterých zatím nebyla prokázána žádná biochemická funkce jako například kadmium, chrom, olovo, stříbro nebo rtuť. Přijaté prvky se ukládají v rostlinném těle, především ve vakuolách a buněčných stěnách. Rychlost a způsob extrakce závisí na rostlinném druhu, některé druhy mohou vytahovat škodlivé látky z prostředí lépe než jiné. Pro využití metody na vyčištění půdy je nutné rostliny s akumulovanými prvky ze stanoviště odstranit, aby při rozpadu odumřelého rostlinného těla nedošlo k opětovné kontaminaci. Je tedy výhodné, má-li rostlina schopnost transportovat kontaminující látky z kořene do nadzemních částí biomasy. Některé prvky však zůstávají především v kořenech, což postup odstranění komplikuje.

Fytodegradace je metoda podobná fytoextrakci, při akumulaci látek do rostlinného těla dochází však navíc k jejich rozkladu na netoxické sloučeniny pomocí rostlinných enzymů. Metoda je tedy využitelná u degradovatelných, zejména organických kontaminantů. Konečné produkty přeměny jsou opět uloženy do vakuol a buněčných stěn, jelikož se jedná o látky téměř neškodné, není třeba rostliny z lokality odstraňovat. Na efektivnější degradaci kontaminujících látek a na aktivaci enzymů se kromě rostlin podílí také bakterie a houby z oblasti rhizosféry. Při fytoimediačních procesech se mohou všechny výše zmíněné metody mezi sebou různě doplňovat.

3.3.1.1.1 Použití hyperakumulátorů

Rostliny vhodné pro fytořemediaci by měly mít rychlý růst, velkou produkci biomasy, dostatečně hluboké kořeny, lehce sbíratelnou nadzemní část biomasy a do nadzemní biomasy akumulovat velké množství kovů. Zatím nebyl nalezen rostlinný druh, který by splňoval všechny tyto podmínky a pro fytořemediaci se tedy uplatňují dvě strategie. První je použití hyperakumulátorů, což jsou rostlinné druhy, které jsou schopny akumulovat velké množství těžkých kovů do svých nadzemních orgánů. Jejich nevýhoda ovšem spočívá v tom, že tyto druhy většinou produkují velmi málo rostlinné biomasy. Druhou možností je použití rostlin s vysokou produkcí nadzemní biomasy, tyto druhy však do svých orgánů přijímají menší množství těžkých kovů a jejich růst trvá delší dobu.

Pro lepší využití této metody je zapotřebí určit nové rostlinné hyperakumulátory. V současnosti se předpokládá, že vlastnosti hyperakumulátorů by mohlo splňovat zhruba 400 rostlinných druhů z různých čeledí, jimž s 87 zástupci vévodí čeleď brukvovité (*Brassicaceae*) (Milner & Kochian, 2008). Na studium mechanismů v těle rostlinných hyperakumulátorů je vhodným modelovým organismem peníze modravý (*Nocca caerulescens* L.), který je hyperakumulátorem pro zinek a kadmium, jeho růst je však příliš pomalý a množství vytvořené biomasy příliš malé pro běžné použití k fytořemediacím (Milner & Kochian, 2008). Vhodným fytořemediátorem kadmia je vranožka podvojná (*Coronopus didymus* L.), která tvoří větší množství biomasy, nejedná se však o příliš běžný druh v České republice (Sidhu *et al.*, 2017). Slibným druhem je pampeliška (*Taraxacum spp.*), v Číně na území kontaminovaném především kadmii prokázala pampeliška mongolská (*Taraxacum mongolicum* L.) charakteristiky typické pro akumulátor kadmia (Wei *et al.*, 2008).

3.4 Bioindikátory

3.4.1 Výhody rostlinných bioindikátorů

Druhy, které jsou akumulátorem některého z rizikových prvků, mohou také sloužit jako bioindikátory znečištění životního prostředí. Obavy o možné ekotoxikologické důsledky antropogenního znečištění na půdu a vegetaci inspirovaly výzkumy, které se zabývají nalezením vhodných levných metod určení míry znečištění dané oblasti a tím i míry ohrožení životního prostředí a potažmo i člověka. Jedním odvětvím těchto výzkumů je snaha nalézt

organismy, které by mohly potenciálně sloužit jako bioindikátory znečištění. Rostliny jsou, společně s půdou, primárními místy, kam emise vstupují, a proto dovolují předpovídat úroveň dalšího znečištění na vyšších trofických úrovních. V porovnání se živočichy mají rostlinné bioindikátory navíc několik výhod. Hlavní výhodou je jejich nepohyblivost, dá se tedy vždy s jistotou určit, na jaké lokalitě se případné znečištění nachází. Nemožnost úniku před působením toxických látek také u některých druhů rostlin vedla k vytvoření obranných mechanismů proti jejich působení. Jsou tedy schopné růst i ve vysoce kontaminované půdě. Rostliny se také rychle adaptují na změny v okolním prostředí, nacházejí se téměř ve všech ekologických podmínkách, snadno se sbírají a produkují dostatek biomasy.

3.4.2 Pampeliška (*Taraxacum sect. Ruderalia*) jako bioindikátor

Vhodným rostlinným bioindikátorem se pro své vlastnosti zdá být pampeliška (*Taraxacum sect. Ruderalia*). Tato vytrvalá bylina z čeledi hvězdnicovité (*Asteraceae*) je celosvětově rozšířena. Má širokou ekologickou amplitudu, nejlépe se jí daří v mírném pásu severní polokoule, vyskytuje se však i v arktickém nebo subarktickém prostředí Jižní a Severní Ameriky, alpínských zónách Nového Zélandu nebo vlhkých tropů Oceánie. Pampeliška je druh nenáročný na kvalitu půdy, roste na loukách, mezích, zahradách, najdeme ji také ve městech, poblíž rušných silnic, nádraží i průmyslových zón. Na stanovištích se vyskytuje v hojném počtu jedinců a tvoří poměrně velkou plochu nadzemní biomasy.

Pampeliška je velmi cenným druhem pro využití člověkem. Je to všestranně užitečná, léčivá a medonosná rostlina. Účinnými látkami jsou především hořčiny a třísloviny, pampeliška také obsahuje širokou škálu vitamínů a minerálních látek. Působí příznivě na choroby žlučníku a jater, detoxikuje organismus, pomáhá v boji s jarní únavou, poruchami metabolismu, kožními problémy nebo cukrovkou. Využitelná je celá rostlina, z kořenů a listů se připravuje léčivý čaj, listy a stvoly se přidávají do salátů, z květenství lze připravit med nebo víno. Z pampelišky se také vyrábí účinná přírodní kosmetika, která je velmi šetrná a není na ní známá žádná alergie (Paulsen, 2002). Lihový výtažek z pampelišky má protizánětlivý účinek (Jeon *et al.*, 2008). Nedávné výzkumy dokonce naznačují, že pampeliška by mohla být vhodným přírodním prostředkem k léčbě některých typů nádorů (Chatterjee *et al.*, 2011; Ovadje *et al.*, 2016; Trinh *et al.*, 2016). Pro léčebné účinky je ovšem nutné dbát na to, aby pampeliška nepocházela ze znečištěného místa.

Pampeliška je schopná přežít v omezených podmínkách díky zvýšení obsahu fenolu, který je efektivní v boji s oxidativním stresem, vyvolaným těžkými kovy (Vanni *et al.*, 2015). V rostlinách ze stresových podmínek je také vyšší obsah dalších antioxidantů a antokyanů, klesá naopak množství chlorofylu (Bretzel *et al.*, 2014). Populace rostlin, rostoucích v dlouhodobě chemicky znečištěné půdě, měly prokazatelně odlišná spektra alozymů (Antonova & Pozolotina, 2007). Tato odlišnost je z hlediska přizpůsobení se okolním podmínkám prostředí nespornou výhodou, umožňuje rostlině adaptovat se na jejich změnu a lépe snášet chemické znečištění. Obsah rizikových prvků však negativně ovlivňuje stav buněčné membrány a urychluje proces peroxidace lipidů. Tento proces poškozující buňky probíhá intenzivněji s vyšší koncentrací rizikových prvků v půdě, především olova, zinku a mědi (Savinov *et al.*, 2007). Na rostlinách z kontaminovaných stanovišť nemusí být na první pohled viditelné žádné morfologické změny, pod mikroskopem je však patrný neuspořádaný palisádový parenchym a v závislosti na koncentraci prvků dochází také k redukci šířky listů (Maleci *et al.*, 2014).

Bioindikátor by měl mít schopnost přijímat do svých orgánů rizikové prvky v závislosti na jejich koncentraci v půdě. U pampelišky byla objevena korelace mezi obsahem prvků v půdě a v rostlině, přijímala prvky do kořene a u většiny z nich byla schopna jejich translokace i do nadzemní biomasy (Maleci *et al.*, 2014; Bini *et al.*, 2012; Gjorgieva *et al.*, 2011). Tato schopnost se týká především chromu, kadmia, manganu, olova, zinku a železa. Pampeliška je tedy vhodným bioindikátorem minimálně pro tyto prvky. Je nutné vzít v potaz dobu odběru rostlin. Koncentrace rizikových prvků v listech pampelišky jsou vyšší na podzim než na jaře (Keane *et al.*, 2001). Pravděpodobným vysvětlením tohoto jevu je skutečnost, že na konci vegetativní sezony nastane detoxifikace, rostlina ztratí staré listy. Další rok na jaře začne růst nové listové generace a během roku dochází k akumulaci prvků. Odběr rostlin je také vhodné doplnit odběrem půdy ze stejné lokality, aby bylo možno určit, zda případná kontaminace rostlin pochází z půdy nebo se jedná o atmosférické spady.

4. Materiál a metody

4.1 Odběr vzorků

Odběry vzorků probíhaly na jaře roku 2016, na přelomu měsíců dubna a května. Bylo zvoleno 16 významných měst Středočeského kraje, v každém městě vlakové nádraží, průmyslově exponovaná lokalita a také očekávaně čistější místo, tedy zelená klidová zóna města. Odběrová místa byla zaznamenána GPS souřadnicemi. Tyto souřadnice s popisem jednotlivých lokalit jsou uvedeny v příloze (Příloha 1 až 3 – Tab. PI až PIII). Na daných lokalitách byl proveden odběr rostlin pampelišky (*Taraxacum sect. Ruderalia*) odděleně kořen, list a květenství. V místě každého odběru byl také odebrán vzorek půdy z hloubky 0 – 10 cm. Vzorky rostlin i půdy byly uloženy do uzavíratelného sáčku a označeny štítkem.



Obr. 2: Odběr vzorků na vlakovém nádraží v Říčanech. Foto: Ing. Najmanová.

4.2 Příprava vzorků

Odebrané vzorky rostlin a půd byly vysušeny na vzduchu při laboratorní teplotě. Vzorky rostlin byly poté rozemlety v mixéru, aby došlo k jejich homogenizaci. Vzorky půd byly rozdrceny ve třecí misce a přesety přes síto s velikostí ok 2 mm. Takto zpracované vzorky rostlin a půd byly uloženy do sáčků a připravené k analýzám. Pro zajištění kvality

analytických údajů byl u jednotlivých laboratorních stanovení použit certifikovaný referenční materiál. V případě půd se jednalo o RM 7003 Silty Clay Loam a u rostlin o RM 1515 Apple Leaves. Všechna měření byla také prováděna ve dvou opakováních.

4.3 Laboratorní analýza

4.3.1 Stanovení výměnné půdní reakce a kationtové výměnné kapacity

Pro stanovení výměnné půdní reakce bylo do širokohrdlé PVC lahve naváženo 10 g vysušené a proseté půdy. K navážce bylo přidáno 50 ml $0,01 \text{ mol.L}^{-1}$ roztoku chloridu vápenatého. Suspenze byla intenzivně míchána na třepačce po dobu 1 hodiny. Po protřepání se suspenze nechala 15 minut ustálit a poté byla potenciometricky změřena hodnota pH pomocí skleněné elektrody. Půdní reakce byla poté vyhodnocena podle tabulky (Tab. III.).

Tab. III: Hodnocení výměnného pH.

pH (KCl)	půdní reakce
do 4,5	extrémně kyselá
4,6 - 5,0	silně kyselá
5,1 - 5,5	kyselá
5,6 - 6,5	slabě kyselá
6,6 - 7,2	neutrální
7,3 - 7,7	alkalická
nad 7,7	silně alkalická

Ke stanovení kationtové výměnné kapacity byl využit chlorid barnatý, který dokáže vytěsnit kationty ze vzorku do roztoku. Do třepacích PE lahvíček byly naváženy 2 g zeminy, poté bylo přidáno 20 ml $0,1 \text{ mol.L}^{-1}$ chloridu barnatého. Lahvičky byly vloženy na 2 hodiny na třepačku, kde došlo k jejich intenzivnímu promíchání. Poté byly vzorky 10 minut centrifugovány při 3000 otáčkách za minutu a supernatant byl slit do plastových zkumavek. Koncentrace kationtů v roztoku byla stanovena pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES, Agilent 720, Agilent Technologies Inc., USA). Hodnota kationtové výměnné kapacity poté byla vyhodnocena podle tabulky (Tab. IV.).

Tab. IV: Hodnocení kationtové výměnné kapacity.

KVK mmol/100g	hodnocení
do 8	velmi nízká
8-12	nízká
13-17	nižší střední
18-24	vyšší střední
25-30	vysoká
nad 30	velmi vysoká

4.3.2 Stanovení celkového a potenciálně mobilizovatelného obsahu prvků v půdě

Pro stanovení celkového obsahu prvků v půdě byly vysušené a proseté vzorky naváženy po 0,5 g do reakčních teflonových nádob. Navážky byly poté zality 10 ml lučavky královské (směs koncentrované kyseliny chlorovodíkové a koncentrované kyseliny dusičné v poměru 3:1). Takto připravené vzorky byly v teflonových reakčních nádobách extrahovány v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem v zařízení Ethos 1 (MLS GmbH, Německo) po dobu 45 minut. Po částečném zchladnutí nádob byly ze vzorku odpařeny kyseliny a po úplném zchladnutí byly vzorky kvantitativně převedeny do 25 ml zkumavek a doplněny demineralizovanou vodou po rysku. Po zajištění Parafilmem® a promíchání vzorku byl celkový obsah prvků ve vzorcích stanoven metodou optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES).

