

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin**



**Fakulta agrobiologie,  
potravinových a přírodních zdrojů**

**Biologická dostupnost chemických prvků na lokalitách  
ovlivněných povrchovou těžbou hnědého uhlí**

**Diplomová práce**

**Autor práce: Bc. Adéla Kališová**

**Obor studia: Technologie odpadů**

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

## Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci na téma „Biologická dostupnost chemických prvků na lokalitách ovlivněných povrchovou těžbou hnědého uhlí“, jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího 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 20.04. 2021

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala paní prof. Ing. Jiřině Szákové, CSc. za vedení této diplomové práce. Za její ochotu a cenné rady při konzultacích. Dále děkuji paní Ing. Janě Najmanové za odbornou pomoc při laboratorní práci a podklady pro metodickou část práce. Velké poděkování patří mému partnerovi a rodině, za podporu a trpělivost.

# Biologická dostupnost chemických prvků na lokalitách ovlivněných povrchovou těžbou hnědého uhlí

## Souhrn

Sokolovská a Mostecká oblast leží v západní části České republiky na úpatí Krušných hor. Tyto oblasti jsou významným zdrojem nerostných surovin, jelikož leží v Podkrušnohorské pánvi. Mezi nejvýznamnější těžené suroviny na území se řadí hnědé uhlí. Těžba a zpracování uhlí je jeden z nejvýznamnějších zdrojů kontaminace prostředí. Oblasti v okolí uhelných dolů často bývají ovlivněny a nacházejí se zde zvýšené koncentrace rizikových prvků, které jsou přirozenou součástí uhlí. Mezi takové prvky se řadí As, Be, Cd, Pb, a Zn. Vyšší koncentrace rizikových prvků negativně působí na vegetaci, živočichy i člověka.

Cílem práce bylo analyzovat pseudocelkové obsahy rizikových prvků v půdách a rostlinách v oblasti Mostecka a Sokolovska. Celkově se na Mostecku vzorky odebíraly z 25 lokalit a na Sokolovsku z 28 lokalit. Jednotlivé odběrové lokality byly rozděleny podle lokace, zde se nacházely v horských oblastech nebo v oblastech pánevních. Rostlinné vzorky se dále rozdělily podle místa růstu, na rostliny odebrané na poli nebo na louce. Rostliny se také rozdělily podle taxonomie na příslušné čeledi. Srovnával se také obsah prvků v kořenech a nadzemní biomase rostlin, a následně byl vypočítán translokační faktor, který slouží k odhadu míry příjmu prvků nadzemní biomasou rostlin.

Zjištěný pseudocelkový obsah prvků v půdě odhalil výrazně vysoké obsahy As, Be a Zn u všech analyzovaných půd. Všechny uvedené prvky (As, Be, Zn) překročily preventivní hodnoty stanovené vyhláškou 363/2016 Sb. Index individuálního znečištění prostředí potvrdil, že zejména horské lokality jsou závažně kontaminované As. Pánevní oblasti jsou kontaminované středně. Be a Zn představovaly pro prostředí nízké riziko kontaminace. Rostliny obsahovaly nejvíce Cu a Zn, tedy esenciální prvky, bez rozdílu místa výskytu. Na Sokolovsku rostliny rostoucí na poli překračovaly maximální povolenou hodnotu As v krmivech, stanovené evropskou směrnicí 2002/32/ES. Povolenou hodnotu v krmivech pro As, překročily také rostliny rostoucí na loukách na Mostecku. Tyto zvýšené obsahy by mohly mít negativní vliv na zdraví volně žijících býložravců. Na základě zjištěných hodnot obsahů prvků v rostlinách, je větší riziko pro zdraví v případě konzumace kořenů rostlin. Translokační faktor poukázal na to, že rostliny na Mostecku i Sokolovsku akumulují rizikové prvky hlavně v kořenech a netransportují je do nadzemní biomasy. Výsledky pseudocelkových obsahů prvků v jednotlivých čeledích, neodhalily žádnou čeleď, která by zvýšeně akumulovala některý z rizikových prvků. Akumulace prvků tak byla více ovlivněna lokalitou než danou čeledí.

**Klíčová slova:** rizikové prvky, půda, rostlina, akumulace, Sokolovsko, Mostecko

# Bioaccessibility of chemical elements at the locations affected by opencast brown coal mining

## Summary

The Sokolovský and Mostecký regions are located in the western part of the Czech Republic at the foot of the Krušné hory. These areas are an important source of minerals, as they lie in the Podkrušnohorská basin. Brown coal is one of the most important raw material in the area. Coal mining and processing is one of the most important sources of environmental contamination. Areas around coal mines are often affected and there are increased concentrations of risk elements that are a natural part of coal. Such elements include As, Be, Cd, Pb, and Zn. Higher concentrations of risk elements have a negative effect on vegetation, animals and humans.

The aim of the work was to determine the pseudo-total contents of risk elements in soils and plants in the Most and Sokolovská regions. In total, samples were taken from 25 locations in the Most region and from 28 locations in the Sokolovská region. The individual sampling sites were divided according to location, where they were located in mountainous areas or in pelvic areas. Plant samples are further subdivided according to the place of growth, the plants collected in the field or meadow. The plants were also divided according to taxonomy into respective families. The content of elements in the roots and adzem biomass of plants was also compared, and then the translocation factor, useful for an estimation of the uptake rate of elements by above-ground plant biomass, was calculated.

The determined pseudo-total content of elements in the soil revealed significantly high contents of As, Be and Zn in all analyzed soils. All the above elements (As, Be, Zn) exceeded the preventive values set by Decree 363/2016 Coll. The index of individual environmental pollution confirmed that especially mountain locations are seriously contaminated with As, whereas the basin areas are moderately contaminated. Be and Zn concentrations represented low risk of environmental contamination. Plants contained mostly Cu and Zn, i.e. essential elements, regardless of the location of occurrence. In the Sokolovská region, plants growing in the field exceeded the maximum permitted value of As in feed set by the European Directive 2002/32 / EC. The allowed amount of As for animal feed was exceeded by the plants growing the Most region. These increased levels could have a negative effect on the health of wild herbivores. Based on the determined values of the content of elements in plants, there is a greater risk to health in the case of consumption of plant roots. The translocation factor pointed out that plants in the Most and Sokolovská regions accumulate risk elements mainly in the roots and do not transport them into above-ground biomass. The results of pseudo-total element contents in individual families did not reveal any family that would increasingly accumulate any of the risk elements. The accumulation of elements was thus more influenced by the locality than by the given family.

**Keywords:** risk elements, soil, plant, accumulation, Sokolovsko, Mostecko

# Obsah

1	Úvod	8
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3	Literární rešerše	10
3.1	Charakteristika zájmového území	10
3.1.1	Severočeská (mostecká) hnědouhelná pánev	10
3.1.1.1	Mostecko	10
3.1.1.2	Historie těžby uhlí na Mostecku	10
3.1.2	Sokolovská pánev	11
3.1.2.1	Sokolovsko	11
3.1.2.2	Historie těžby uhlí na Sokolovsku	12
3.2	Kontaminace půdy, vody a ovzduší rizikovými prvky	12
3.3	Rizikové prvky	13
3.3.1	Rizikové látky v mosteckém uhlí	13
3.3.2	Rizikové látky v sokolovském uhlí	14
3.3.2.1	Arsen	14
3.3.2.2	Beryllium	16
3.3.2.3	Kadmium	16
3.3.2.4	Kobalt	17
3.3.2.5	Chrom	18
3.3.2.6	Měď	19
3.3.2.7	Nikl	20
3.3.2.8	Olovo	21
3.3.2.9	Vanad	22
3.3.2.10	Zinek	22
3.4	Biodostupnost	23
3.5	Legislativa	25
4	Metodika	28
4.1	Vzorkování	28
4.2	Analytické metody	30
4.2.1	Stanovení pseudocelkového obsahu prvků v půdě	30
4.2.2	Stanovení celkového obsahu prvků v rostlinách	30