Pro stanovení potenciálně mobilizovatelného obsahu prvků byly od každého předem vysušeného a přesátého vzorku naváženy 2 g do plastové reakční nádoby. Vzorky byly zality 20 ml 2 mol.L⁻¹ kyseliny dusičné a následně protřepávány po dobu 6 hodin (Borůvka *et al.*, 1996). Poté byly 10 minut centrifugovány při 3000 otáčkách za minutu. Supernatanty, které vznikly při centrifugaci, byly slity do 20 ml zkumavek a doplněny demineralizovanou vodou po rysku. Po zajištění Parafilmem® byly vzorky promíchány. Následně byl stanoven obsah rizikových prvků metodou optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES).

4.3.3 Stanovení celkového obsahu prvků v rostlinách

Od každého vzorku rostlin bylo 0,5 g naváženo do reakčních teflonových nádob. Vzorky byly poté zality 8 ml 65% kyseliny dusičné a 2 ml 30% peroxidu vodíku. Takto připravené vzorky byly v teflonových reakčních nádobách extrahovány v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem v zařízení Ethos 1 (MLS GmbH, Německo) po dobu 45 minut. Po částečném zchladnutí nádob byly ze vzorku odpařeny kyseliny. Po úplném zchladnutí byly vzorky kvantitativně převedeny do 25 ml zkumavek a doplněny demineralizovanou vodou na požadovaný objem. Po zajištění Parafilmem® byly vzorky promíchány. Pro stanovení obsahu prvků ve vzorcích byla použita metoda optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES).

4.4 Zpracování dat

Pro vyhodnocení výsledků byly vzorky rozděleny do skupin podle lokality odběru, zvláště vlakové nádraží, průmyslová zóna a zelená klidová zóna města. Pro zjednodušení prezentace a interpretace výsledků byly tyto skupiny označeny „nádraží“, „průmysl“ a „park“. Pro vyhodnocení základních statistických dat byly využity popisné charakteristiky v programu Microsoft Office (Microsoft Excel, 2007).

Závislost mezi obsahem prvků v půdě a v jednotlivých částech rostlin byla zhodnocena pomocí korelační analýzy. Pro určení statistické odlišnosti jednotlivých lokalit byla využita jednoduchá analýza rozptylu na hladině významnosti 5% s následným Tukeyho porovnáváním.

5. Výsledky

5.1 Park

5.1.1 Fyzikálně – chemické vlastnosti sledovaných půd

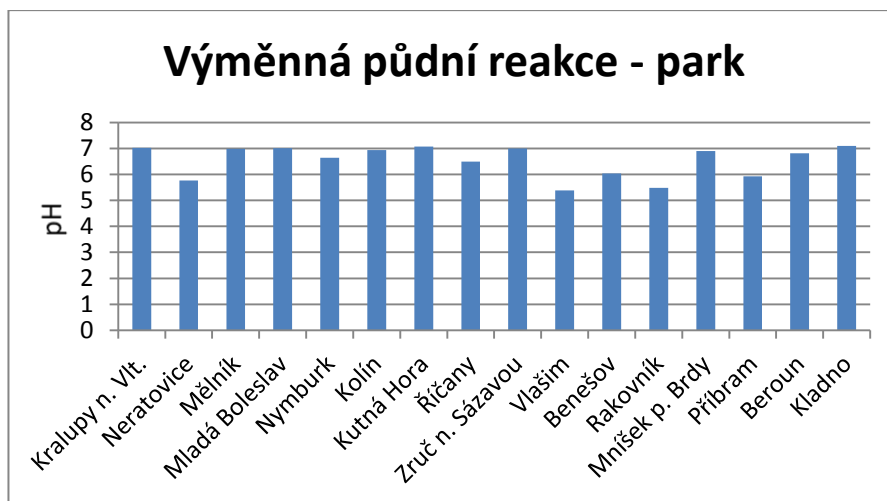
V očekávaně čistějších lokalitách se hodnota výměnné půdní reakce (pH_{KCl}) pohybovala v rozmezí 5,29 – 7,1. Jedná se tedy o půdní reakci kyselou až neutrální. Nejnižší hodnota půdní reakce byla naměřena v parku ve Vlašimi, nejvyšší v parku v Kladně. Průměrná hodnota byla 6,53; což odpovídá reakci slabě kyselé. Základní statistické ukazatele jsou shrnuty v tabulce V. Všechny naměřené hodnoty jsou uvedeny v příloze (Příloha 4 – Tab. PIV.). Srovnání hodnot výměnné půdní reakce mezi jednotlivými městy zachycuje obrázek 3.

Kationtová výměnná kapacita se zde pohybovala v rozmezí 19,43 – 51,91 mmol/100g. Tyto hodnoty značí vyšší střední až velmi vysokou KVK. Nejnižší hodnota pochází z Vlašimi, nejvyšší z Kladna. Průměrná hodnota byla 36,86 a znamená velmi vysokou hodnotu KVK. Základní statistické ukazatele shrnuje tabulka V. Naměřené hodnoty všech vzorků jsou uvedeny v příloze (Příloha 4 – Tab. PIV.). Srovnání hodnot kationtové výměnné kapacity mezi jednotlivými městy zachycuje obrázek 4.

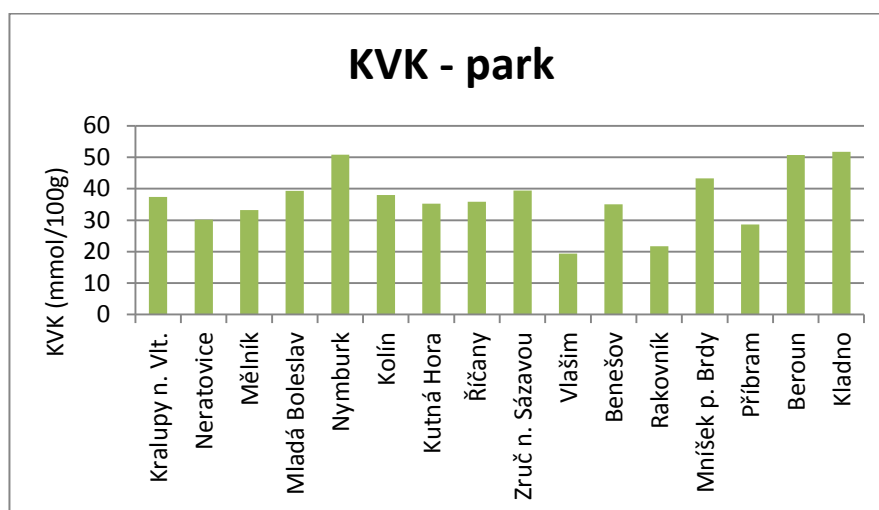
Tab. V: Základní statistické ukazatele půdních charakteristik ze všech lokalit.

	pH			KVK (mmol/100g)		
	park	nádraží	průmysl	park	nádraží	průmysl
minimum	5,29	5,89	5,55	19,4	20,3	24,8
maximum	7,10	7,21	7,34	51,9	64,5	60,6
průměr	6,53	6,80	6,71	36,9	41,5	36,5
sm.od.	0,590	0,304	0,465	9,14	12,8	9,40
median	6,89	6,85	6,83	36,5	43,7	35,8
MAD	0,190	0,0900	0,260	4,90	10,3	4,31

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek



Obr. 3: Srovnání hodnot výměnné půdní reakce mezi jednotlivými městy.



Obr. 4: Srovnání hodnot kationtové výměnné kapacity mezi jednotlivými městy.

5.1.2 Celkový obsah a mobilita prvků v půdě

5.1.2.1 Potenciálně mobilizovatelný obsah prvků v půdě

Potenciálně mobilizovatelný obsah prvků v půdě byl stanoven za pomoci 2 mol.L^{-1} kyseliny dusičné. Tyto hodnoty vypovídají o maximálním uvolnitelném obsahu prvků, který je potenciálně přijatelný pro rostliny. Základní statistické charakteristiky mobilního obsahu prvků v půdě uvádí tabulka (Tab. VIA a VIB). Hodnoty byly porovnávány s Vyhláškou MŽP č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Hodnocení podle této vyhlášky bylo zařazeno, neboť tyto hodnoty byly po dlouhé roky ukazatelem potenciálního rizika půdy.

Tab. VIA: Základní statistické charakteristiky mobilního obsahu rizikových prvků v půdě – 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	1,62	0,188	0,108	1,16	1,98	8,03
maximum	85,7	1,06	2,77	7,61	18,3	40,4
průměr	10,4	0,454	0,415	3,53	5,39	18,2
sm. od.	20,2	0,229	0,623	1,70	3,67	7,71
medián	3,46	0,412	0,215	3,45	4,31	16,4
MAD	1,41	0,100	0,0775	0,810	1,12	3,30
%	11,9-66,5	29,8-66,1	73,9-173	31,2-63,0	9,00-27,6	38,4-183
norma (č. 13/1994 Sb.)	4,50	2,00	1,00	25,0	40,0	50,0

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek, %...z celkového obsahu

Tab. VIB: Základní statistické charakteristiky mobilního obsahu rizikových prvků v půdě – 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,0659	2,19	12,9	4,79	31,0
maximum	0,301	10,4	259	22,2	511
průměr	0,148	5,48	46,7	10,9	95,0
sm.od.	0,0494	2,30	55,5	4,45	111
medián	0,150	5,42	28,8	9,94	64,7
MAD	0,0325	1,67	10,5	2,94	19,4
%	8,50-132	9,30-45,3	69,9-126	13,8-40,3	37,0-103
norma (č. 13/1994 Sb.)	5,00	25,0	70,0	50,0	100

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek, %...z celkového obsahu

Nejnižší koncentrace arzenu byla zjištěna ve Vlašimi, nejvyšší v Kutné Hoře. U beryllia byla nejnižší koncentrace z Mělníka, nejvyšší pochází z Kladna. Minimální hodnota pro kadmium je z Vlašimi, maximální z Příbrami. U kobaltu je nejnižší hodnota z Mělníka, nejvyšší z Benešova. Chrom byl naměřen v nejnižší koncentraci v Mělníku, nejvyšší v Benešově. Minimum pro měď pochází z Kralup n. Vlt., maximum z Kolína. Molybden má nejnižší koncentraci v Kralupech n. Vlt. a nejvyšší v Benešově. U niklu je minimum z Kralup n. Vlt., maximum z Benešova. Olovo je v nejnižší koncentraci také v Kralupech n. Vlt., nejvyšší obsah pochází z Příbrami. Pro vanad je minimum opět z Kralup n. Vlt., maximum z Benešova. Nejnižší koncentrace zinku byla zjištěna v Nymburku, nejvyšší v Příbrami.

Při porovnání s normami je patrné, že u beryllia, kobaltu, chromu, mědi, molybdenu, niklu ani vanadu limity obsahu prvků v půdách překročeny nebyly. Maximální hodnota zjištěná u arzenu překračuje normu 19x; u kadmia 2,7x; u olova 3,7x a u zinku 5,1x. Nejnižší mobilitu z analyzovaných prvků má molybden, beryllium a kadmium, nejvyšší olovo a zinek.

5.1.2.2 Celkový obsah prvků v půdě

Celkový obsah prvků v půdě byl stanoven za pomoci lučavky královské. Základní statistické charakteristiky těchto obsahů v lokalitách z parku shrnují tabulky VIIA a VIIB. Hodnoty byly porovnávány s preventivními a indikačními hodnotami danými Vyhláškou MŽP č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Pro molybden tato vyhláška novou hodnotu neurčuje, proto byl tento prvek porovnáván se starší vyhláškou č. 13/1994 Sb. Indikační hodnoty jsou uvedeny v tabulce (Tab. II), hodnoty preventivní jsou pro porovnání uvedeny v tabulkách pro základní statistické charakteristiky celkového obsahu rizikových prvků v půdě z jednotlivých lokalit (Tab. VIIA a VIIB, XIA a XIIB, XVIIA a XVIIIB).

Tab. VIIA: Základní statistické charakteristiky celkového obsahu rizikových prvků v půdě – 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	6,80	0,392	0,0624	2,81	15,6	12,3
maximum	140	2,39	3,62	14,4	66,3	39,7
průměr	25,3	0,998	0,447	8,16	34,6	24,5
sm.od.	30,4	0,435	0,787	2,94	12,5	7,99
medián	14,5	0,844	0,174	8,35	33,7	22,3
MAD	5,18	0,220	0,0658	1,72	7,95	5,18
preventivní hodnoty (č. 153/2016 Sb.)	20,0	2,00	0,500	30,0	90,0	60,0

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Tab. VIIB: Základní statistické charakteristiky celkového obsahu rizikových prvků v půdě – 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,137	6,98	18,3	21,1	53,7
maximum	1,07	94,7	282	71,3	600
průměr	0,483	22,6	49,5	43,8	135
sm.od.	0,274	17,9	57,9	13,5	113
medián	0,375	19,4	31,2	42,7	104
MAD	0,198	3,15	8,30	11,6	20,4
preventivní hodnoty (č. 153/2016 Sb.)	5,00 *	50,0	60,0	130	120

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek, *..norma č. 13/1994 Sb.

Nejnižší obsah arzenu byl naměřen v Mladé Boleslavi, nejvyšší naopak v Kutné Hoře. Nejnižší koncentrace beryllia pochází z Mělníka, nejvyšší z Kladna. Pro kadmium je minimum z Vlašimi, maximum z Příbrami. Nejnižší koncentrace kobaltu pochází z Mělníka, nejvyšší z Benešova. Chrom byl v nejnižší koncentraci zjištěn v Mělníku, nejvyšší hodnota pochází z Benešova. Měď se v nejnižší koncentraci nacházela v Kralupech n. Vlt., nejvyšší koncentrace naopak pochází z Kutné Hory. U molybdenu byla nejnižší koncentrace v Nymburku, nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Nejnižší koncentrace niklu pochází z Mělníka, nejvyšší z Příbrami. Olovo bylo v nejnižší koncentraci ve Zruči n. Sáz., nejvyšší koncentrace pochází z Příbrami. Nejnižší hodnota pro vanad je z Mělníka, nejvyšší z Benešova. Zinek se nachází v nejnižší koncentraci v Rakovnicí, v nejvyšší v Příbrami.

Při porovnání s normami je patrné, že limity nebyly překročeny u kobaltu, chromu, mědi, molybdenu a vanadu. Maximální zjištěná hodnota u arzenu překračuje preventivní hodnotu 7x; u beryllia 1,2x; u kadmia 7,2x; u niklu 1,9x; u olova 4,7x a u zinku 5x. V případě arzenu a kadmia maximální hodnoty přesahují i indikační hodnoty, které naznačují možné ohrožení nezávadnosti potravin a krmiv. U zinku došlo k překročení indikační hodnoty pro možné ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy. Maximální hodnoty arzenu mohou představovat přímé ohrožení zdraví člověka a zvířat.

5.1.3 Celkový obsah prvků v rostlinách

Obsahy prvků v rostlinách pampelišky byly stanoveny za pomoci lučavky královské. Odděleně byly analyzovány kořen, list a květenství rostliny. Základní statistické charakteristiky obsahů prvků v rostlinách z parku zachycují tabulky VIII A a VIII B (pro kořen), IX A a IX B (pro list), X A a X B (pro květenství). Hodnoty byly porovnávány se Směrnicí Evropského parlamentu a rady 2002/32/ES ze dne 7. května 2002 o nežádoucích látkách v krmivech, která stanovuje maximální obsah látek v krmivech.

Tab. VIIIA: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – kořen 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,664	0,00829	0,0269	0,131	0,708	7,51
maximum	3,77	0,118	1,41	1,52	12,70	33,8
průměr	1,18	0,0391	0,321	0,351	2,52	16,2
sm.od.	0,691	0,0274	0,293	0,281	2,31	6,11
medián	0,953	0,0304	0,208	0,264	1,85	15,6
MAD	0,153	0,0145	0,0514	0,114	0,57	2,73
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	2,00	--	1,00	--	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Tab. VIIIB: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – kořen 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,118	0,712	0,526	1,47	18,6
maximum	3,43	21,5	13,3	7,31	80,5
průměr	0,926	2,59	2,59	2,90	37,1
sm.od.	0,754	3,72	2,86	1,51	13,1
medián	0,664	1,66	1,57	2,35	32,7
MAD	0,261	0,461	0,906	0,480	5,44
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	--	--	30,0	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

V kořeni byl nejnižší obsah arzenu zjištěn v Benešově, nejvyšší v Kutné Hoře. U beryllia pochází nejnižší hodnota z Nymburka, nejvyšší z Mníšku p. Brdy. Kadmium bylo v nejnižší koncentraci nalezeno v Mělníku, nejvyšší hodnota je z Příbrami. U kobaltu pochází nejnižší koncentrace z Nymburka, nejvyšší z Mníšku p. Brdy. Chrom byl v nejnižší koncentraci přítomen v Nymburku, nejvyšší hodnota pochází z Mníšku p. Brdy. U mědi byla nejnižší hodnota v Příbrami, nejvyšší v Kralupech n. Vlt. Ve Vlašimi byla nalezena nejnižší koncentrace molybdenu, nejvyšší naopak v Mníšku p. Brdy. Pro nikl byla nejnižší hodnota z Kutné Hory, nejvyšší byla zjištěna opět v Mníšku p. Brdy. Ve Zruči n. Sáz. byla nalezena nejnižší koncentrace olova, tento prvek byl v nejvyšší hodnotě zjištěn v Příbrami. U vanadu pochází nejnižší koncentrace z Nymburku, nejvyšší z Kladna. Zinek v nejnižší hodnotě pochází z Berouna, nejvyšší hodnota je z Příbrami.

Maximální hodnota zjištěná u arzenu a kadmia překračuje limit pro obsah nežádoucích látek v krmivech. U olova tento limit překročen není.

Tab. IXA: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – list 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,961	0,0166	0,0378	0,160	0,234	6,41
maximum	1,79	0,298	1,72	0,832	3,49	14,1
průměr	1,32	0,0889	0,251	0,246	0,968	9,01
sm.od.	0,222	0,0956	0,382	0,113	0,828	1,75
medián	1,37	0,0247	0,139	0,231	0,666	9,25
MAD	0,164	0,00565	0,0442	0,0274	0,296	1,10
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	2,00	--	1,00	--	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Tab. IXB: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – list 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,240	0,242	0,641	0,173	16,5
maximum	1,92	4,89	3,09	3,34	113
průměr	0,911	0,917	1,19	0,628	34,5
sm.od.	0,488	0,885	0,635	0,649	20,7
medián	0,751	0,594	0,958	0,338	31,6
MAD	0,149	0,194	0,159	0,147	5,61
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	--	--	30,0	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Nejnižší obsah arzenu v listech pochází z Kladna, nejvyšší z Rakovníka. Beryllium mělo nejnižší hodnotu v Říčanech, nejvyšší opět v Rakovníku. Nejnižší hodnota pro kadmium pochází z Mníšku p. Brdy, nejvyšší z Příbrami. V Kladně se nalézá nejnižší koncentrace kobaltu, nejvyšší pochází z Mníšku p. Brdy. Z Mělníka pochází nejnižší koncentrace chromu, zatímco nejvyšší je v Berouně. Měď se nachází v nejnižší koncentraci v Berouně, nejvyšší hodnota pochází z Mníšku p. Brdy. Pro molybden je minimum ve Vlašimi, maximum v Kladně. Nikl je v nejnižší koncentraci v Berouně, nejvyšší hodnota je z Mníšku p. Brdy. Olovo v nejnižší koncentraci pochází z Kladna, maximální hodnota z Mníšku p. Brdy. Minimum pro vanad bylo zjištěno v Mladé Boleslavi, maximum pochází opět z Mníšku p. Brdy. Zinek byl přítomen v nejnižší koncentraci v Říčanech, nejvyšší hodnota je z Příbrami.

Maximální hodnota obsahu kadmia v listech překračuje limit pro krmiva, u arzenu ani olova limit překročen není.

Tab. XA: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – květenství 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	1,06	0,0176	0,0370	0,176	0,221	6,94
maximum	2,23	0,0371	0,557	0,371	0,972	14,0
průměr	1,55	0,0259	0,0913	0,259	0,647	10,8
sm.od.	0,300	0,00499	0,114	0,0499	0,227	1,65
medián	1,51	0,0251	0,0529	0,251	0,677	10,9
MAD	0,180	0,00299	0,0100	0,0299	0,165	1,07
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	2,00	--	1,0	--	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Tab. XB: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – květenství 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,221	0,688	0,706	0,176	18,9
maximum	1,07	7,94	2,52	1,66	46,2
průměr	0,556	2,35	1,09	0,512	24,9
sm.od.	0,248	1,67	0,324	0,324	5,84
medián	0,490	1,70	1,02	0,450	23,6
MAD	0,183	0,760	0,132	0,192	1,68
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	--	--	30,0	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Nejnižší obsah arzenu v květenství pochází z Neratovic, nejvyšší z Mníšku p. Brdy. Beryllium bylo v nejnižší koncentraci také v Neratovicích, maximální hodnota byla zjištěna opět v Mníšku p. Brdy. Kadmium má nejnižší hodnotu z Kralup n. Vlt., nejvyšší z Příbrami. U kobaltu pochází minimální hodnota z Neratovic, maximální je z Mníšku p. Brdy. Pro chrom byla nejnižší hodnota zjištěna v Rakovníku a nejvyšší ve Vlašimi. Měď byla v minimální koncentraci v Benešově a v maximální v Mníšku p. Brdy. Pro molybden pochází nejnižší hodnota z Rakovníka a nejvyšší opět z Mníšku p. Brdy. Nikl má nejnižší koncentraci v Mělníku a nejvyšší ve Vlašimi. Nejnižší hodnota pro olovo pochází z Neratovic, nejvyšší z Berouna. Vanad byl v minimální koncentraci opět v Neratovicích a v maximální v Mníšku p. Brdy. Pro zinek pochází nejnižší koncentrace z Nymburka a nejvyšší z Příbrami.

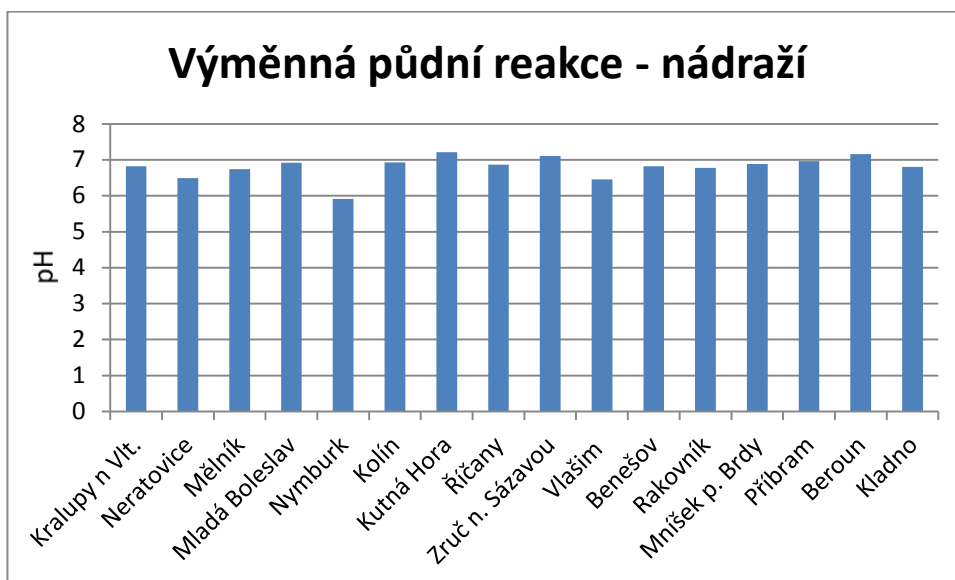
Maximální hodnota arzenu v květenství je nadlimitní, u kadmia ani olova limit překročen není.

5.2 Nádraží

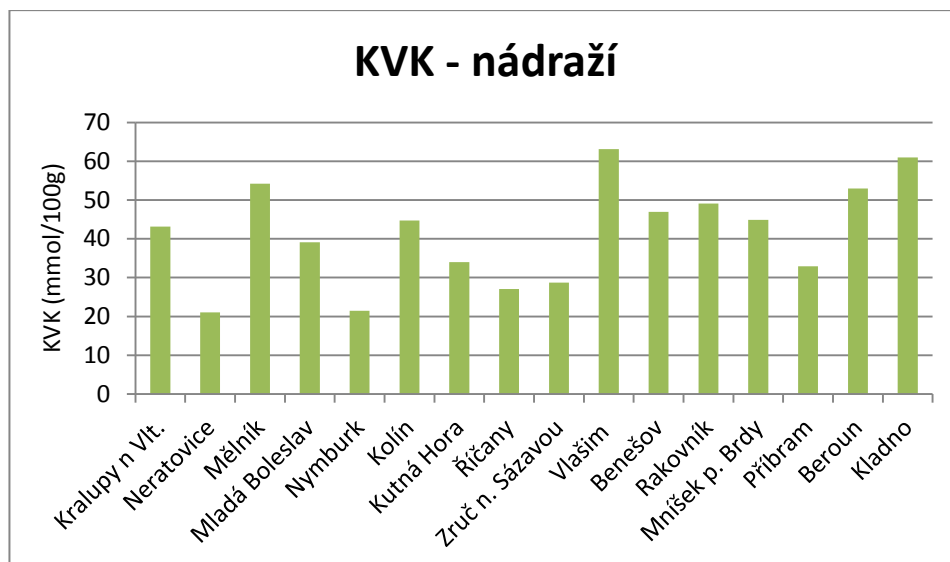
5.2.1 Fyzikálně – chemické vlastnosti sledovaných půd

V lokalitách na nádraží se hodnota výměnné půdní reakce (pH_{KCl}) pohybovala v rozmezí 5,89 – 7,21. Tyto hodnoty odpovídají půdní reakci slabě kyselé až neutrální. Nejnižší hodnota půdní reakce byla zjištěna na nádraží v Nymburku. Nejvyšší hodnota půdní reakce byla naměřena ve vzorku z nádraží v Kutné Hoře. Průměrná hodnota byla 6,80; což odpovídá reakci neutrální. Základní statistické ukazatele jsou shrnuty v tabulce V. Všechny naměřené hodnoty jsou uvedeny v příloze (Příloha 4 – Tab. PIV.). Srovnání hodnot výměnné půdní reakce mezi jednotlivými městy zachycuje obrázek 5.

Kationtová výměnná kapacita se v těchto lokalitách pohybovala v rozmezí 20,31 – 64,45 mmol/100g (viz. Tab. V). Tyto hodnoty odpovídají vyšší střední až velmi vysoké KVK. Nejnižší hodnota byla zjištěna v Neratovicích, nejvyšší v Kladně. Průměrná hodnota byla 41,52 a odpovídá velmi vysoké KVK. Všechny naměřené hodnoty jsou uvedeny v příloze (Příloha 4 – Tab. PIV.). Srovnání hodnot kationtové výměnné kapacity mezi jednotlivými městy zachycuje obrázek 6.



Obr. 5: Srovnání hodnot výměnné půdní reakce mezi jednotlivými městy.



Obr. 6: Srovnání hodnot kationtové výměnné kapacity mezi jednotlivými městy.

5.2.2 Celkový obsah a mobilita prvků v půdě

5.2.2.1 Potenciálně mobilizovatelný obsah prvků v půdě

Základní statistické charakteristiky potenciálně mobilizovatelných obsahů rizikových prvků v půdě z lokalit na nádraží shrnují tabulky XIA a XIB. Hodnoty byly porovnávány s Vyhláškou MŽP č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Tab. XIA: Základní statistické charakteristiky mobilního obsahu rizikových prvků v půdě – 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	3,82	0,341	0,119	1,39	4,11	17,4
maximum	46,9	1,53	3,82	14,9	37,6	2580
průměr	16,5	0,677	1,00	4,88	13,7	203
sm.od.	15,0	0,308	0,904	3,15	9,18	612
medián	9,03	0,642	0,800	4,18	10,7	36,8
MAD	4,19	0,216	0,368	0,710	3,73	9,85
%	24,6-76,7	36,6-71,9	58,2-148	23,1-50,2	8,90-82,8	51,1-115
norma (č. 13/1994 Sb.)	4,50	2,00	1,00	25,0	40,0	50,0

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek, %...z celkového obsahu

Tab. XIB: Základní statistické charakteristiky mobilního obsahu rizikových prvků v půdě – 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,130	3,52	14,7	9,29	99,3
maximum	0,609	225	515	29,5	1090
průměr	0,301	25,4	110	17,8	394
sm.od.	0,118	52,6	110	5,30	293
medián	0,271	8,32	92,0	16,6	258
MAD	0,0725	2,41	51,1	3,25	142
%	5,60-137	21,2-78,8	13,9-174	22,8-53,5	58,1-123
norma (č. 13/1994 Sb.)	5,00	25,0	70,0	50,0	100

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek, %...z celkového obsahu

Nejnižší obsah arzenu byl naměřen ve Vlašimi, nejvyšší v Kutné Hoře. Beryllium má nejnižší koncentraci v Nymburku, nejvyšší v Kladně. U kadmia je nejnižší koncentrace opět z Nymburku, nejvyšší z Příbrami. Nejnižší koncentrace kobaltu pochází také z Nymburku, nejvyšší ze Zruče n. Sáz. Chrom je v nejnižší koncentraci v Kutné Hoře, v nejvyšší ve Zruči n. Sáz. Nejnižší koncentrace mědi byla zjištěna ve Zruči n. Sáz., nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Molybden byl v nejnižší koncentraci v Berouně, v nejvyšší v Mladé Boleslavi. Pro nikl pochází nejnižší koncentrace z Nymburku, nejvyšší ze Zruče n. Sáz. Olovo je v nejnižší koncentraci ve Zruči n. Sáz., nejvyšší koncentrace byla zjištěna v Příbrami. Nejnižší hodnota pro vanad pochází z Nymburku, nejvyšší naopak z Mníšku p. Brdy. U zinku je nejnižší hodnota z Kladna a nejvyšší z Mníšku p. Brdy.