4.3	Zpracování dat.....	30
5	Výsledky .....	32
5.1	Pseudocelkové obsahy prvků v půdě .....	32
5.1.1	Index individuálního znečištění .....	34
5.2	Celkové obsahy prvků v rostlinách na Sokolovsku .....	36
5.2.1	Translokační faktor u rostlin na Sokolovsku .....	38
5.2.2	Obsahy prvků ve vybraných rostlinných čeledí na Sokolovsku .....	40
5.3	Celkové obsahy prvků v rostlinách na Mostecku .....	42
5.3.1	Translokační faktor u rostlin na Mostecku .....	44
5.3.2	Obsahy prvků ve vybraných rostlinných čeledí na Mostecku .....	45
6	Diskuze .....	47
6.1	Pseudocelkové obsahy prvků v půdách.....	47
6.2	Obsah rizikových prvků v rostlinách na Sokolovsku.....	49
6.3	Obsah rizikových prvků v rostlinách na Mostecku.....	52
7	Závěr .....	55
8	Literatura.....	57
8.1	Tištěné zdroje .....	57
8.2	Internetové zdroje.....	62
9	Seznam tabulek a obrázků .....	64
10	Samostatné přílohy.....	I

# 1 Úvod

Hnědé uhlí patří mezi významné přírodní zdroje, které lidstvo využívá. V České republice je uhlí nezbytnou strategickou surovinou. Ze všech kaustobiolitů se v ČR hnědého uhlí vytěží i spotřebuje nejvíce. Těžba uhlí má na území České republiky dlouholetou historii. První zmínky o těžbě jsou více než šest set let staré. Naleziště ložisek uhlí napomohla ke vzniku významných průmyslových aglomerací po celé České republice. Krušnohorská pánev je významnou lokalitou s četnými ložisky hnědého uhlí. Tato ložiska napomohla rozvoji průmyslu mezi Ústím nad Labem a Sokolovem. (Pešek & Sive 2012). Z tohoto důvodu jsou pro diplomovou práci zvoleny lokality v Mostecké uhelné pánvi a Sokolovské uhelné pánvi. Sokolovská hnědouhelná pánev se řadí mezi jednu z největších hnědouhelných pánví ve střední Evropě (Pertold 1998). V roce 2017 zde byla celková produkce přibližně 6,9 milionu tun hnědého uhlí.

Těžké kovy jsou přirozenou součástí všech složek životního prostředí. Do prostředí se prvky dostávají také z antropogenní činnosti, zejména pak z průmyslu a z těžební činnosti. Právě těžba a zpracování uhlí jsou považovány za zdroje rizikových prvků v půdách. V kontaminovaných půdách jsou často zvýšené obsahy rizikových prvků, jako například Cu, Zn, As, Pb, Cd a Cr. Wahsha et al. (2016) uvádí, že těžba uhlí sama o sobě ovlivňuje půdu jen lokálně. Ovlivnění může ale představovat vážné problémy pro ekosystém a následné zdraví zvířat a lidí. Některé těžké kovy, jako Zn, Cu, Fe a Mn se ale řadí mezi esenciální prvky, které jsou nezbytné pro růst rostlin, zvířat i lidí (Machender et al. 2014). Zbylé prvky patří mezi toxické a představují tak zdravotní riziko (Costa 2000). Těžké kovy se do organismu lidí i zvířat dostávají hlavně prostřednictvím potravin pěstovaných v kontaminované půdě. Proto je zapotřebí monitorovat a posuzovat obsah rizikových prvků v zemědělských půdách, aby byla zajištěna bezpečná produkce plodin (Halim 2014).

Tato diplomová práce ukazuje výsledky výzkumu, při kterém byly sledovány obsahy rizikových prvků v půdách a rostlinách v horských a pánevních oblastech Sokolovska a Mostecká. Vzorky se cíleně odebíraly v horských lokalitách, ve kterých je přirozený výskyt rizikových prvků z podloží. A v pánevních lokalitách, kde je půda ovlivněna těžbou uhlí. Cílem práce tedy bylo zjistit, jak moc je obsah prvků v rostlině ovlivněn obsahem těchto prvků v půdě na určitých lokalitách. Posuzovala se také schopnost konkrétního rostlinného druhu rizikové prvky akumulovat.



## **2 Vědecká hypotéza a cíle práce**

Jedním z významných zdrojů rizikových prvků v prostředí a zejména v půdě je těžba a zpracování uhlí. Oblasti kolem uhelných dolů bývají často zasaženy zvýšenými koncentracemi As, Be, Cd, Pb a Zn, což se negativně projevuje na vegetaci, zvířatech a zdraví lidí. Mezi oblasti zasažené těžbou hnědého uhlí patří i Sokolovsko a Mostecko. Cílem diplomové práce je zhodnotit možnost přestupu prvků z půdy do rostlin v dané lokalitě, přičemž budou hodnoceny rozdíly v příjmu rizikových prvků u jednotlivých čeledí rostlin, míra přestupu těchto prvků z kořene do nadzemní biomasy a závislost obsahu rizikových prvků v rostlinách na obsahu těchto prvků v půdě.

Hypotéza: Obsah prvků v rostlině je ovlivněna jak obsahem prvků v půdě, tak i schopnost konkrétní čeledě rostlin tyto prvky akumulovat.

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Charakteristika zájmového území

V západní části České republiky na úpatí Krušných hor se rozkládá Podkrušnohorská pánev. Pánev je tvořena terciárními sedimenty a neovulkanity. Podkrušnohorská pánev má protáhlý tvar a její celková rozloha je přibližně 1 900 km<sup>2</sup>. Pánev je možné rozdělit na tři samostatné pánve – severočeskou (mosteckou), sokolovskou a chebskou. Celá oblast podkrušnohorské pánve je významným zdrojem nerostných surovin. Mezi nejvýznamnější zdroje patří právě hnědé uhlí (Pešek & Sivek 2012).

#### 3.1.1 Severočeská (mostecká) hnědouhelná pánev

Severočeská hnědouhelná pánev je největší a nejvýznamnější částí podkrušnohorské pánve. Severočeskou pánev tvoří až 550m mocný eocenní až miocenní komplex, kdy celková rozloha je zřejmě 1420 km<sup>2</sup>. Jen část této pánve je vhodná na těžbu hnědého uhlí. Toto území se označuje jako Severočeský hnědouhelný revír. Významná část pánve je tvořena kvartérními sedimenty, které neumožňují těžbu. Kromě terasových písků a štěrků se v pánvi nacházejí poměrně hrubá deluviální a proluviální klastika, spraše a jezerní jílové sedimenty.

V severočeské pánvi převládá humitové uhlí, které je prouhelněno od stadia hnědouhelné hemi- až meta fáze. Hlavní ložiska jsou ve střední a východní části pánve a tvoří tzv. jednotnou hlavní sloj. Mocnost hlavní sloje se pohybuje okolo 30 metrů a více (Pešek & Sivek 2012).

##### 3.1.1.1 Mostecko

Okres Most se nachází v západní části Ústeckého kraje. Okres je na severu lemován Krušnými horami a na západní, východní a jižní straně sousedí s okresy Chomutov, Louny a Teplice. Celková rozloha okresu je 467 km<sup>2</sup>. Převážná část mosteckého okresu leží na území Severočeské uhelné pánve. Tato poloha významně ovlivnila charakter a ekonomický význam Mostecka. Za dob socialismu bylo Československo zaměřeno na rozvoj energetického těžkého průmyslu a hnědé uhlí bylo základní surovinou pro tento průmysl. Těžba uhlí zásadně ovlivnila podobu zdejší krajiny (ČSÚ 2020).

##### 3.1.1.2 Historie těžby uhlí na Mostecku

Nejstarší písemnou zmínku o uhelném hornictví lze najít v městské knize města Duchcov. Zmínka pochází z roku 1403. Přesnější zmínky o těžbě uhlí pocházejí až z poloviny 16. století, které přibližují dolování uhlí u Jirkova, Hrobu a na Pětipesku. Z 18. století se dochovaly zmínky o těžbě u Všerub na Chomutovsku, u Varvažova a u Otrovic na Ústecku. V této době bylo využíváno pouze kusové uhlí, které se používalo na otop, nebo se spalovalo na popel. Výsledný popel se využíval jako hnojivo.

Uhlí se na počátku těžilo pouze povrchově na výchozech uhelných slojí. Jednalo se o mělké jámy, ve kterých se uhlí získávalo pomocí rumpálu. Těžba nebyla nijak omezována ze strany báňských úřadů. K tomu došlo až na konci 18. století, kdy báňský úřad převzal kontrolu nad těžbou, a dobývání začalo být podmíněné propůjčením dolovacího práva. Od počátku

19. století se začalo dolovat pomocí lehké techniky a povrchová těžba se změnila na hlubinnou. Nejvýznamnější rozvoj ale nastal roku 1850, kdy se dostavěla železniční dráha Praha – Podmokly. Železnice se v následujících letech dále prodlužovala. Vybudovala se dráha z Teplíc do Chomutova, díky které se otevíraly nové doly (Mostecká uhelná společnost 2001).

V 50. letech 20. století došlo k vylepšení technologií těžby. Kdy se přešlo z lopatkových rýpadel a železničních vozů na technologii s kolesovými a korečkovými rýpadly s dálkovou pásovou dopravou (Pešek & Sivek 2012).

Podle Schenka (1973) bylo do roku 1971 v severočeské pánvi v provozu 1653 hlubinných dolů a štol. Dále zde bylo otevřeno i 186 povrchových lomů. V důsledku těžby uhlí v severočeské pánvi zcela nebo částečně zaniklo 87 obcí (Pešek et al. 2010). Do roku 2000 povrchová i hlubinná těžba narušila území o rozloze asi 250 km<sup>2</sup> (Vráblíková & Vráblík 2002).

### **3.1.2 Sokolovská pánev**

Sokolovskou pánev oboustranně ohraničuje tektonický, stupňovitý, příčně asymetrický příkop, jehož velikost činí 312 km<sup>2</sup>. Produktivní území, na kterém se v minulosti ale i v současnosti těží hnědé uhlí, se nazývá sokolovský revír. Sokolovskou pánev tvoří terciérní výplň, která je nesouvislá a její maximální mocnost je 360 m (Pešek & Sivek 2012). Podle Rojíka (2004) se pánev skládá z 55 % z produktů alkalického vulkanismu, 30 % jsou rozplavené kaolinické zvětraliny a přibližně z 15 % organická hmota. Nadložní pleistocenní komplex tvoří fluviální jílovité štěrkopísky, sprašové hlíny, deluviální svahové hlíny, proluviální sutě, soliflukční bloková pole, produkty požárů uhelných slojí, vzácnější vrstvy rašeliny a tuřů.

V druhém období intenzivní extenze pánve vniklo sokolovské souvrství. Výrazným znakem tohoto souvrství je mnohonásobné střídání hornin vulkanického původu a sedimentů ukládaných v podmínkách tektonicky vyvolané subsidence. Tyto vrstvy se dělí na habartovské, anežské, těšovické a antonínské. Právě anežské a antonínské vrstvy jsou význačným zdrojem hnědého uhlí. V anežské vrstvě se nachází sloj Anežka, která měla mocnost od 3 do 12 m. A v nejmladší antonínské vrstvě je hlavním zdrojem uhlí sloj Antonín. Jehož mocnost dosahuje až 70 m. Sloj Antonín je dnes jedinou těženou slojí hnědého uhlí.

#### **3.1.2.1 Sokolovsko**

Okres Sokolov lze najít na západě České republiky v Karlovarském kraji. Severní hranice kraje sousedí se Spolkovou republikou Německo. Na západě a na jihu sousedí s okresem Cheb a na východě s okresem Karlovy Vary. Celková rozloha okresu Sokolov je 754 km<sup>2</sup>. Krajina okresu je převážně kopcovitého charakteru. V severní části do okresu zasahuje masiv Krušných hor, od kterého západně vybíhá horský výběžek, který tvoří mezník mezi sokolovskou a chebskou pánví. V jižní části okresu vystupují pahorkatiny Slavkovského lesa. Okres Sokolov lepší v sokolovské uhelné pánvi, díky které je zdejší podloží bohaté na přírodní surovinové bohatství. V minulosti se v okrese kromě hnědého uhlí těžily i užitkové rudy (ČSÚ 2020).

### 3.1.2.2 Historie těžby uhlí na Sokolovsku

Jako první se na území začal v 16. století těžit pyrit a markazit z uhlí a uhelných jíílů. První písemná zmínka o těžbě samotného hnědého uhlí pochází až z druhé poloviny 18. století, kdy loketští měšťané založili první uhelný důl u obce Loučky. Stejně jako na Mostecku se těžba uhlí nejvíce rozvíjela po dokončení železnice Chomutov – Cheb. K tomu došlo roku 1871. V roce 1945 bylo na Sokolovsku v provozu 39 hlubinných dolů a 15 malých povrchových lomů (Sokolovská uhelná 2021).

V 50. letech 20. století se v Sokolovské revíru změnila strategie těžby. Z převládající hlubinné těžby se přecházelo na povrchové dobývání. Přechodem na povrchovou těžbu se začala zvyšovat hmotnost vytěženého uhlí. Nejvyšší historické maximum se vytěžilo roku 1983, kdy hmotnost vytěženého uhlí dosáhla 22,6 mil. tun (Beran 1999). Na začátku 21. století se těžba ustálila přibližně na 10. mil. tun uhlí za rok. Předpokládá se ale postupné snížení objemu těžby, v důsledku uzavírání funkčních lomů. Ze zprávy Nezávislé komise pro posouzení energetických potřeb České republiky v dlouhodobém časovém horizontu (2008) vyplývá předpoklad, že do roku 2043 se vytěží všechny zásoby uhlí v sokolovském revíru.

## 3.2 Kontaminace půdy, vody a ovzduší rizikovými prvky

Těžba a zpracování uhlí jsou významným zdrojem rizikových prvků v prostředí. Těžba uhlí často způsobuje zásadní degradaci různých ekosystémů (Chen et al. 2015). V ekosystému se narušují ochranné vazby, které chrání samotný ekosystém před negativními jevy. Komplexně lze tvrdit, že povrchová těžba hnědého uhlí má negativní vliv na krajinu, zemědělství, lesnictví, města a obce v okolí, dopravní stavby a historické památky (Neužil 1997).

Povrchová těžba uhlí zcela mění původní podobu přírodního krajinného rázu. Odstraněním vegetace z krajiny hrozí vyšší riziko prašnosti. Kdy prachové částice na sebe mohou vázat rizikové prvky a tím kontaminovat vzdálenější území. Podle Váchy et al. (2013) se v 90. letech 20. století koncentrace prachu ve vzduchu v blízkosti uhelných oblastí v severních Čechách pohybovala v rozmezí 70 – 150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Prachové částice se do prostředí dostávají i prostřednictvím emisí z tepelných elektráren, které hnědé uhlí spalují. Na přelomu století se kritickou situaci podařilo stabilizovat a oblasti životního prostředí se začaly zlepšovat. Nejvíce k tomu přispěla nová technologická úprava uhelných elektráren. Z dat zpracovávaných Skupinou ČEZ vyplývá, že v letech 1996 – 1999 klesla produkce pevných částic až o 93 % (Vácha et al. 2013).