Při porovnání s normami je patrné že limity nepřekračují beryllium, kobalt, chrom, molybden a vanad. Maximální zjištěná hodnota u arzenu překračuje normu 10,4x; u kadmia 3,8x; u mědi 51,6x; u niklu 9x; u olova 7,4x a u zinku 10,9x. Nejnižší mobilitu ze všech analyzovaných prvků má beryllium a molybden. Nejvíce mobilní je měď, olovo a zinek.

5.2.2.2 Celkový obsah prvků v půdě

Základní statistické charakteristiky celkových obsahů rizikových prvků v půdě v lokalitách z nádraží shrnují tabulky XIIA a XIIB. Hodnoty byly porovnávány s preventivními a indikačními hodnotami danými Vyhláškou MŽP č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Molybden byl porovnáván se starší vyhláškou č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Tab. XIIA: Základní statistické charakteristiky celkového obsahu rizikových prvků v půdě – 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	12,0	0,742	0,119	5,91	23,1	22,7
maximum	94,3	2,61	6,56	42,7	422	2330
průměr	36,3	1,32	1,19	13,0	75,1	197
sm.od.	28,0	0,505	1,43	7,92	86,2	540
medián	21,6	1,17	0,782	10,8	49,3	47,3
MAD	9,13	0,243	0,435	2,27	20,5	10,7
preventivní hodnoty (č. 153/2016 Sb.)	20,0	2,00	0,500	30,0	90,0	60,0

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Tab. XIIB: Základní statistické charakteristiky celkového obsahu rizikových prvků v půdě – 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,145	12,6	18,2	31,8	125
maximum	5,78	799	904	107	1260
průměr	1,35	79,4	131	54,5	431
sm.od.	0,990	187	167	19,1	299
medián	1,20	26,8	86,0	46,9	317
MAD	0,360	7,36	51,2	8,12	132
preventivní hodnoty (č. 153/2016 Sb.)	5,00 *	50,0	60,0	130	120

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek,*...norma č.13/1994 Sb.

Arzen se v nejnižší koncentraci nachází v Nymburku, v nejvyšší v Příbrami. Nejnižší hodnota pro beryllium pochází z Nymburku, nejvyšší z Kladna. Pro kadmium je nejnižší koncentrace z Nymburku, nejvyšší z Příbrami. Kobalt byl v nejnižší koncentraci také v Nymburku, nejvyšší hodnota pochází ze Zruče n. Sáz. Z Nymburku je také nejnižší koncentrace chromu, nejvyšší pochází ze Zruče n. Sáz. Ve Zruči n. Sáz. je naopak nejnižší koncentrace mědi, nejvyšší hodnota pochází z Mníšku p. Brdy. Molybden byl v nejnižší koncentraci v Kutné Hoře, nejvyšší hodnota pochází z Benešova. Nejnižší hodnota pro nikl pochází z Nymburku, nejvyšší ze Zruče n. Sáz. Olovo bylo zjištěno v nejnižší koncentraci ve Zruči nad Sáz., nejvyšší v Příbrami. Nejnižší koncentrace vanadu byla naměřena v Nymburku, nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Zinek byl v nejnižší koncentraci v Kladně, nejvyšší hodnota je z Příbrami.

Při porovnání s normami je patrné, že preventivní hodnotu nepřekračuje pouze vanad. U všech ostatních prvků jsou maximální hodnoty vyšší než hodnoty preventivní. Konkrétně 4,7x u arzenu; 1,3x u beryllia; 13,1x u kadmia; 1,4x u kobaltu; 4,7x u chromu; 38,8x u mědi; 1,2x u molybdenu; 15,9x u niklu; 15x u olova a 10,5x u zinku. Maximální hodnoty u arzenu, kadmia, niklu a olova mohou také představovat ohrožení nezávadnosti potravin a krmiv. U mědi, niklu a zinku dochází k překročení indikačních hodnot pro možné ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy. Maximální hodnoty u arzenu a olova přesahují indikační hodnoty pro možné ohrožení zdraví člověka a zvířat.

5.2.3 Celkový obsah prvků v rostlinách

Základní statistické charakteristiky obsahů prvků v rostlinách z nádraží zachycují tabulky XIII A a XIII B (pro kořen), XIV A a XIV B (pro list), XV A a XV B (pro květenství). Hodnoty byly porovnávány se Směrnicí Evropského parlamentu a rady 2002/32/ES ze dne 7. května 2002 o nežádoucích látkách v krmivech, která stanovuje maximální obsah látek v krmivech.

Tab. XIII A: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – kořen 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,664	0,00584	0,0392	0,130	0,929	7,54
maximum	8,70	0,132	4,78	1,16	9,78	236
průměr	1,68	0,0481	0,656	0,533	3,25	28,6
sm.od.	1,72	0,0327	1,04	0,350	2,29	49,6
medián	1,04	0,0395	0,440	0,412	2,33	14,8
MAD	0,179	0,0230	0,238	0,238	1,08	5,38
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	2,00	--	1,00	--	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Tab. XIII B: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – kořen 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,338	0,773	0,572	0,929	26,8
maximum	2,09	15,73	32,7	6,58	236
průměr	0,916	3,00	7,16	2,89	83,7
sm.od.	0,486	3,31	8,32	1,49	56,7
medián	0,660	2,19	3,18	2,52	63,1
MAD	0,203	0,998	2,47	1,10	28,0
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	--	--	30,0	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Nejnižší obsah arzenu v kořeni na nádraží pochází z Řičan, maximální hodnota je z Příbrami. Pro beryllium je minimální koncentrace z Kolína, maximální pochází opět z Příbrami. Kadmium je v nejnižší koncentraci ve Vlašimi, v nejvyšší opět v Příbrami. U kobaltu se nejnižší koncentrace nachází v Kutné Hoře, nejvyšší v Berouně. Minimum pro chrom pochází z Rakovníka, maximum se nachází v Příbrami. Měď má nejnižší hodnotu ve Zruči n. Sáz., nejvyšší v Mníšku p. Brdy. V Kutné Hoře se nachází minimum pro molybden, jeho maximum je v Benešově. Nikl je v minimální koncentraci také v Kutné Hoře, maximum tvoří Zruč n. Sáz. Pro olovo byla minimální hodnota zjištěna ve Vlašimi, maximální pak v Příbrami. Vanad má minimum také v Kutné Hoře, jeho maximum se nachází Mníšku p. Brdy. Minimum pro zinek představuje Kladno a maximum Příbram.

U maximálních hodnot pro obsah arzenu, kadmia i olova v kořeni dochází k překročení limitů pro obsah nežádoucích látek v krmivech.

Tab. XIVA: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – list 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,931	0,0155	0,0326	0,155	0,221	5,43
maximum	1,73	0,289	2,43	0,289	2,25	39,1
průměr	1,28	0,0977	0,347	0,213	0,896	9,95
sm.od.	0,211	0,103	0,534	0,0352	0,624	7,19
medián	1,27	0,0228	0,217	0,211	0,674	7,67
MAD	0,147	0,00467	0,116	0,0246	0,243	0,903
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	2,00	--	1,00	--	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Tab. XIVB: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – list 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,242	0,158	0,621	0,158	18,8
maximum	2,22	7,19	7,94	1,62	114
průměr	0,831	1,03	1,42	0,457	45,9
sm.od.	0,498	1,52	1,66	0,345	28,0
medián	0,715	0,596	0,868	0,337	33,0
MAD	0,207	0,387	0,147	0,138	10,2
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	--	--	30,0	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Nejnižší obsah arzenu v listech pochází z Kralup n. Vlt., nejvyšší z Rakovníka. Nejnižší hodnota pro beryllium je také z Kralup n. Vlt., nejvyšší opět z Rakovníka. Kadmium bylo v nejnižší koncentraci ve Zruči n. Sáz., nejvyšší hodnota je z Příbrami. Pro kobalt bylo minimum v Kralupech n. Vlt., maximum je z Rakovníka. Chrom byl v minimální koncentraci v Neratovicích, maximální hodnota pochází z Příbrami. Pro měď bylo minimum naměřeno ve Zruči n. Sáz., maximum pochází z Mníšku p. Brdy. Molybden byl v minimu v Kolíně, maximum bylo v Kralupech n. Vlt. U niklu byla nejnižší hodnota zjištěna v Berouně, nejvyšší ve Zruči n. Sáz. Olovo bylo v nejnižší koncentraci v Kralupech n. Vlt., nejvyšší pochází z Příbrami. U vanadu byla nejnižší hodnota zjištěna v Berouně a nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Zinek byl v nejnižší koncentraci v Kutné Hoře, nejvyšší hodnota pochází z Příbrami.

U maximálních hodnot pro kadmium dochází k překročení limitů pro obsah nežádoucích látek v krmivech, u arzenu a olova jsou všechny hodnoty pod limitem.

Tab. XVA: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – květenství 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,698	0,0116	0,0233	0,116	0,288	8,19
maximum	2,11	0,0352	1,22	0,352	2,05	34,6
průměr	1,44	0,0241	0,145	0,241	0,885	12,1
sm.od.	0,372	0,00619	0,266	0,0619	0,469	5,53
medián	1,46	0,0243	0,0581	0,243	0,747	10,6
MAD	0,296	0,00493	0,0173	0,0493	0,232	1,06
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	2,00	--	1,00	--	--	--

sm.od....směrodatná odchylnka, MAD...median absolutních odchylek

Tab. XVB: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – květenství 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,208	0,654	0,465	0,134	21,7
maximum	1,06	5,96	2,88	1,42	60,1
průměr	0,577	2,34	1,19	0,518	31,1
sm.od.	0,252	1,42	0,591	0,326	8,73
medián	0,586	1,63	1,09	0,422	28,3
MAD	0,237	0,247	0,276	0,205	4,00
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	--	--	30,0	--	--

sm.od....směrodatná odchylnka, MAD...median absolutních odchylek

V květenství byl nejnižší obsah arzeny zjištěn v Kolíně, nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Beryllium bylo v nejnižší koncentraci nalezeno také v Kolíně, maximum opět v Mníšku p. Brdy. Nejnižší koncentrace pro kadmium pochází z Kolína, nejvyšší z Příbrami. Pro kobalt pochází minimum z Kolína, maximum bylo zjištěno v Mníšku p. Brdy. Chrom měl minimum v Benešově, maximum v Mělníce. U mědi byla nejnižší hodnota zjištěna ve Zruči n. Sáz., nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Molybden byl v nejnižší koncentraci v Příbrami, nejvyšší hodnota pochází z Kralup n. Vlt. U niklu bylo minimum v Benešově, maximum ve Zruči n. Sáz. Nejnižší koncentrace pro olovo pochází z Kolína, nejvyšší z Příbrami. Vanad měl nejnižší hodnotu v Mladé Boleslavi, nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Minimum pro zinek pochází ze Zruče n. Sáz., maximum z Příbrami.

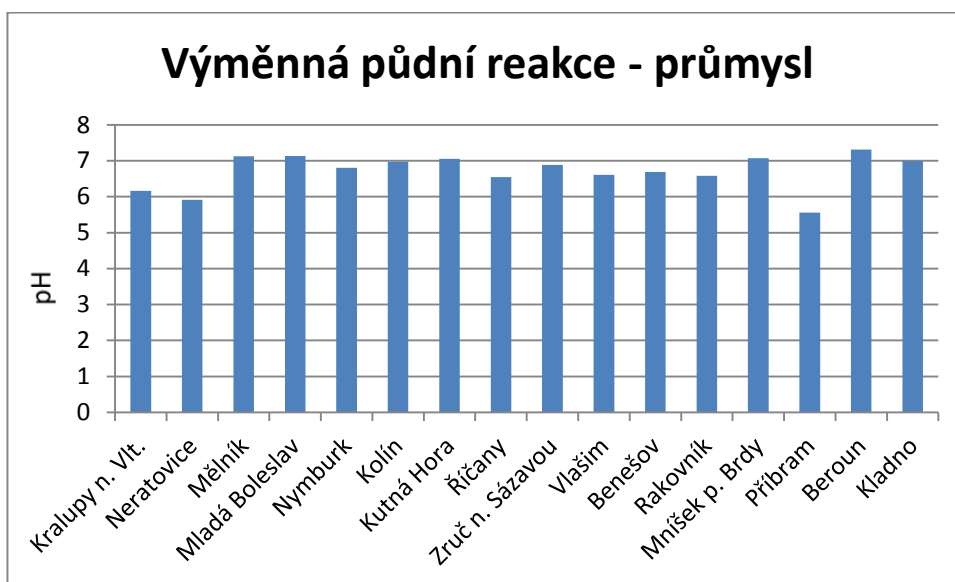
U maximálních hodnot arzeny a kadmia dochází k mírnému překročení limitů pro krmiva. Olovo limit nepřekračuje.