Vzduch v okolí uhelných dolů dále může být znečištěn přítomností některých důlních plynů, jako například  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{NO}_2$ , a  $\text{H}_2$ . Vyšším obsahem důlních plynů se snižuje koncentrace  $\text{O}_2$  (Hossain et al. 2015). V oblasti uhelného dolu v Barapukuria v Bangladéši byly prokázány vysoké koncentrace oxidu siřičitého a suspendovaných částic. V důsledku vyšších koncentrací těchto kontaminantů v oblasti kolem uhelného dolu a tepelné elektrárny je vegetace rostoucí v okruhu 2 – 5 km postižena snížením respirace (Sarker et al. 2010). V hlubinných dolech je velké riziko znečištění vnitřního vzduchu metanem ( $\text{CH}_4$ ). Dochází k tomu v důsledku větší hloubky uhelné sloje, nesprávného větrání a nevhodné metody těžby (Hossain et al. 2015).

Okolní půdu kontaminují jak důlní plyny, tak kyselé důlní vody. Za důlní vody jsou považovány všechny povrchové, srážkové a podzemní vody, které se vyskytují v důlním prostředí. Vody z místa těžby často obsahují zvýšené množství kyselinotvorných kovových sulfidů, jako je pyrit ( $\text{FeS}_2$ ). Kovové sulfidy oxidují a vytvářejí prostředí s nízkým pH. Kyselé pH důlní vody zvyšuje rozpustnost některých hornin v okolí těžby a tím se do prostředí uvolňují rizikové prvky (Tabaksblat 2002). V méně rozvinutých zemích jako je Bangladéš, se odpadní vody z kyselých dolů používají na zemědělskou půdu. To sebou nese velké problémy se zemědělskou výrobou. Nicméně některé prvky obsažené v uhlí jsou v přiměřené míře pro rostliny nezbytné. Řadí se mezi ně železo, zinek, mangan a měď. Kyselá odpadní voda ale obsahuje i látky pro rostliny toxické – olovo, arsen, a chrom. Plodiny pěstované na kontaminované zemědělské půdě mohou akumulovat významné koncentrace rizikových prvků. Po konzumaci těchto plodin mohou nastat nepříznivé účinky na lidské zdraví (Halim et al. 2014).

Kyselé důlní vody mohou kontaminovat i podzemní vodu a ostatní povrchovou vodu. V povrchové tekoucí vodě se kontaminanty často navážou na říční sediment, nebo se akumulují do vegetace. Díky tomu se kvalita vody po proudu může zlepšit. Smícháním důlní vody s říční vodou se zvýší i hodnota pH a mnohé z rizikových látek se stanou méně mobilní. Tím se jejich riziko pro okolí sníží (Chen 2015).

### 3.3 Rizikové prvky

Minerální látky obsažené v uhlí, jsou zdrojem prvků, které mohou mít nepříznivý vliv na životní prostředí a na lidské zdraví. Z tohoto důvodu se rizikové látky a jejich sloučeniny v uhlí sledují a hodnotí se jejich míra a riziko nebezpečí. Podle stupně nebezpečí lze látky seřadit: síra (S), beryllium (Be), kadmium (Cd), arzen (As), rtuť (Hg), kobalt (Co), thallium (Tl), selen (Se), tellur (Te), antimon (Sb), cín (Sn), fluor (F), chrom (Cr), měď (Cu), olovo (Pb), vanad (V), zinek (Zn), brom (Br) a chlor (Cl) (Macůrek et al. 1997).

#### 3.3.1 Rizikové látky v mosteckém uhlí

Charakteristickým prvkem v uhlí těženém v severočeské hnědouhelné pánvi je síra. Nejnižší naměřené obsahy síry v uhlí, byly naměřeny v povrchovém dole u Chabařovic, průměrný obsah činil 0,5 %. V centrální části pánve se průměrné obsahy síry pohybují mezi 1,0 – 1,5 %. Nicméně variabilita obsahu síry v pánvi je významná. Na příklad v lomu ČSA se obsahy celkové síry pohybují v rozmezí od 0,1 do 15,8 % (Schejbal & Macůrek 2005). Nejenom těžba ale i spalování uhlí v místě, je významný zdroj síry, který narušuje životní prostředí. Situace se zlepšila až 90. letech 20. století, kdy se vystavěly vyšší elektrárenské komíny s instalovanou technologií na odsíření emisí. Ke snížení rizika ze spalování také přispěla náhrada bloků spalujících práškové uhlí za fluidní kotle. S novou technologií odsíření nastala i povinnost ukládat škváru, popílek a odpady z odsíření do utěsněných skládek (Pešek & Sivek 2012).

V místech, kde je zvýšené množství síry, lze očekávat i vyšší koncentrace arsenu a germania, a to v důsledku vzájemného vztahu. Jejich výskyt je podmíněn obsahem organické hmoty. V důsledku toho, koncentrace těchto prvků roste s narůstajícím obsahem minerální

hmoty. Nejvíce jsou monitorovány obsahy arsenu. Podle Macůrka et al. (1997) se průměrné obsahy arsenu v uhlí pohybují kolem 9,9 mg/kg. A podle Bouška & Peška (1999) se průměrné obsahy v popelu z uhlí pohybují okolo 39,9 mg/kg. Nejvyšší obsah arsenu byl naměřen ve velkolomu ČSA, kdy jeho hodnota dosahovala až 387 mg/kg.

V uhlí z mostecké uhelné pánve je možné najít i zvýšené koncentrace kobaltu, chromu, titanu, zirkonia, yttria a niklu. Tyto prvky jsou součástí jemnozrnného vulkanického materiálu, který se uvolňuje v místech poblíž vulkanických center Českého středohoří a Doupovských hor. V uhlí s nižším obsahem popela se vyskytují vyšší koncentrace boru, barya a stroncia. Mezi další rizikové prvky nacházející se v mosteckém uhlí se řadí: beryllium, zinek, olovo, cín, wolfram, stříbro, zinek, molybden, antimon a selen (Bouška & Pešek 1999).

### 3.3.2 Rizikové látky v sokolovském uhlí

Celkové obsahy prvků se liší podle sloje. Obecně ale platí, že v sokolovském uhlí jsou zvýšené obsahy anorganické i organické síry a arsenu. Boušek a Peček (1999) předkládají průměrné obsahy síry v uhlí sloje Josef 4,72 % a ve sloji 1,64 %. Nejnižší průměrné obsahy síry lze najít v uhlí ze sloje Antonín.

Obdobně jako v mostecké uhelné pánvi, se i zde při vyšší koncentraci síry, objevuje arsen. Průměrné obsahy zde nejsou tak vysoké. V uhlí se průměrný obsah pohybuje kolem 5,5 mg/kg (Macůrek et al. 1997). Oproti obsahům v samotném uhlí, jsou obsahy v uhelném popelu mnohonásobně vyšší. Obsahy arsenu se opět liší podle sloje. Ve sloji Josef se se množstvím arsenu může vyšplhat až k hodnotám 756 mg/kg. Ve zbylých slojích jsou obsahy nižší. Ve sloji Anežka uhelnatý popel obsahuje 76,9 mg/kg a ve sloji Antonín jen 26,8 mg/kg (Bouška & Pešek 1999). Společně se arsen a síra nejčastěji nacházejí v sulfidické mineralizaci v molybdenitu, sfaleritu, arsenopyritu, pyritu, chalkopyritu a staninu. Uhlí ze sokolovské pánve také obsahuje zvýšené hodnoty germania, beryllia a titanu. Nejvyšší koncentrace germania a beryllia lze najít v jižní a východní části sloje Josef. Sloje Anežka a Antonín obsahují podstatě menší koncentrace. V sokolovském uhelném revíru se koncentrace beryllia pohybuje mezi 50 až 100 mg/kg.