5.3 Průmysl

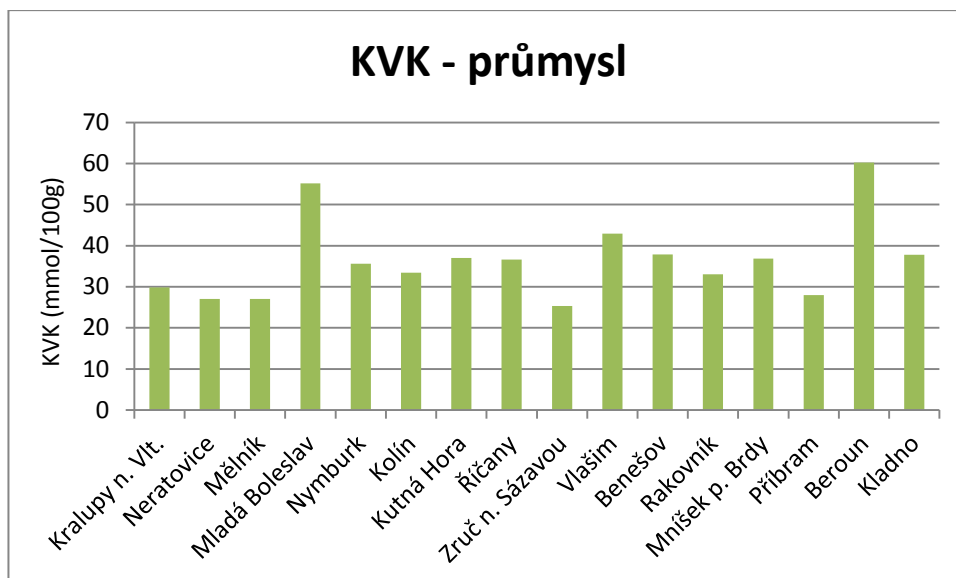
5.3.1 Fyzikálně – chemické vlastnosti sledovaných půd

V průmyslových lokalitách byla zjištěna hodnota výměnné půdní reakce (pH_{KCl}) v rozmezí 5,55 – 7,34. Toto rozmezí odpovídá hodnotám kyselé až alkalické půdní reakce. Nejnižší hodnota byl průmysl v Příbrami, nejvyšší v Berouně. Průměrná hodnota byla 6,71; tato hodnota představuje neutrální půdní reakci. Základní statistické ukazatele jsou shrnuty v tabulce V. Všechny naměřené hodnoty jsou uvedeny v příloze (Příloha 4 – Tab. PIV.). Srovnání hodnot výměnné půdní reakce mezi jednotlivými městy zachycuje obrázek 7.

V průmyslových lokalitách se kationtová výměnná kapacita pohybovala v rozmezí 24,75 – 60,62. Tyto hodnoty odpovídají vyšší střední až velmi vysoké hodnotě KVK. Nejnižší hodnota byla zjištěná v Mělníku, nejvyšší v Berouně. Průměrná hodnota byla 36,49; což odpovídá velmi vysoké KVK. Základní statistické ukazatele shrnuje tabulka V. Naměřené hodnoty všech vzorků jsou uvedeny v příloze (Příloha 4 – Tab. PIV.). Srovnání hodnot kationtové výměnné kapacity mezi jednotlivými městy zachycuje obrázek 8.



Obr. 7: Srovnání hodnot výměnné půdní reakce mezi jednotlivými městy.



Obr. 8: Srovnání hodnot kationtové výměnné kapacity mezi jednotlivými městy.

5.3.2 Celkový obsah a mobilita prvků v půdě

5.3.2.1 Potenciálně mobilizovatelný obsah prvků v půdě

Základní statistické charakteristiky těchto obsahů shrnují tabulky XVIA a XVIB. Hodnoty byly porovnávány s Vyhláškou MŽP č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Tab. XVIA: Základní statistické charakteristiky mobilního obsahu rizikových prvků v půdě – 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	1,20	0,272	0,119	1,72	3,21	9,72
maximum	1430	0,894	9,35	9,04	67,1	496
průměr	92,5	0,461	1,07	4,09	13,4	59,8
sm.od.	333	0,192	2,16	1,85	17,8	116
medián	4,74	0,391	0,312	3,99	6,20	20,7
MAD	2,37	0,103	0,143	1,20	2,67	8,15
%	11,3-82,8	27,6-69,0	65,3-182	25,0-68,9	6,90-34,7	8,10-123
norma (č. 13/1994 Sb.)	4,50	2,00	1,00	25,0	40,0	50,0

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek, %...z celkového obsahu

Tab. XVIB: Základní statistické charakteristiky mobilního obsahu rizikových prvků v půdě – 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,122	3,80	16,5	6,69	37,9
maximum	2,87	134	39200	440	1210
průměr	0,414	16,3	2480	40,2	207
sm.od.	0,624	28,1	9390	102	293
medián	0,201	7,16	33,2	11,6	88,2
MAD	0,038	2,49	11,3	2,81	31,3
%	14,3-113	11,6-65,1	55,5-139	14,6-50,3	5,60-116
norma (č. 13/1994 Sb.)	5,00	25,0	70,0	50,0	100

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek, %...z celkového obsahu

Nejnižší koncentrace arzenu pochází ze Zruče n. Sáz., nejvyšší z Příbrami. U beryllia je nejnižší koncentrace z Rakovníka a nejvyšší z Berouna. Pro kadmium byla nejnižší koncentrace zjištěna v Říčanech, nejvyšší v Příbrami. Kobalt měl nejnižší koncentraci v Nymburku, nejvyšší v Kladně. Pro chrom nejnižší koncentrace pochází z Mladé Boleslavi, nejvyšší z Mníšku p. Brdy. U mědi byla nejnižší koncentrace zjištěna ve Zručí n. Sáz., nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Molybden byl v nejnižší koncentraci v Mělníku, nejvyšší pochází z Kladna. Nejnižší koncentrace pro nikl byla zjištěna v Kralupech n. Vlt., nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Olovo bylo v nejnižší koncentraci v Mělníku, nejvyšší koncentrace pochází z Příbrami. Pro vanad je nejnižší koncentrace z Mělníka, nejvyšší z Mníšku p. Brdy. Zinek měl nejnižší koncentraci v Říčanech, nejvyšší v Kladně.

Při porovnání s normami je patrné, že limity nepřekračují beryllium, kobalt a molybden. Maximální hodnoty ostatních prvků jsou nad limitem daným vyhláškou. Konkrétní překročení limitu je 317,8x u arzenu; 9,4x u kadmia; 1,7x u chromu; 9,9x u mědi; 5,4x u niklu; 560x u olova; 8,8x u vanadu a 12,1x u zinku.

Ze všech analyzovaných prvků byly opět nejméně mobilní beryllium a molybden. Nejvyšší mobilita byla zjištěna u olova a zinku.

5.3.2.2 Celkový obsah prvků v půdě

Základní statistické charakteristiky těchto obsahů v průmyslových lokalitách shrnují tabulky XVIIA a XVIIB. Hodnoty byly porovnávány s preventivními a indikačními hodnotami danými Vyhláškou MŽP č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Molybden byl porovnáván se starší vyhláškou č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Tab. XVIIA: Základní statistické charakteristiky celkového obsahu rizikových prvků v půdě – 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	6,23	0,414	0,103	5,40	16,9	9,25
maximum	1730	2,18	14,33	24,7	430	511
průměr	124	1,08	1,41	10,2	82,4	76,7
sm.od.	400	0,403	3,30	4,18	109	120
medián	16,8	0,973	0,259	10,1	47,1	29,8
MAD	6,13	0,180	0,0901	1,95	14,0	9,25
preventivní hodnoty (č. 153/2016 Sb.)	20,0	2,00	0,500	30,0	90,0	60,0

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Tab. XVIIB: Základní statistické charakteristiky celkového obsahu rizikových prvků v půdě – 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,166	12,8	20,4	20,1	88,3
maximum	18,6	491	45100	1180	1660
průměr	2,02	51,6	2640	114	316
sm.od.	4,25	87,6	10000	239	386
medián	0,735	24,5	32,6	55,3	134
MAD	0,249	7,17	9,57	14,3	31,0
preventivní hodnoty (č. 153/2016 Sb.)	5,00 *	50,0	60,0	130	120

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek,*..norma č. 13/1994 Sb.

Nejnižší hodnota pro arzen byla naměřena v Mělníku, nejvyšší v Příbrami. Pro beryllium pochází nejnižší hodnota také z Mělníka, nejvyšší Kladna. Kadmium bylo zjištěno v nejnižší koncentraci v Mladé Boleslavi, nejvyšší koncentrace je z Příbrami. U kobaltu pochází nejnižší hodnota z Nymburku, nejvyšší z Kladna. Chrom byl v nejnižší koncentraci v Mělníku, v nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Z Mělníka pochází také nejnižší hodnota pro měď, nejvyšší byla zjištěna v Mníšku p. Brdy. Nejnižší koncentraci v Mělníku má také molybden, nejvyšší je z Kladna. Nejnižší koncentrace niklu pochází z Nymburku, nejvyšší z Mníšku p. Brdy. Olovo je v nejnižší koncentraci v Mělníku, v nejvyšší v Příbrami. Opět z Mělníka je nejnižší koncentrace vanadu, nejvyšší z Mníšku p. Brdy. Pro zinek pochází nejnižší hodnota z Benešova, nejvyšší z Mladé Boleslavi.

Při porovnání s normami je patrné, že preventivní hodnotu nepřekračuje pouze kobalt. Maximální hodnoty všech ostatních prvků jsou vyšší než hodnoty preventivní. V případě arzenu tvoří hodnota 86,4x hodnotu normy; u kadmia 28,7x; u chromu 4,8x; u mědi 8,5x; u molybdenu 3,7x; u niklu 9,8x; u olova 751x; u vanadu 9x a u zinku 13,8x. Indikační hodnoty pro nezávadnost potravin a krmiv přesahují maximální hodnoty arzenu, kadmia, niklu i olova. U mědi, niklu i zinku dochází k překročení indikačních hodnot pro ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy. Maximální hodnoty arzenu a olova mohou představovat ohrožení zdraví člověka a zvířat.

5.3.3 Celkový obsah prvků v rostlinách

Základní statistické charakteristiky obsahů prvků v rostlinách z průmyslových zón zachycují tabulky XVIII A a XVIII B (pro kořen), XIX A a XIX B (pro list), XX A a XX B (pro květenství). Hodnoty byly porovnávány se Směrnicí Evropského parlamentu a rady 2002/32/ES ze dne 7. května 2002 o nežádoucích látkách v krmivech, která stanovuje maximální obsah látek v krmivech.

Tab. XVIII A: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – kořen 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,640	0,00653	0,0499	0,107	0,501	6,30
maximum	13,4	0,105	10,5	1,11	19,67	61,4
průměr	1,81	0,0351	0,887	0,455	3,72	18,6
sm.od.	2,96	0,0262	2,48	0,296	4,12	12,0
medián	1,01	0,0340	0,237	0,443	2,92	15,4
MAD	0,137	0,0203	0,116	0,268	1,62	3,03
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	2,00	--	1,00	--	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Tab. XVIII B: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – kořen 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,354	0,449	0,460	0,781	13,1
maximum	3,36	15,8	701	66,7	125
průměr	1,01	3,16	46,0	6,49	45,3
sm.od.	0,785	3,07	168	14,2	26,5
medián	0,690	2,48	1,55	2,78	41,0
MAD	0,258	0,968	0,883	1,03	10,6
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	--	--	30,0	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Nejnižší obsah arzenu v kořenech v průmyslových lokalitách pochází z Vlašimi, nejvyšší z Příbrami. Minimální koncentrace beryllia byla zjištěna v Nymburku, nejvyšší v Říčanech. Kadmium bylo v minimální koncentraci v Rakovníku, v maximální v Příbrami. Kobalt byl v minimu zjištěn ve Vlašimi, v maximu v Říčanech. Pro chrom pochází minimální koncentrace z Nymburku, maximální z Mníšku p. Brdy. Měď byla v minimu v Nymburku, v maximu v Mníšku p. Brdy. Nejnižší hodnota pro molybden pochází z Neratovic, nejvyšší z Mníšku p. Brdy. Nikl měl minimum v Nymburku, maximum v Mníšku p. Brdy. Minimální koncentrace olova byla zjištěna v Nymburku, maximální v Příbrami. Vanad byl v minimu ve Vlašimi, maximum bylo zjištěno v Mníšku p. Brdy. Pro zinek pochází minimální hodnota ze Zruče n. Sáz., maximální z Příbrami.

Maximální hodnota u arzenu, kadmia i olova v kořeni výrazně překračuje limity pro obsah těchto prvků v krmivech.

Tab. XIXA: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – list 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,896	0,0149	0,0312	0,149	0,202	6,26
maximum	1,98	0,314	5,37	0,330	6,55	14,2
průměr	1,32	0,0975	0,452	0,220	1,15	8,99
sm.od.	0,283	0,102	1,26	0,0471	1,16	2,07
medián	1,24	0,0273	0,111	0,206	0,816	8,39
MAD	0,145	0,00957	0,0681	0,0242	0,438	0,791
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	2,00	--	1,0	--	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Tab. XIXB: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – list 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,167	0,156	0,597	0,149	15,5
maximum	2,43	2,76	93,5	3,68	96,8
průměr	0,850	0,883	6,20	0,617	38,3
sm.od.	0,588	0,676	20,5	0,713	21,7
medián	0,783	0,702	0,875	0,436	33,3
MAD	0,385	0,412	0,127	0,210	7,27
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	--	--	30,0	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Minimální obsah arzenu v listech byl zjištěn v Kralupech n. Vlt., maximální v Kutné Hoře. Pro beryllium pochází nejnižší hodnota také z Kralup n. Vlt., nejvyšší z Benešova. Kadmium bylo v nejnižší koncentraci zjištěno v Mladé Boleslavi, v nejvyšší v Příbrami. U kobaltu pochází nejnižší hodnota z Kralup n. Vlt., nejvyšší z Kutné Hory. Chrom má minimum v Berouně, maximum v Kladně. U mědi pochází nejnižší hodnota z Kutné Hory, nejvyšší z Mníšku p. Brdy. Nejnižší hodnota pro molybden je z Příbrami, nejvyšší z Mníšku p. Brdy. Nikl je v minimu v Mladé Boleslavi, jeho maximum se nachází v Kladně. Z Kralup n. Vlt. pochází minimum pro olovo, jeho maximum je v Příbrami. Vanad je v nejnižší koncentraci v Kralupech n. Vlt., v nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Nejnižší hodnota pro zinek pochází ze Zruče n. Sáz., nejvyšší z Kladna.

Maximální hodnota pro kadmium a olovo přesahuje limity pro krmiva, u arzenu je tato hodnota pod limitem.

Tab. XXA: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – květenství 1. část.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	1,01	0,0169	0,0337	0,169	0,212	8,67
maximum	2,19	0,0365	2,49	0,365	3,46	19,1
průměr	1,57	0,0261	0,214	0,261	1,06	11,5
sm.od.	0,355	0,00592	0,578	0,0592	0,777	2,10
medián	1,54	0,0256	0,0538	0,256	0,701	11,2
MAD	0,270	0,00450	0,0152	0,0450	0,382	0,962
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	2,00	--	1,00	--	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Tab. XXB: Základní statistické charakteristiky obsahů rizikových prvků v rostlinách – květenství 2. část.

	Mo	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
minimum	0,169	0,990	0,675	0,183	20,5
maximum	1,45	5,16	105	5,23	50,5
průměr	0,576	2,41	8,10	0,795	30,6
sm.od.	0,340	1,10	24,7	1,08	8,24
medián	0,545	2,14	1,06	0,409	27,9
MAD	0,199	0,703	0,240	0,188	4,54
norma (směrnice č. 2002/32/ES)	--	--	30,0	--	--

sm.od....směrodatná odchylka, MAD...median absolutních odchylek

Nejnižší obsah arzenu v květenství byl zjištěn v Rakovníku, nejvyšší v Berouně. Pro beryllium je nejnižší hodnota z Rakovníka, nejvyšší opět v Berouně. Kadmium má minimum v Rakovníku, maximum v Příbrami. U kobaltu je nejnižší hodnota z Rakovníka, nejvyšší z Berouna. Pro chrom pochází minimum z Kralup n. Vlt., maximum z Vlašimi. Měď má nejnižší koncentraci v Kladně, nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Pro molybden pochází minimum z Rakovníka, maximum z Mníšku p. Brdy. Nikl se v nejnižší koncentraci nachází v Rakovníku, v nejvyšší v Mníšku p. Brdy. Nejnižší obsah olova pochází z Rakovníka, nejvyšší z Příbrami. Vanad má minimum v Kralupech n. Vlt., maximum v Mníšku p. Brdy. Nejnižší hodnota pro zinek byla zjištěna ve Zruči n. Sáz., nejvyšší v Příbrami.

Maximální hodnota u arzenu, kadmia i olova překračuje limity pro krmiva.

5.4 Korelační analýza

Korelační analýzou byl zjištěn vzájemný vztah mezi obsahem prvků v půdě extrahovaným lučavkou královskou (Tab. XXI) nebo 2 mol.L⁻¹ kyselinou dusičnou (Tab. XXII) a v jednotlivých částech rostlin. U všech prvků je v některém z případů patrná přímá závislost mezi jejich obsahem v půdě a v rostlinách. Tyto závislosti jsou však variabilní s ohledem na místo odběru či způsob extrakce. Přímý vztah je například mezi obsahem olova v půdě a rostlinách, zde se však jedná pouze o průmyslové lokality a park a to pouze v případě extrakce lučavkou královskou. V lokalitách na nádraží je přímá závislost při extrakci lučavkou královskou u mědi. Pouze u kadmia jsou všechny korelační závislosti významné, bez ohledu na to, o jakou část rostliny se jedná, v jaké lokalitě byla rostlina sebrána a jaké činidlo bylo použito k extrakci půdy. Výsledky korelační analýzy tedy ukazují, že pampeliška je vynikající bioindikátor zejména v případě tohoto prvku. Naopak se zdá, že zejména u arzenu, beryllia, kobaltu a molybdenu není použití pampelišky jako bioindikátoru tak jednoznačné.

Tab. XXI: Pearsonovy korelační koeficienty popisující vzájemný vztah mezi obsahem prvků v půdě (extrahovatelným lučavkou královskou) a v jednotlivých částech rostlin. Červeně zvýrazněné hodnoty znamenají, že korelace je statisticky významná na hladině významnosti $\alpha = 0.05$.

kořeny	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	V	Zn
park	0.894	0.447	0.901	0.336	0.180	0.103	0.422	0.882	0.907	0.187	0.659
nádraží	0.711	0.177	0.876	0.409	0.164	0.987	0.490	0.948	0.425	0.396	0.416
průmysl	0.994	0.309	0.983	0.335	0.841	0.855	0.284	0.780	0.996	0.994	0.643
listy	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	V	Zn
park	0.009	0.567	0.961	0.270	0.372	0.220	0.398	0.759	0.519	0.591	0.911
nádraží	0.383	0.405	0.862	-0.125	0.534	0.963	0.350	0.947	0.459	0.331	0.612
průmysl	-0.226	0.585	0.982	-0.099	0.534	0.749	0.460	0.603	0.982	0.876	0.657
květenství	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	V	Zn
park	-0.027	0.025	0.969	0.458	0.330	0.202	0.537	0.292	0.610	0.026	0.920
nádraží	0.158	-0.214	0.871	0.326	0.572	0.969	0.261	0.668	0.354	0.417	0.599
průmysl	0.151	0.393	0.984	0.470	0.509	0.768	0.555	0.460	0.988	0.920	0.708

Tab. XXII: Pearsonovy korelační koeficienty popisující vzájemný vztah mezi obsahem prvků v půdě (extrahovatelným 2 mol.L⁻¹ kyselinou dusičnou) a v jednotlivých částech rostlin. Červeně zvýrazněné hodnoty znamenají, že korelace je statisticky významná na hladině významnosti $\alpha = 0.05$.

kořeny	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	V	Zn
park	0.928	0.361	0.896	0.359	0.040	0.155	-0.177	0.333	0.917	0.308	0.718
nádraží	0.691	0.243	0.811	0.491	0.626	0.990	0.033	0.952	0.851	0.510	0.357
průmysl	0.883	-0.012	0.922	-0.142	0.172	0.945	0.245	0.108	0.688	0.610	0.050
listy	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	V	Zn
park	-0.006	0.469	0.960	0.373	0.198	0.401	-0.068	0.398	0.500	0.393	0.927
nádraží	0.317	0.218	0.781	-0.138	0.792	0.962	0.088	0.923	0.832	0.407	0.353
průmysl	0.960	-0.169	0.559	-0.013	0.252	0.017	0.280	0.071	0.255	-0.077	0.336
květenství	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	V	Zn
park	-0.071	-0.126	0.977	0.464	0.341	0.397	-0.036	0.210	0.016	0.356	0.912
nádraží	-0.037	-0.165	0.748	0.239	0.281	0.427	0.135	0.149	0.003	0.452	0.644
průmysl	0.141	0.249	0.975	0.317	0.451	0.804	0.565	0.561	0.994	0.896	0.654

6. Diskuze

Z výsledků vyplývá, že největší znečištění rizikovými prvky bylo zjištěno v Mníšku p. Brdy a Příbrami. Z těchto dvou měst pochází maximální hodnoty pro nejvíce prvků a to ve všech rostlinných částech a ze všech lokalit. Také u potenciálně mobilizovatelného i celkového obsahu prvků v půdách se tato města objevují jako nejčastější zástupci maximálních hodnot. V obou městech se nachází kovohutě, zabývající se recyklací odpadů s obsahem olova a zpracování elektroodpadu. V Příbrami také dlouhou dobu probíhala těžba stříbra a olova. Naopak nejméně znečištěná města jsou Mělník, Kralupy nad Vltavou a Nymburk. Tato města se objevují nejčastěji u minimálních hodnot pro nejvíce prvků jak u obsahu v půdách, tak i pro obsahy v rostlinách.

Velké znečištění v okolí Neratovic z důvodů přítomnosti Spolany se neprokázalo. Hodnoty se zde pohybovaly okolo průměru, u některých prvků zde byly dokonce naměřeny nejnižší koncentrace (například obsah arzenu, beryllia a kobaltu v květenství v parcích nebo chrom v listech z nádraží). Důvodem může být, že chemička kontaminuje své okolí především rtutí a dioxiny, které nebyly v rámci této studie analyzovány. Také v Kutné Hoře byl na základě předchozích studií (Horák & Hejčman, 2016) očekáván především arzen, kadmium, olovo a zinek. To se však nepotvrdilo, pouze u arzenu pocházely maximální koncentrace právě z Kutné Hory a to v případě listů v průmyslové zóně a obsahu v půdě a v kořenech v parku.

Hodnoty z očekávaně čistějších lokalit by se daly porovnat s hodnotami zjištěnými ve studii v Národním parku v Itálii (Giacomino *et al.*, 2016). Zde byly naměřeny v listech pampelišky koncentrace $0,13 \text{ mg.kg}^{-1}$ kadmia; $1,41 \text{ mg.kg}^{-1}$ chromu; $14,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ mědi; $0,54 \text{ mg.kg}^{-1}$ olova a $45,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ zinku. Z porovnání s hodnotami prvků v listech pampelišky z parku (Tab. IXA a IXB) je patrné, že hodnota kadmia byla téměř shodná ($0,139 \text{ mg.kg}^{-1}$), chrom a měď byly zjištěny v nižších koncentracích ($0,666 \text{ mg.kg}^{-1}$ pro chrom a $9,24 \text{ mg.kg}^{-1}$ pro měď), olova bylo naopak více ($0,958 \text{ mg.kg}^{-1}$) a zinku opět méně ($31,6 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Z porovnání celkového obsahu prvků v půdě na nádraží při extrakci lučavkou královskou s hodnotami zjištěnými ve vzdálenosti 1 m od dálnice (Modlingerová *et al.*, 2012) vyplývá, že železniční doprava znečišťuje okolní půdu více než doprava silniční. Nejvíce je tento rozdíl patrný u mědi, která se v půdách u železnice nacházela v 10x vyšší koncentraci, dále olovo bylo přítomno v 6x vyšší koncentraci a zinek 4x vyšší. Tento výzkum (Modlingerová *et al.*, 2012) dále hodnotí obsah rizikových prvků v biomase vikve ptačí

a řebříčku obecného opět ve vzdálenosti 1 m od dálnice. V porovnání s těmito hodnotami je patrné, že pampelišky poblíž vlakových nádraží obsahovaly vyšší koncentrace rizikových prvků než vikev ptačí a řebříček obecný poblíž dálnice. Konkrétně největší rozdíl byl u olova, kterého pampeliška obsahovala 13x více než vikev a 11x více než řebříček. Dále u chromu byla v pampelišce zjištěna koncentrace 17x vyšší než u vikve a 6x vyšší než u řebříčku. Rozdíl byl také u arzenu, kterého pampeliška obsahovala 3x více než vikev a 6x více než řebříček. Také zinku se v pampelišce hromadilo 3x více než ve vikvi a 4x více než v řebříčku. Vyšší byla v pampelišce také koncentrace mědi a to 3x více než u vikve a 2x více než u řebříčku. Je ale také třeba vzít v úvahu mezidruhové rozdíly ve schopnosti příjmu prvků, nicméně např. Králová et al. (2010) ukázali velmi podobné obsahy prvků v nadzemní biomase pampelišky a řebříčku obecného rostoucích na kontaminované půdě v okolí Kutné Hory.

V půdách z průmyslových zón nejvíce překračuje limity celková koncentrace arzenu (86x), olova (751x) a zinku (14x). Tyto prvky jsou zde také nejvíce mobilní, takže představují riziko pro vegetaci. Překročení limitů je také u celkové koncentrace kadmia, chromu, mědi, molybdenu i niklu. Podobně Li *et al.* (2001) našli v městských půdách Hong Kongu znečištěných především průmyslovou činností zvýšené koncentrace kadmia, mědi, olova a zinku. Sharma *et al.* (2015) zkoumali úroveň kontaminace půdy rizikovými prvky v městech v Americe, kde do 90. let 20. stol. probíhala intenzivní průmyslová činnost. Výsledky z města Cleveland představují 10,82 mg.kg⁻¹ arzenu; 0,99 mg.kg⁻¹ kadmia; 16,32 mg.kg⁻¹ chromu; 280,5 mg.kg⁻¹ olova a 182,2 mg.kg⁻¹ zinku. V porovnání s výsledky zjištěnými na průmyslových zónách (Tab. XVIIA a XVIIIB) je patrné, že koncentrace arzenu (16,8 mg.kg⁻¹) a chromu (47,1 mg.kg⁻¹) tyto hodnoty přesahuje. Naopak u kadmia, olova a zinku byla v České republice zjištěna koncentrace nižší.

Obsahy sledovaných prvků v nadzemní biomase byly porovnávány se Směrnicí Evropského parlamentu a rady 2002/32/ES ze dne 7. května 2002 o nežádoucích látkách v krmivech, která stanovuje maximální obsah látek v krmivech. Tato směrnice obsahuje limity pro tři ze sledovaných prvků – arzen, kadmium a olovo. V lokalitách z parku byl překročen limit u maximální hodnoty pro arzen v kořeni a květenství a pro kadmium v kořeni a listech. Průměrné hodnoty v těchto lokalitách limit nepřekračují. Na nádraží překračuje limit maximální hodnota arzenu v kořeni a květenství, kadmia v kořeni, listu i květenství a olova v kořeni. Průměrné hodnoty zde limity opět nepřekračují. V průmyslových zónách dochází k překročení limitu maximálními hodnotami pro arzen v kořeni a květenství, kadmium v kořeni, listech a květenství i olovo v kořeni, listech a květenství. Zde bylo překročení limitů

největší, například v kořenech 23x v případě olova, 11x v případě kadmia nebo 7x v případě arzenu. U olova překračuje limity v průmyslových zónách i jeho průměrná hodnota.

Při porovnání hodnot celkového obsahu rizikových prvků s indikačními hodnotami pro ohrožení zdraví člověka a zvířat je patrné, že kadmium tyto hodnoty nepřesahuje. Naopak riziko pro člověka a zvířata mohou představovat arzen a olovo. Maximální koncentrace arzenu přesahují tyto hodnoty ve všech lokalitách. Zde se ovšem jedná pouze o malý počet vzorků. Více vypovídající jsou hodnoty průměrné, které přesahují tyto indikační hodnoty pouze v lokalitách z průmyslových zón. Lokality z parků nepředstavují z tohoto pohledu ohrožení, na nádraží se průměrná hodnota blíží hodnotě indikační. U olova přesahují indikační hodnoty pro ohrožení zdraví člověka a zvířat maximální koncentrace z nádraží a průmyslových zón. Pouze v průmyslových zónách však dochází k překročení této indikační hodnoty také hodnotou průměrnou.