V porovnání obsahů prvků v popelu uhlí s klarkovými obsahy je patrné, že sokolovské uhlí obsahuje také vyšší obsahy galia, cínu, hafnia, lanthanu, stroncia, vanadu a wolframu. Ukázalo se, že uhlí u oblasti Odeře, také obsahuje extrémně vysoké množství uranu, až 60 787 mg/kg (Pluskal 1971).

#### 3.3.2.1 Arsen

Arsen je prvek, který se v přírodě vyskytuje přirozeně. V zemské kůře je to dvanáctý nejčastější prvek. Je klasifikován jako metaloid. To znamená, že arsen má některé vlastnosti podobné kovům a některé prvky nekovů. Kvůli jeho toxicitě bývá řazen mezi těžké kovy (Mandal & Suzuki 2002). Elementární arsen je pevný materiál s ocelově šedivou barvou. Nejčastější oxidační čísla jsou +IV, + III, - III. Arsen také může tvořit anorganické, tak organické sloučeniny v prostředí i v lidském těle (Orloff et al. 2009). V životním prostředí se arsen obvykle nachází v kombinaci s dalšími prvky. Pokud je v kombinaci s kyslíkem, sírou a chlorem je celkově prvek označen jako anorganický arsen. Pokud je spojení arsenu s uhlíkem a vodíkem je označován jako organický arsen.

Anorganický arsen se přirozeně vyskytuje v půdě, v mnoha druzích hornin, nejvíce pak v minerálech a rudách, které obsahují i měď a olovo. Při zpracování těchto rud může vzniknout riziko, kdy při zahřívání těchto rud se arsen uvolňuje do vzduchu ve formě jemného prachu, který může být v prostředí nebezpečný. Anorganický arsen se ve směsi s dalšími látkami využívá v potravinářství a v dřevozpracujícím průmyslu, kdy se používají jako konzervační prostředek. Zabraňuje hnilobě a rozkladu dřeva (ATSDR 2007).

Významný zdroj arsenu a dalších kovů jsou potraviny. Mezi potraviny s vyšším obsahem arsenu se řadí mořské plody, rýže, houby a drůbež. V mořských plodech se arsen objevuje v organické formě, která je nazývána arsenobetain, který je méně škodlivý než jiné sloučeniny (Jonová et al. 2011). Většina sloučenin arsenu je bezbarvá a bez vůně, z toho důvodu je velice obtížné odhalit stopy arsenu v potravinách, půdě, vodě i vzduchu. To představuje vážné ohrožení lidského zdraví vzhledem k celkové toxicitě.

Pan et al. (2017) poukazují na příkladu z Číny na možnost snížení obsahu arsenu v popílku a plynných emisích při spalování uhlí. Technologie spočívá v úpravě uhlí před spalováním. Plovákové testy naznačily, že frakce s vyšší hustotou a s obsahem 50 % arsenu se dají snadno odstranit pomocí flotace. Při flotaci čisté uhlí plave na hladině a uhlí o vyšší hustotě s vysokým obsahem arsenu klesají ke dnu. Spalovat by se poté mohlo jen čisté uhlí a nedocházelo by k úniku arsenu do atmosféry.

### 3.3.2.1.1 Zdravotní rizika arsenu

Anorganický arsen má tendenci být toxičtější než arsen organický. Ve většině případů do lidského těla vstupuje anorganická trojmocná forma arsenu. Negativní účinky se mohou projevit při inhalační i orální expozici. Arsen je spojován s mnoha obtížemi v orgánových systémech těla. Zejména v systémech kožních, nervových, dýchacích, kardiovaskulárních, krvetvorných, imunitních, endokrinních, jaterních, ledvinových a reprodukčních (Abdul et al. 2015).

Pokud je arsen obsažen ve vodě, půdě nebo potravinách hrozí velké riziko jeho požití. Méně častá expozice arsenu je prostřednictvím látek procházejících skrz kůži do těla. Pokud bude arsen ve vzduchu ve formě jemného prachu, je zde velká pravděpodobnost vdechnutí. Velká většina prachových částic se poté usadí v plicních sklípcích (Chen et al. 2006). Po požití arsenu je asi 70 % následně vyloučeno z těla močí. Vyloučí se organická i anorganická forma arsenu. S tím rozdílem, že anorganická forma se vylučuje pomaleji. Vyloučení trvá několik dní, jsou ale známé i případy kdy arsen odcházel z těla i několik měsíců (Aposhian et al. 2000). Rozsah otravy arsenem je velice individuální. Je zde mnoho faktorů, které rozsah otravy ovlivňují. Řadí se mezi ně množství dávky, individuální citlivost na arsen a věk postiženého jedince.

Chronické působení často negativně ovlivňuje cévní systém a způsobuje tak kardiovaskulární onemocnění. Akutní toxicita zapříčiní kardiomyopatii<sup>1</sup> a hypotenzi<sup>2</sup>. Chronické působení arsenu má také karcinogenní účinky. Nejčastěji dochází k rakovině kůže, ale jsou známé i důkazy rakoviny plic, močového měchýře, jater a ledvin (Rossman 2003).

---

<sup>1</sup>Skupina onemocnění srdečního svalu spojených s poruchou srdeční funkce

<sup>2</sup>Nízký krevní tlak

Charakteristické znaky raných stádií otravy arsenem se objevují na kůži. Při chronické expozici se na kůži objevují léze a hyperpigmentace. Zvýšená pigmentace kůže se projevuje na dlaních a chodidlech. Kožní léze se objevují po 5 – 10 letech expozice (Mazumber et al. 1998).

### **3.3.2.2 Beryllium**

Beryllium je tvrdý kov šedivé barvy. V přírodě se přirozeně vyskytuje v minerálních horninách, uhlí, půdě a sopečném prachu. Elementární forma se v prostředí nevyskytuje, beryllium se nalézá pouze ve sloučeninách. Čisté beryllium je cíleně vyráběno z minerálu beryl. Beryllium se uplatňuje jako součást slitin, využitelných pro jadernou techniku. Nejčastěji pak pro jaderné zbraně a v reaktorech. Beryllium je také možné najít v konstrukcích letadel, vesmírných vozidel a rentgenových přístrojích. Jeho slitiny se používají i při stavbě automobilů a počítačů.

Hlavním vstupem do prostředí je spalování uhlí a ropy. Významný přírodní zdroj je také sopečný prach. Popílek a prach s fragmenty beryllia se poté usazuje na povrchu, kde se pomocí srážek dostává do povrchových vod. Smyv není jediný způsob obohacení vody. Beryllium se do vodního prostředí také dostává přirozenou erozí hornin a půdy. Část sloučenin je vodorozpustná, ale převážná většina je nerozpustná, proto se pevné částice akumulují ve vodním sedimentu. Nerozpustnost sloučenin způsobuje i vyšší schopnost látek se pevně vázat v půdní matrici (ATSDR 2002).

#### **3.3.2.2.1 Zdravotní rizika beryllia**

Nejvyšší riziko ohrožení lidského zdraví je při vdechnutí. Negativní účinky závisí na době inhalace a koncentrace beryllia ve vzduchu. Akutní toxicitu způsobí obsah vyšší než 1000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ve vzduchu. Po inhalaci je silně poškozen nosohltan, tento onemocnění je pojmenováno akutní beryllióza. U lidí citlivějších na beryllium se mohou rozvinout zánětlivé reakce dýchacího systému. Tento stav lze poté označit jako chronickou berylliózu. Stává se v to důsledku zvýšené koncentrace beryllia v ovzduší ( $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) při dlouhodobé expozici. Postižený člověk může pociťovat únavu, slabost a může mít respirační potíže (ATSDR 2002).

Při orálním požití se většina beryllia v trávicím traktu naváže na pevné výkaly a odchází z těla. Beryllium je ale schopné v lidském organismu vytěsňovat důležité biogenní prvky, především hořčík a vápník. Chronické působení se v organismu projeví i poškozením ledvin a jater. Beryllium je také uznané jako karcinogenní prvek. Při dlouhodobé expozici může způsobovat rakovinu plic.

Nejvíce ohroženou skupinou populace, jsou pracovníci v průmyslových závodech, ve kterých se s berylliem pracuje. Ohroženi jsou také lidé žijící v blízkosti těchto výrobních podniků. V běžném prostředí nejsou velká rizika kontaminace (Deubner 2001).

### **3.3.2.3 Kadmium**

Kadmium je měkký kov zbarvený do stříbrna. Je přirozenou součástí zemské kůry. Hojně zastoupen je v minerálních horninách, v uhlí a půdě. Často lze kadmium najít jako příměs v zinečnatých a olovnatých rudách. Z těchto rud se také separuje. Ve vzniklých sloučeninách je pouze dvojmocné kadmium, které je velice nestálé. Kadmium je nekorozní, proto se používá



na pokovování. Využívá se jako pigmentové nátěry, jako stabilizátor plastů a lze ho najít v bateriích.

Do prostředí se kadmium dostává několika cestami. Mezi hlavní zdroje znečištění ovzduší patří spalování fosilních paliv a spalování odpadů. Do ovzduší se také může dostat z cigaretového kouře. V atmosféře se poté může kadmium přenášet na velké vzdálenosti a spolu se srážkami se dostává do povrchových vod a půdy. Do vodního prostředí se kadmium uvolňuje i z odpadních vod. Kadmium je součástí i fosforečných hnojiv z přírodních fosfátů, proto se do prostředí dostává i smyvem ze zemědělské plochy (Kenšová 2014). V půdním prostředí je relativně mobilní a rychle se transportuje. Vše závisí na mnoha faktorech, jako je pH a množství organické hmoty. Kadmium je více mobilní v kyselém prostředí. Pokud je ale v půdě vyšší zastoupení organické hmoty, kadmium se na ni pevně váže a jeho mobilita se sníží. Je ale dobře rozpustný ve vodě, proto je snadno přijatelný rostlinami. Nejvíce ho přijímá listová zelenina, která poté představuje riziko pro lidské zdraví při konzumaci. Vyšší koncentrace se mohou také objevit v houbách, nejvíce pak v žampionech (Buzea et al. 2010).

#### **3.3.2.3.1 Zdravotní rizika kadmia**

Kadmium je pro člověka velice toxický prvek. Obecně jako u všech prvků záleží na délce a způsobu expozice. Orální cestou se do těla absorbuje přibližně 5 % z přijaté dávky. Oproti tomu příjem dýchacím ústrojím je vysoce nebezpečný, kdy se až 90 % kadmia z dávky absorbuje v plicích. Kadmium se v těle transportuje krví a ukládá se převážně v ledvinách a játrech (Waalkes 2000). Přijaté kadmium se z organismu vylučuje velmi obtížně a pomalu. V játrech a ledvinách může kadmium přetrvávat až desítky let. Chronická toxicita často způsobuje poškození ledvin, jater ale i osteoporózu, anémii a hrozí i zvýšené riziko srdečního onemocnění. Kadmium se řadí mezi karcinogenní, mutagenní a teratogenní látky. Akutní toxicita se projevuje bolestí břicha, průjmami a zvracením (Kenšová 2014).

Mezi nejvíce ohroženou skupinu lidí se řadí pracovníci v závodech vyrábějící baterie a barviva s přísadami kadmia. K inhalaci prachu nebo kouře s kadmii, může dojít také v tavárnách a svařovnách. Kadmium se ve vzduchu nejvíce objevuje ve formě oxidu kademnatého, který při akutní toxicitě způsobuje kašláni, svíravý pocit a bolesti na hrudi, malátnost a třes těla (Bell et al. 1997).

#### **3.3.2.4 Kobalt**

Kobalt je velmi tvrdý a pevný kov šedivé barvy. Přirozeně se vyskytuje ve všech složkách životního prostředí. Nachází se v horninách, půdě, vodě, rostlinách i živočiších. Používá se k výrobě slitin, které se využívají při výrobě leteckých motorů, magnetů a brusných nástrojů. Využívá se také v lékařství, kdy se z jeho slitin vyrábějí umělé kyčelní a kolenní klouby. Sloučeniny kobaltu je používají i ve sklářském a keramickém průmyslu, kde slouží jako barvivo skla a porcelánu (ATSDR 2011). V metalurgii se kovový kobalt využívá k legování oceli a některých slitin hliníku. Kobalt je esenciální prvek, který je významný pro řadu organismů. V lidském těle se kobalt vyskytuje v molekule vitamínu B12. Vyšší koncentrace se do prostředí dostává nejčastěji spalováním uhlí. Organicky vázaný kobalt ve vitamínu B12 se do půdy může dostat prostřednictvím kalu z biologického čištění odpadních vod. (Pitter 2009).

### 3.3.2.4.1 Zdravotní riziko kobaltu

Kobalt je pro člověka nejvíce nebezpečný při vdechování. Zdravotní problémy u lidí se objevují při koncentraci 1 – 2 mg /m<sup>3</sup> aerosolu práškového kobaltu ve vzduchu. Projevují se plicní abnormality jako je těžký kašel a plicní fibrózy. Při vysoké orální dávce kobaltu se objevuje nevolnost, zvracení, průjem, zarudnutí obličeje a vyrážka. Chronické působení kobaltu může způsobit i anorexii. U dětí se chronická toxicita může projevit zvětšením štítné žlázy, a to v důsledku blokování příjmu jodu. Jak už bylo zmíněno, kobalt je součástí vitamínu B12. Mezi klinické příznaky nedostatku tohoto vitamínu se řadí: únava, deprese, svalová slabost, podrážděnost, nervozita, úzkost a bolesti zad. Chronický nedostatek vitamínu je projevuje chudokrevností, ztrátou paměti, parálzou a roztroušenou sklerózou. Kobalt je toxický pouze při expozici vyššího obsahu nebo expozici časté. Jako esenciální prvek se v lidském těle podílí na tvorbě červených krvinek a účastní se metabolismu tuků, bílkovin a sacharidů (Rossoff 2001).

### 3.3.2.5 Chrom

Chrom se přirozeně vyskytuje v zemské kůře, kde se vyskytuje převážně v železných rudách. Nejběžnějším minerálem obsahující chrom je chromit. Je to světlý, tvrdý, lesklý, ale křehký kov. V prostředí se chrom vyskytuje ve všech oxidačních stavech, ale nejčastěji má chrom oxidační čísla 0, II, III a VI. Nejvíce stálý chrom je s oxidačním číslem III, oproti tomu chrom s oxidačním číslem VI je toxický.

Kovový chrom se využívá při výrobě nerezové oceli a dalších slitin. Využívá se také na pochromování, na výrobu barev a pigmentů. Sloučeniny chromu se používají i při zpracování kůží a při ochraně dřeva. Je to významný inhibitor koroze. V půdě je trojmocný chrom pevně vázaný a jen omezeně se dostává do podzemní vody. Ve vodním prostředí chrom sedimentuje a akumuluje se v sedimentu.

Největším zdrojem znečištění životního prostředí je metalurgický a chemický průmysl pracující s chromem. Významným zdrojem je také spalování fosilních paliv a organického materiálu. Do ovzduší se trojmocný chrom dostává právě ze spalování odpadů, spalování uhlí a ropy, z výfukových plynů a z cementáren. Trojmocný chrom je také součástí organismu živočichů. Je to potřebná živina, která pomáhá stabilizovat působení inzulínu v krvi, tak aby tělo mohlo správně zpracovávat cukry, tuky a bílkoviny (Petrлік et al. 2014).