Z hodnot obsahů prvků v kořenech je patrná variabilita mezi jednotlivými lokalitami u kadmia. Tento prvek se ve vyšší koncentraci vyskytuje na nádraží oproti parku a průmyslu. Také hodnoty kobaltu z průmyslových zón a nádraží přesahují hodnoty z parku. U niklu je patrný nárůst koncentrací, kdy v lokalitách na nádraží byl medián vyšší než v parku a průmyslu ještě vyšší než nádraží. U olova medián z nádraží přesahuje hodnotu z parku a průmyslu. U zinku jsou hodnoty pocházející z nádraží významně vyšší než hodnoty z parků nebo průmyslových zón. Zinek je jediným prvkem v kořeni, u kterého byl tento rozdíl statisticky průkazný. Mezi obsahy prvků v listech z jednotlivých lokalit není téměř žádný podstatný rozdíl. Pouze u kadmia je patrný nárůst na nádraží oproti lokalitám z parku a průmyslu. Tento nárůst je však statisticky neprůkazný. Ani hodnoty u dalších prvků z jednotlivých lokalit se mezi sebou statisticky neliší. Pro květenství je statistická variabilita u chromu, kde průmyslové hodnoty jsou prokazatelně vyšší než hodnoty z parku, hodnoty pocházející z nádraží se neliší ani od jedné z dalších lokalit. Také u obsahu zinku v květenství jsou hodnoty z nádraží a průmyslových zón prokazatelně vyšší než hodnoty z parků. Z výsledků analýzy rozptylu pro obsah prvků v rostlinách vyplývá, že případné rozdíly mezi obsahy prvků v pampelišce podle jednotlivých lokalit nejsou ve většině případů statisticky průkazné. Pravděpodobným důvodem je velká variabilita výsledků.

Analýza rozptylu pro obsah prvků v půdách při extrakci lučavkou královskou ukazuje statisticky významné rozdíly v případě beryllia, kobaltu, molybdenu a zinku. U beryllia jsou hodnoty pocházející z nádraží významně vyšší než z parku, hodnoty z průmyslových zón se neliší ani od parku ani od nádraží. Stejně výsledky jsou také u kobaltu.

Hodnoty z průmyslových zón pro molybden jsou průkazně vyšší než z parku, hodnoty z nádraží se neliší ani od parku, ani od průmyslu. Pro zinek jsou hodnoty z nádraží i průmyslových zón významně vyšší než z parku. Při extrakci kyselinou dusičnou jsou statisticky významné rozdíly u beryllia, chromu, molybdenu a zinku. Hodnoty pocházející z nádraží pro beryllium jsou prokazatelně vyšší než hodnoty z parku a průmyslových zón. U chromu jsou nádraží i průmyslové zóny významně vyšší než park. Průmyslové hodnoty pro molybden jsou významně vyšší než hodnoty z parku, nádraží se průkazně neliší ani od parku ani od průmyslu. U zinku je nádraží významně vyšší než park i průmysl. Případné rozdíly mezi obsahy prvků v půdě při extrakci lučavkou královskou ani kyselinou dusičnou nejsou opět ve většině případů statisticky průkazné. Pravděpodobně z důvodu velké variability dat.

Z výsledků korelační analýzy vyplývá, že pampeliška je vynikající bioindikátor v případě kadmia. U tohoto prvku byly všechny korelační závislosti statisticky významné bez ohledu na rostlinnou část, lokalitu odběru a extrakční činidlo. Ke stejnému výsledku došli i Wei *et al.* (2008) kdy při experimentu v Číně prokázala pampeliška mongolská (*Taraxacum mongolicum* L.) charakteristiky typické pro akumulátor kadmia. Tito autoři hodnotili charakteristiky jako schopnost akumulace prvku do rostlinné biomasy, schopnost jeho translokace z kořene do nadzemních částí a tolerance k působení daného prvku.

7. Závěr

- V 16 městech Středočeského kraje byly odebrány vzorky půd a biomasy pampelišky (*Taraxacum sect. Ruderalia*). Rostlinná biomasa byla dále rozdělena na kořen, list a květenství. V každém městě bylo jako místo odběru vybráno vlakové nádraží, průmyslová lokalita a očekávaně čistější místo, tedy zelená klidové zóna města. Ve vzorcích byl poté laboratorně stanoven obsah rizikových prvků – As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, V a Zn.
- V případě některých prvků byly patrné zvýšené koncentrace z lokalit na nádraží a průmyslových zón oproti lokalitám z parků. To se týkalo především arzenu, kadmia, chromu, niklu, olova a zinku. Tyto rozdíly se ovšem nepodařilo statisticky prokázat, pravděpodobně z důvodu velké variability výsledků.
- Za zmínku stojí zvýšené obsahy prvků v půdě a rostlinách odebraných na nádraží. Železniční síť v České republice je velmi hustá a hlavní trati byly budovány již v 19. století. Jedná se tedy o velmi starou a dlouhodobou zátěž, která zatím nebyla systematicky zmapována, ale lze předpokládat, že by mohla představovat určité riziko pro půdu a vegetaci podél těchto tratí.
- Arzen a olovo mohou představovat riziko i pro člověka a zvířata a to v průmyslových zónách, kde v některých případech přesahují indikační hodnoty. Tyto prvky zde byly v půdě zjištěny také jako velmi mobilní, tudíž snadno dostupné pro rostliny. Z mnoha průmyslových aktivit, které byly v jednotlivých městech zaznamenány, se jako nejvýznamnější zdroj kontaminace rizikovými prvky jeví hutnictví.
- Byla prokázána významná korelace obsahu kadmia v rostlině a v půdě bez ohledu na lokalitu a analyzovanou část rostliny. Tato závislost byla prokázána jak u celkového, tak i u potenciálně mobilizovatelného obsahu prvku. Lze tedy shrnout, že pampeliška je vynikající bioindikátor kontaminace půdy tímto prvkem.

8. Použitá literatura

- Adler T.** (1996): Using plants to tackle polluted water and soil. *Science news* 150 (3): 42.
- Antonova E. V. & Pozolotina V. N.** (2007): Specific features of the allozyme structure of dandelion populations under conditions of radionuclide and chemical contamination. *Russian Journal of Ecology* 38 (5): 327 – 333.
- Bamforth S. M. & Singleton I.** (2005): Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons: current knowledge and future directions. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 80: 723 – 736.
- Bednářová Z., Kalina J., Hájek O., Sáňka M., Komprdová K.** (2016): Spatial distribution and risk assessment of metals in agricultural soils. *Geoderma* 284: 113 – 121.
- Bini C., Wahsha M., Fontana S., Maleci L.** (2012): Effects of heavy metals on morphological characteristics of *Taraxacum officinale* Web. growing on mine soils in NE Italy. *Journal of Geochemical Exploration* 123: 101 – 108.
- Borůvka L., Huanwei C., Kozák J., Křišťoufková S.** (1996): Heavy contamination of soil with cadmium, lead and zinc in the alluvium of the Litavka river. *Rostlinná Výroba* 42: 543 – 550.
- Braniš M. & Domasová M.** (2003): PM₁₀ and black smoke in a small settlement: case study from the Czech Republic. *Atmospheric Environment* 37: 83 – 92.
- Bretzel F., Benvenuti S., Pistelli L.** (2014): Metal contamination in urban street sediment in Pisa (Italy) can affect the production of antioxidant metabolites in *Taraxacum officinale* Weber. *Environmental Science and Pollution Research* 21: 2325 – 2333.
- Campanella B. F., Bock C., Schroeder P.** (2001): Phytoremediation to increase the degradation of PCBs and PCDD/Fs. *Environmental Science and Pollution Research* 9 (1): 73 – 85.
- Carrero J. A., Arrizabalaga I., Bustamante J., Goienaga N., Arana G., Madariaga J. M.** (2013): Diagnosing the traffic impact on roadside soils through a multianalytical data analysis of the concentration profiles of traffic-related elements. *Science of the Total Environment* 458 – 460: 427 – 434.

- Ciecko Z., Kalembasa S., Wyszowski M., Rolka E.** (2004): The effect of elevated cadmium content in soil on the uptake of nitrogen by plants. *Plant, Soils and Environment* 50 (7): 283 – 294.
- Çolak M., Gümrükçüoğlu M., Boysan F., Baysal E.** (2016): Determination and mapping of cadmium accumulation in plant leaves on the highway roadside, Turkey. *Archives of Environmental Protection* 42 (3): 11 – 16.
- Ekperusi O. A. & Aigbodion F. I.** (2015): Bioremediation of petroleum hydrocarbons from crude oil-contaminated soil with the earthworm: *Hyperiodrilus africanus*. *Biotech* 5:957 – 965.
- Ettler V., Mihaljevič M., Šebek O., Molek M., Grygar T., Zeman J.** (2006): Geochemical and Pb isotopic evidence for sources and dispersal of metal contamination in stream sediments from the mining and smelting district of Příbram, Czech Republic. *Environmental Pollution* 142: 409 – 417.
- França F. C. S. S., Albuerque A. M. A., Almeida A. C., Silveira P. B., Filho C. A., Hazin C. A., Honorato E. V.** (2017): Heavy metals deposited in the culture of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by the influence of vehicular traffic in Pernambuco, Brasil. *Food Chemistry* 215: 171 – 176.
- Giacomino A., Malandrino M., Colombo M. L., Miaglia S., Maimone P., Blancato S., Conca E., Abollino O.** (2016): Metal content in dandelion (*Taraxacum officinale*) leaves: influence of vehicular traffic and safety upon consumption as food. *Journal of Chemistry* 2016.
- Gjorgieva D., Kadifkova-Panovska T., Bačeva K., Stafilov T.** (2011): Assessment of heavy metal pollution in Republic of Macedonia using a plant assay. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 60: 233 – 240.
- Gon H. D. & Appelman W.** (2009): Lead emissions from road transport in Europe: A revision of current estimates using various estimation methodologies. *Science of the Total Environment* 407: 5367 – 5372.
- Grondys K., Kott I., Sukiennik K.** (2016): Initiatives to reduce transport-related pollution in selected Polish cities. *Transportation research procedia* 16: 104 – 109.

Hartig T. & Marcus C. C. (2006): Healing gardens – places for nature in health care. *Lancet* 368: 36 – 37.

Horák J. & Hejzman M. (2016): 800 years of mining and smelting in Kutná Hora region (the Czech Republic) – spatial and multivariate meta-analysis of contamination studies. *Journal of Soils and Sediments* 16: 1584 – 1598.

Hu H. (1996): The relationship of bone and blood lead to hypertension. *Journal of the American Medical Association* 276 (13): 1038.

Hykysová S. & Brejcha J. (2009): Monitoring znečištění ovzduší PM₁₀ v malých sídlech v blízkosti povrchových lomů severočeské hnědouhelné pánve. *Ekologie – Příloha Zpravodaje Hnědé uhlí* 4: 38 – 44.

Chatterjee S. J., Ovadje P., Mousa M., Hamm C., Pandey S. (2011): The efficacy of dandelion root extract in inducing apoptosis in drug-resistant human melanoma cells. *Evidence – Based Complementary and Alternative Medicine*. ID 129045, 11pp.

Jeon H. J., Kang H. J., Jung H. J., Kang Y. S., Lim C. J., Kim Y. M., Park E. H. (2008): Anti – inflammatory activity of *Taraxacum officinale*. *Journal of Ethnopharmacology* 115: 82 – 88.

Kašparová M., Száková J., Sysalová J., Tlustoš P. (2011): Vliv dopravy na obsah vybraných rizikových prvků v půdě a vegetaci v blízkosti dálnice D1. *Ochrana ovzduší* 3: 12 – 23.

Keane B., Collier M. H., Shann J. R., Rogstad S. H. (2001): Metal content of dandelion (*Taraxacum officinale*) leaves in relation to soil contamination and airborne particulate matter. *The Science of the Total Environment* 281: 63 – 78.

Králová L., Száková J., Kubík Š., Tlustoš P., Balík J. (2010): The variability of arsenic and other risk element uptake by individual plant species growing on contaminated soils. *Soil and Sediment Contamination* 19: 617 – 634.

Langrish J. P. & Mills N. L. (2014): Air pollution and mortality in Europe. *The Lancet* 383 (9919): 758 – 760.

Li X., Poon Ch., Liu P. S. (2001): Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry* 16: 1361 – 1368.

- Mach V. & Petrlík J.** (2016): Znečištění vodních toků perzistentními organickými polutanty ve vybraných zájmových oblastech. *Arnika – program Toxické látky a odpady*.
- Malawska M. & Wilkomirski B.** (2001): An analysis of soil and plant (*Taraxacum officinale*) contamination with heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the area of the railway junction Hława Główna, Poland. *Water, Air and Soil Pollution* 127: 339 – 349.
- Maleci L., Buffa G., Wahsha M., Bini C.** (2014): Morphological changes induced by heavy metals in dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) growing on mine soils. *Journal of Soils and Sediments* 14: 731 – 743.
- Maršálek P., Svobodová Z., Randák T.** (2006): Total mercury and methylmercury contamination in fish from various sites along the Elbe river. *Acta Veterinaria Brno* 75: 579 – 585.
- Maznová J., Hůnová I., Vlček O., Hnilicová H.** (2009): Zlepšení metod hodnocení znečištění ovzduší částicemi PM₁₀ na území České republiky. *Ochrana ovzduší* 2: 3 – 9.
- Milner M. J. & Kochian L. V.** (2008): Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. *Annals of Botany* 102 (1): 3 – 13.
- Modlingerová V., Száková J., Sysalová J., Tlustoš P.** (2012): The effect of intensive traffic on soil and vegetation risk element contents as affected by the distance from a highway. *Plant, Soil and Environment* 58 (8): 379 – 384.
- Modrzeska B. & Wyszowski M.** (2014): Trace metals content in soils along the state road 51 (Northeastern Poland). *Environmental Monitoring and Assessment* 186: 2589 – 2597.
- Momčilović B., Prejac J., Brundić S., Morović S., Skalny A. V., Mimica N., Drmić S.** (2010): An essay on human and elements, multielement profiles and depression. *Translational Neuroscience* 1 (4): 322 – 334.
- Ovadje P., Ammar S., Guerrero J-A., Arnason J. T., Pandey S.** (2016): Dandelion root extract affects colorectal cancer proliferation and survival through the activation of multiple death signalling pathways. *Oncotarget* 7 (45): 73080 – 73100.