#### 3.3.2.5.1 Zdravotní rizika chromu

Pro lidské zdraví je nebezpečný především šestimocný chrom. Nejčastěji dochází k inhalační expozici chromu. Po vdechnutí množství vyšší než 3 µg /m<sup>3</sup> dochází k podráždění nosu, přičemž nos svědí a krvácí a mohou se v něm tvořit vřidky. Chronická toxicita se může projevit astmatickými záchvaty a rakovinou plic. Při orálním požití většího množství šestimocného chromu dochází k žaludečním potížím. Člověk pociťuje břišní křeče, tvoří se vředy a může také dojít k poškození ledvin a jater. Zdravotní obtíže se mohou objevit i při nedostatku trojmocného chromu v organismu. Tělo ztrácí schopnost dobře zpracovávat cukry, tuky i bílkoviny. To vede k úbytku váhy, k pomalejšímu růstu, špatného fungování nervového systému a k nemoci podobné cukrovce. Nejvíce ohroženi jsou pracovníci v továrnách pracujících s chromem (Petrлік et al. 2014).

### 3.3.2.6 Měď

Měď je načervenalý měkký kov s dobrou elektrickou a tepelnou vodivostí. Přirozeně se vyskytuje v horninách, půdě, vodě a v malých koncentracích i v ovzduší. Měď je základním prvkem pro všechny živé organismy, kdy při nízké koncentraci je prospěšný. Ve vyšší koncentraci už se ale pro organismus stává toxický. Toxicita se nevztahuje pouze na elementární měď ale i na její sloučeniny, které mohou být přítomny v životním prostředí (ATSDR 2004). Elementární čistá měď se v prostředí vyskytuje v minimálním množství. Nejvíce je měď ve sloučeninách, kdy nejčastější jsou sulfidy - chalkopyrit, chalkosin. Měď je i součástí minerálů např. kuprit, malachit nebo azurit.

Díky svým vodivým vlastnostem se měď využívá na výrobu elektrických vodičů a elektronických součástek. Měď je tedy součástí kabelů, elektromotorů a elektromagnetů. Významné uplatnění je také při výrobě korozivzdorných slitin, jako je bronz. Měď je také součástí instalatérského materiálu, stavebních materiálů a kuchyňského nádobí. V zemědělství se měď využívá do fungicidů a síran měďnatý (modrá skalice) se využívána jako hnojivo. Oxid měďnatý se používá jako pigment ve sklářském a keramickém průmyslu (Kleger & Válek 2014).

Vyšší koncentrace se do životního prostředí uvolňují při těžbě samotné mědi a jejich kovů. Zdrojem znečištění jsou také továrny, které měď vyrábějí nebo ji používají k výrobě. Do prostředí se měď může dostat také výluhem ze skládek odpadu, z odpadních vod a při spalování fosilních paliv.

V půdním prostředí se měď pevně váže na organickou hmotu a její mobilita je tak omezena. Ve vodním prostředí se nejčastěji akumuluje v sedimentu, nebo se váže na suspendované částice. V atmosféře se kvůli své hmotnosti měď neudrží a gravitací nebo srážkami padá zpět na zemský povrch (ATSDR 2004).

#### 3.3.2.6.1 Zdravotní rizika mědi

Toxicita mědi závisí na množství a době expozice. Nadměrný příjem mědi způsobuje poškození jater a ledvin. Vyšší koncentrace mědi v pitné vodě způsobuje zvracení, průjemy a žaludeční křeče. Vdechování kontaminovaného vzduchu vede k podráždění nosu a očí. Vdechovaný měděný prach pak způsobuje onemocnění s podobnými symptomy jako chřipka.

Zdravotní problémy se objevují i při nedostatku mědi v organismu. Dochází k tomu při nevyvážené stravě a nedostatek prvku může způsobit zpomalení duševního vývoje, ztrátu pigmentu a vypadávání vlasů. Zhorší se také metabolismus cukrů a dojde ke snížení kvality kostí. Nedostatek ale i vyšší množství vedou k anemii. Negativní účinky se častěji objevují u dětí.

Stejně jako pro člověka, jsou vysoké dávky mědi toxické i pro rostliny a zvířata. Měď je při vyšší koncentraci toxická pro viry a bakterie. Ve vodním prostředí se objevuje měďnatý iont, který je potenciálně toxický pro vodní ekosystémy. Toxicita je vyšší v měkkých vodách s nižším obsahem rozpuštěného kyslíku. Je prokázán negativní vliv mědi na ryby, kdy se měď může akumulovat v jejich tkáních (Kleger & Válek 2014).

### 3.3.2.7 Nikl

Nikl se v prostředí objevuje jako tvrdý, ale kujný kov stříbrošedivé barvy. Má výborné vodivé vlastnosti. V zemské kůře ho často najdeme ve společnosti síry a železa. Využívá se i pro jeho schopnost odolávat korozi. V přírodě je nejběžnější v oxidačním stavu + II. Ve sloučeninách se vyskytuje i v oxidačních číslech 0, +I, +III. Je to 24. nejrozšířenější prvek v zemské kůře. K nalezení je ve všech typech půd, v meteoritech a vázaný ve dně oceánů. Nejčastěji se nikl používá na výrobu slitin. Slitiny často tvoří s železem, chlórem, hliníkem a zinkem. Největší využití niklu je ale na výrobu nerezové oceli. Slitiny niklu mají rozsáhlé průmyslové využití. K nalezení jsou v bateriích, v mincích, špercích, magnetech a jako barvivo v keramice. Nikl slouží také jako katalyzátor v mnoha chemických procesech, například při ztužování rostlinných tuků.

Do atmosféry se nikl uvolňuje při jeho těžbě. Do ovzduší se také dostává ze spalování fosilních paliv, z uhelných elektráren a spaloven odpadu. Významný zdroj niklu je také průmysl, který ho zpracovává. U průmyslových závodů hrozí riziko vypouštění odpadní vody s vyšším množstvím niklu do životního prostředí. Ve vodním prostředí se akumuluje v sedimentu, kde se pevně váže na částice obsahující železo nebo mangan. Mobilita niklu stoupá v kyselých půdách, poté hrozí riziko kontaminace podzemní vody (ATSDR 2005).

Je to esenciální prvek, který má nedílné zastoupení v organismu lidí, zvířat i rostlin. Je složkou mnoha enzymů a bílkovin. Dnes nejsou známy žádné případy negativního projevu nedostatku niklu u lidí (Poonkothai & Vijayavathi 2012).

#### 3.3.2.7.1 Zdravotní rizika niklu

Jako u všech prvků toxicita niklu závisí na množství a na délce trvání expozice. Negativní účinky se také odvíjejí od podoby niklu, se kterou přijde organismus do kontaktu. Mnohé z jeho sloučenin jsou toxické.

Při kontaktu s pokožkou může nikl vyvolat alergickou reakci. Ta se poté projeví kožní vyrážkou v místě kontaktu. Citliví jedinci ale mohou mít vážné alergické reakce, při kterých dojde k astmatickému záchvatu. Na pokožku působí i soli niklu. Ty způsobují svědění a pálení rukou, zarudnutí pokožky a popřípadě zvracení. Orální expozice je nejčastěji kontaminovanou pitnou vodou, která způsobuje bolesti žaludku a ledvinové obtíže. Při vdechnutí niklového prachu dojde k podráždění nosu, očí i krku. Chronická toxicita vdechovaného niklu se může projevit chronickou bronchitidou a dochází k snížení funkce plic. Nikl je považovaný za možný karcinogenní prvek. V životním prostředí se vyšší koncentrace niklu projevují především ve vodním prostředí. Nikl i jeho sloučeniny vykazují akutní i chronickou toxicitu pro vodní organismy. I zde je toxicita ovlivněna vlastnostmi vody. V měkkých vodách je nikl více nebezpečný (Poonkothai & Vijayavathi 2012). Nikl je nebezpečný i pro zvířata, kdy se prokázaly jeho silné teratogenní účinky (Sevin 1980).