- Patel K. S., Sharma R., Dahariya N. S., Patel R. K., Blazhev B., Matini L.** (2016): Black carbon and heavy metal contamination of soil. *Polish Journal of Environmental Studies* 25 (2): 717 – 724.
- Paulsen E.** (2002): Contact sensitization from compositae – containing herbal remedies and cosmetics. *Contact Dermatitis* 47: 189 – 198.
- Pothirat C., Tosukhowong A., Chaiwong W., Liwsrisakun C., Inchai J.** (2016): Effects of seasonal smog on asthma and COPD exacerbations requiring emergency visits in Chiang Mai, Thailand. *Asian Pacific journal of allergy and immunology* 34 (4): 284 – 289.
- Pivetz B. E.** (2001): Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. *Ground Water Issue* (EPA/540/S-01/500).
- Rieuwerts J. S., Farago M., Cikrt M., Bencko V.** (1999): Heavy metal concentrations in and around households near a secondary lead smelter. *Environmental Monitoring and Assessment* 58: 317 – 335.
- Savinov A. B., Kurganova L. N., Shekunov Y. I.** (2007): Lipid peroxidation rates in *Taraxacum officinale* Wigg. and *Vicia cracca* L. from biotopes with different levels of soil pollution with heavy metals. *Russian Journal of Ecology* 38 (3): 174 – 180.
- Selmi W., Weber C., Riviere E., Blond N., Mehdi L., Nowak D.** (2016): Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban Forestry & Urban Greening* 17: 192 – 201.
- Scullion J.** (2006): Remediating polluted soils. *Naturwissenschaften* 93: 51 – 65.
- Sharma K., Basta N. T., Grewal P. S.** (2015): Soil heavy metal contamination in residential neighborhoods in post – industrial cities and its potential human exposure risk. *Urban Ecosystems Journal* 18: 115 – 132.
- Sidhu G. P. S., Singh H. P., Batish D. R., Kohli R. K.** (2017): Tolerance and hyperaccumulation of cadmium by a wild, unpalatable herb *Coronopus didymus* (L.) Sm. (Brassicaceae). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 135: 209 – 215.
- Singh A. & Prasad S. M.** (2015): A lucrative technique to reduce Ni toxicity in *Raphanus sativus* plant by phosphate amendment: Special reference to plant metabolism. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 119: 81 – 89.

- Staszewski T., Malawska M., Sudnik-Wójcikowska B., Galera H., Wilkomirski B.** (2015): Soil and Plants contamination with selected heavy metals in the area of a railway junction. *Archives of Environmental Protection* 41 (1): 35 – 42.
- Susarla S., Medina V. F., McCutcheon S. C.** (2002): Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering* 18: 647 – 658.
- Takano T., Nakamura K., Watanabe M.** (2002): Urban residential environments and senior citizens longevity in megacity areas: the importance of walkable green spaces. *Journal of Epidemiology and Community Health* 56: 913 – 918.
- Tikman P. & Vachtl M.** (2010): Rozvoj železniční sítě České republiky. *Urbanismus a územní rozvoj* 13 (5): 58 – 70.
- Trinh N. V., Dang N. D. P., Tran D. H., Pham P. V.** (2016): Taraxacum officinale dandelion extracts efficiently inhibited the breast cancer stem cell proliferation. *Biomedical Research and Therapy* 3 (7): 733 – 741.
- Uherek E., Halenka T., Borken – Kleefeld J., Balkanski Y., Berntsen T., Borrego C., Gauss M., Hoor P., Juda – Rezler K., Lelieveld J., Melas D., Rypdal K., Schmid S.** (2010): Transport impacts on atmosphere and climate: Land transport. *Atmospheric Environment* 44: 4772 – 4816.
- Vanni G, Cardelli R., Marchini F., Saviozzi A., Guidi L.** (2015): Are the physiological and biochemical characteristics in dandelion plants growing in an urban area (Pisa, Italy) indicative of soil pollution? *Water, Air and Soil Pollution* 226: 124 – 139.
- Vácha R., Skála J., Čechmánková J., Horváthová V., Hladík J.** (2015): Toxic elements and persistent organic pollutants derived from industrial emission in agricultural soils of the Northern Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments* 15: 1813 – 1824.
- Wei S., Zhou Q., Mathews S.** (2008): A newly found cadmium accumulator – Taraxacum mongolicum. *Journal of Hazardous Materials* 159: 544 – 547.
- Wilkomirski B., Sudnik-Wójcikowska B., Galera H., Wierzbicka M., Malawska M.** (2011): Railway transportation as a serious source of organic and inorganic pollution. *Water, Air and Soil Pollution* 218: 333 – 345.

Wyszkowska J., Kucharski J., Boros E. (2005): Effect of nickel contamination on soil enzymatic activities. *Plant, Soils and Environment* 51 (12): 523 – 531.

Zhao J., Dong Y., Xie X., Li X., Zhang X., Shen X. (2011): Effect of annual variation in soil pH on available soil nutrients in pear orchards. *Acta Ecologica Sinica* 31: 212 – 216.

Zhao Z. & Hazelton P. (2016): Evaluation of accumulation and concentration of heavy metals in different urban roadside soil types in Miranda Park, Sydney. *Journal of Soils and Sediments* 16: 2548 – 2556.

Zheng Y. J., Chen Y. P., Maltby L., Jin X. L. (2016): Highway increases concentrations of toxic metals in giant panda habitat. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 21262 – 21272.

Zhu H., Chen Ch., Xu Ch., Zhu Q., Huang D. (2016): Effects of soil acidification and liming on the phytoavailability of cadmium in paddy soils of central subtropical China. *Environmental Pollution* 219: 99 – 106.

Internetové zdroje

Blacksmith Institute (2006): The World's Worst Polluted Places. [cit. 2017-02-05]. Dostupné z <<http://www.blacksmithinstitute.org>>.

CHMU – Český Hydrometeorologický Ústav (2016): Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2015. [cit. 2017-02-04]. Dostupné z <<http://portal.chmi.cz/>>.

ČSÚ – Český statistický úřad (2017): Charakteristika kraje. [cit. 2017-02-28]. Dostupné z <https://www.czso.cz/csu/xs/charakteristika_kraje>.

ČSÚ₁ – Český statistický úřad: Okresy Středočeského kraje. [cit. 2017-02-28]. Dostupné z <<https://www.czso.cz/csu/xs/okresy>>.

Dolejší (2012): „Koňka“ z Budějovic do Lince byla první železnice v kontinentální Evropě. [cit. 2017-03-12]. Dostupné z <<http://www.ceskatelevize.cz/ct24/regiony/1155497-konka-z-budejovic-do-lince-byla-prvni-zeleznice-v-kontinentalni-evrope>>.

SZÚ – Státní zdravotní ústav (2016): Zpráva o kvalitě pitné vody v ČR za rok 2015. [cit. 2017-02-04]. Dostupné z <<http://www.szu.cz>>.

9. Přílohy

Seznam příloh:

Příloha 1 – Tab. PI: GPS souřadnice a popis jednotlivých odběrových míst – park.

Příloha 2 – Tab. PII: GPS souřadnice – nádraží.

Příloha 3 – Tab. PIII: GPS souřadnice a popis jednotlivých odběrových míst – průmysl.

Příloha 4 – Tab. PIV: Základní fyzikálně – chemické vlastnosti sledovaných půd.

Příloha 1 – Tab. PI: GPS souřadnice a popis jednotlivých odběrových míst – park.

Město	GPS souřadnice (zem. šířka, délka)	Popis
Kralupy n. Vlt	50°14'36"S, 14°17'19"V	klidová zóna
Neratovice	50°15'37"S, 14°30'56"V	park
Mělník	50°21'13"S, 14°28'30"V	Jungmannovy sady
Mladá Boleslav	50°24'37"S, 14°54'34"V	park Štěpánka
Nymburk	50°11'19"S, 15°02'27"V	park Hrdinů
Kolín	50°01'33"S, 15°12'14"V	Komenského park
Kutná Hora	49°56'41"S, 15°15'45"V	Vorlíčkovy sady
Říčany	49°59'31"S, 14°39'05"V	park pod hradem
Zruč n. Sázavou	49°44'40"S, 15°06'03"V	zámecký park
Vlašim	49°42'23"S, 14°53'36"V	zámecký park
Benešov	49°46'32"S, 14°41'52"V	klidová zóna Sladovka
Rakovník	50°06'09"S, 13°44'03"V	Čermákovy sady
Mníšek p. Brdy	49°52'05"S, 14°15'31"V	zámecký park
Příbram	49°41'08"S, 14°01'12"V	Svatá Hora
Beroun	49°57'46"S, 14°03'52"V	Městská hora
Kladno	50°08'54"S, 14°06'06"V	zámecký park

Příloha 2 – Tab. PII: GPS souřadnice – nádraží.

Město	GPS souřadnice (zem. šířka, délka)
Kralupy n. Vlt	50°14'20"S, 14°18'45"V
Neratovice	50°15'45"S, 14°31'06"V
Mělník	50°21'10"S, 14°29'33"V
Mladá Boleslav	50°24'26"S, 14°53'16"V
Nymburk	50°11'36"S, 15°02'38"V
Kolín	50°01'32"S, 15°12'45"V
Kutná Hora	49°57'40"S, 15°18'04"V
Říčany	49°59'49"S, 14°39'53"V
Zruč n. Sázavou	49°44'24"S, 15°06'15"V
Vlašim	49°41'59"S, 14°53'56"V
Benešov	49°46'51"S, 14°40'52"V
Rakovník	50°05'57"S, 13°44'12"V
Mníšek p. Brdy	49°51'14"S, 14°16'10"V
Příbram	49°41'20"S, 14°00'12"V
Beroun	49°57'26"S, 14°04'31"V
Kladno	50°07'42"S, 14°06'47"V

Příloha 3 – Tab. PIII: GPS souřadnice a popis jednotlivých odběrových míst – průmysl.

Město	GPS souřadnice (zem. šířka, délka)	Název	Popis
Kralupy n. Vlt	50°15'36"S, 14°19'09"V	Synthos	výroba syntetického kaučuku
Neratovice	50°16'12"S, 14°30'48"V	Spolana	výroba chemických produktů
Mělník	50°21'42"S, 14°28'23"V	Mefrit	výroba smaltů, glazur
Mladá Boleslav	50°25'42"S, 14°56'20"V	Škoda auto	výroba automobilů
Nymburk	50°10'40"S, 15°02'18"V	AZOS	galvanizace, lakování, zinkování
Kolín	50°01'00"S, 15°13'12"V	Draslovka	výroba produktů ze syntetického kyanovodíku
Kutná Hora	49°56'02"S, 15°16'34"V	ČKD	kovoobrábění, kovovýroba
Říčany	49°59'51"S, 14°38'56"V	ZAOS, Jokva	kovovýroba
Zruč n. Sázavou	49°44'32"S, 15°05'08"V	Sázavan	výroba plechových dílů, kovoobrábění
Vlašim	49°41'27"S, 14°54'52"V	Sellier & Bellot	muniční výroba
Benešov	49°46'52"S, 14°41'04"V	Benea	pekárna
Rakovník	50°06'10"S, 13°43'15"V	Tvářecí stroje	výroba hydraulických lisů
Mníšek p. Brdy	49°52'24"S, 14°16'25"V	Kovohutě	recyklace olova, odpadů
Příbram	49°42'19"S, 13°58'41"V	Kovohutě	recyklace odpadů
Beroun	49°57'03"S, 14°03'09"V	ČM beton	betonárna
Kladno	50°09'33"S, 14°06'55"V	NKL Kladno	výroba kabelů a vodičů

Příloha 4 – Tab. PIV: Základní fyzikálně – chemické vlastnosti sledovaných půd.

Lokalita	pH(KCl)	půdní reakce	KVK mmol/100g	hodnocení KVK
PARK				
Kralupy n. Vlt.	7,02	neutrální	37,4	velmi vysoká
Neratovice	5,77	slabě kyselá	30,2	velmi vysoká
Mělník	6,99	neutrální	33,2	velmi vysoká
Mladá Boleslav	7,01	neutrální	39,3	velmi vysoká
Nymburk	6,64	neutrální	50,8	velmi vysoká
Kolín	6,93	neutrální	38,0	velmi vysoká
Kutná Hora	7,08	neutrální	35,2	velmi vysoká
Říčany	6,49	slabě kyselá	35,9	velmi vysoká
Zruč n. Sáz.	7,00	neutrální	39,4	velmi vysoká
Vlašim	5,38	kyselá	19,4	vyšší střední
Benešov	6,04	slabě kyselá	35,0	velmi vysoká
Rakovník	5,48	kyselá	21,7	vyšší střední
Mníšek p. Brdy	6,90	neutrální	43,2	velmi vysoká
Příbram	5,92	slabě kyselá	28,6	vysoká
Beroun	6,82	neutrální	50,7	velmi vysoká
Kladno	7,10	neutrální	51,7	velmi vysoká
NÁDRAŽÍ				
Kralupy n. Vlt.	6,82	neutrální	43,2	velmi vysoká
Neratovice	6,49	slabě kyselá	21,1	vyšší střední
Mělník	6,75	neutrální	54,2	velmi vysoká
Mladá Boleslav	6,92	neutrální	39,1	velmi vysoká
Nymburk	5,91	slabě kyselá	21,5	vyšší střední
Kolín	6,93	neutrální	44,7	velmi vysoká
Kutná Hora	7,21	neutrální	34,0	velmi vysoká
Říčany	6,87	neutrální	27,0	vysoká
Zruč n. Sáz.	7,11	neutrální	28,7	vysoká
Vlašim	6,46	slabě kyselá	63,2	velmi vysoká
Benešov	6,82	neutrální	46,9	velmi vysoká
Rakovník	6,78	neutrální	49,1	velmi vysoká
Mníšek p. Brdy	6,89	neutrální	44,9	velmi vysoká
Příbram	6,96	neutrální	32,9	velmi vysoká
Beroun	7,16	neutrální	53,0	velmi vysoká
Kladno	6,80	neutrální	61,0	velmi vysoká
PRŮMYSL				
Kralupy n. Vlt.	6,17	slabě kyselá	29,9	vysoká
Neratovice	5,91	slabě kyselá	27,1	vysoká
Mělník	7,13	neutrální	27,0	vysoká
Mladá Boleslav	7,13	neutrální	55,2	velmi vysoká
Nymburk	6,81	neutrální	35,6	velmi vysoká
Kolín	6,97	neutrální	33,4	velmi vysoká
Kutná Hora	7,05	neutrální	37,1	velmi vysoká
Říčany	6,55	slabě kyselá	36,6	velmi vysoká
Zruč n. Sáz.	6,89	neutrální	25,3	vysoká

Vlašim	6,61	neutrální	43,0	velmi vysoká
Benešov	6,69	neutrální	37,8	velmi vysoká
Rakovník	6,58	slabě kyselá	33,0	velmi vysoká
Mníšek p. Brdy	7,08	neutrální	36,9	velmi vysoká
Příbram	5,56	kyselá	27,9	vysoká
Beroun	7,31	alkalická	60,2	velmi vysoká
Kladno	6,99	neutrální	37,8	velmi vysoká