### 3.3.2.8 Olovo

Olovo je těžký, kujný kov stříbrnošedé barvy. V prostředí se nachází v ložiscích olovnatých rud, které jsou hojně rozšířené po celém světě. Nejběžnější olovnatou rudou je sulfid olovnatý neboli galenit. Olova v zemské kůře stále přibývá, jelikož je to prvek na konci rozpadových řad mnoha radioaktivních látek (Barta 2012). V anorganických sloučeninách se olovo objevuje s oxidačním číslem + II. Organické sloučeniny olova, především potom tetraethylolovo a tetramethylolovo, jsou používány jako přísada do benzinů. Právě spalování alkylovaných přísad v benzínu je hlavní zdroj antropogenního znečištění životního prostředí. Dalším velkým zdrojem znečištění je těžba a zpracování olovnatých rud, výroba sloučenin olova, výroba olovnatých výrobků a spalování odpadů (Šimek 2003). Využití olova je známo již po tisíciletí. Jeho využití je širokospektré. Uplatňuje se ve stavebnictví, sklenářství, šperkařství a na výrobu nádobí. Jsou ale známi negativní účinky olova na lidské zdraví. Je snaha nahrazovat olovo ve výrobcích denní spotřeby a potřeby, tak aby se zamezilo rizika toxicity těchto výrobků. Ve starých domech se mohou objevovat vodovodní olovené trubky a nátěrové hmoty, které olovo také obsahují (Havel et al. 2014).

Částice olova jsou transportovány do všech složek životního prostředí. Transport částic může být vzduchem, vodou i půdou. Půda je nejvíce ohrožena atmosférickou depozicí z místních zdrojů kontaminace. Olovo se v půdě relativně dobře váže. Kyselost půdy a její složení však výrazně ovlivňují rozpustnost a mobilitu olova v půdě. Populace může být vystavena působení olova z okolního kontaminovaného vzduchu, pitné vody, půdě, prachu i potravin. Riziko negativních účinků hrozí i z mnoha spotřebních výrobků (ATSDR 2020).

#### 3.3.2.8.1 Zdravotní rizika olova

Toxicita olova je dlouhodobě známá. Lidské zdraví je ohrožené i nižší dávkou expozice. Nejvíce náchylné na negativní působení olova jsou děti. Olovo poškozuje mnoho systémů v lidském těle. Například neurologický, renální, kardiovaskulární, hematologický, imunologický a reprodukční systém. Expozice olova je především inhalační a orální. Při vyšší koncentraci se olovo akumuluje v kostech, játrech a ledvinách. Chronická toxicita u dětí způsobuje zpomalení duševního vývoje. Vede také k nepříznivým změnám v chování (ATSDR 2020).

Akutní toxicita se projevuje blednutím obličeje a rtů. Může se objevovat zácpa a nechutenství. Chronická toxicita způsobuje žaludeční koliky, anémii, chronickou nefritidu a poškození mozku a nervové soustavy. V malé obsahy olova se mohou akumulovat v těle a způsobovat tak zdravotní rizika. Olovo a jeho sloučeniny jsou také považovány za pravděpodobně karcinogenní pro lidi (Kenšová et al. 2014).

### 3.3.2.9 Vanad

Vanad je široce rozšířený prvek v prostředí. Samotný vanad je bílý, tvárný a měkký kov. V zemské kůře se nachází ve více jak 60 různých minerálech. Mezi nejznámější patří karnotit, vanadinit a patronit. Vanad je také příměs v surové ropě a uhlí.

Jeho nekorozivní vlastnosti se využívají při výrobě nerezové oceli. Oxid vanaditý se využívá jako barvivo keramiky. Často se využívají slitiny vanadu a dalších prvků, které se uplatňují při výrobě elektrických článků, baterií a supravodivých magnetů.

Přirozeně se vanad do prostředí dostává ze sopečného prachu, zemského prachu a z mořského aerosolu. Mezi nejvýznamnější antropogenní zdroje se řadí spalování fosilních paliv. Především ze spalování uhlí, které je bohaté na vanad. Zdrojem emisí jsou i průmyslové závody zpracovávající vanad. Kontaminace vody a půdy je častější z přírodních zdrojů, kdy se vanad uvolňuje při zvětvávání hornin, půdní erozi a sopečné činnosti. Naopak ovzduší je více ohroženo v důsledku antropogenní činnosti (ATSDR 2014).

Vanad se přirozeně vyskytuje také ve většině potravin a vyšší koncentrace obsahují mořské plody. Vyšší obsahy se také mohou objevit v potravinách pěstovaných v blízkosti uhelných elektráren (Chen & Owens 2008).

#### 3.3.2.9.1 Zdravotní rizika vanadu

Vanad se do lidského těla dostává orální a inhalační expozicí. Příjem vyššího objemu vanadu prostřednictvím potravin nebo pitné vody, často způsobuje nevolnost, mírný průjem a žaludeční křeče. Negativní účinky jsou prokázány při inhalaci oxidu vanadičného. Akutní toxicita oxidu vanadičného se projevuje kašlem, bolestí na hrudi, rýmou a bolestí v krku. Chronická toxicita způsobuje zvýšený výskyt neutrofilních granulocytů (tj. nejběžnější typ bílých krvinek). Negativní projevy působení vanadu se mohou objevovat i několik dní po ukončení expozice (ATSDR 2014).

#### 3.3.2.10 Zinek

Zinek je jeden z nejběžnějších prvků vyskytujících se v zemské kůře. Různé formy zinku se nacházejí ve vzduchu, půdě, vodě a v rostlinách. Čistý zinek je modrobílý, lesklý kov. Nejvíce se vyskytuje ve dvou oxidačních stavech 0 a + II. V prostředí je součástí mnoha minerálů, mezi které se řadí například sfalerit, smithsonit, další. Zinek také vytváří mnoho sloučenin s dalšími prvky, jako je chlor, kyslík a síra. Vzniká tak chlorid zinečnatý, oxid zinečnatý a sulfid zinečnatý. Právě sulfid zinečnatý je v přírodě nejběžnější forma zinkové rudy.

Sloučeniny zinku jsou v průmyslu široce využívány. Oxid zinečnatý a sulfid zinečnatý se využívají na výrobu bílé barvy do keramiky a dalších produktů. Oxid zinečnatý je využit i v gumárenském průmyslu, jako stabilizátor gumy. Další sloučeniny zinku se používají při konzervování dřeva a při výrobě a barvení tkanin. Díky fungicidním účinkům se oxid zinečnatý využívá v kosmetice, kdy je součástí pudrů a deodorantů. Jeho vlastnosti se uplatňují také ve farmaceutickém průmyslu. Je přidáván do vitamínových doplňků, mastí proti opruzeninám nebo proti akné. Déle je i přísadou do zubního cementu.

Vyšší koncentrace zinku se do prostředí deponují v důsledku přírodních procesů, ale i z antropogenní činnosti. Hlavními antropogenními zdroji je těžba a čištění rud obsahující zinek.

Do ovzduší se zinek dostává ze spalování uhlí a odpadů. Ve vodním prostředí se obsah zinku zvyšuje v důsledku vypouštění odpadních vod z průmyslu ale i z domácností. Větší část zinku se poté akumuluje v sedimentu, nicméně se v kyselějších vodách může rozpustit, nebo zde zůstane ve formě jemných suspendovaných částic. Do půdy se zinek deponuje při likvidaci zinkových odpadů z kovo zpracujícího průmyslu a z úletového popílku z uhelných elektráren. Zinek je přidáván i do hnojiv, které poté zvyšují jeho obsah v půdě (ATSDR 2005).

Zinek je esenciální prvek, potřebný pro všechny živé organismy. Je nepostradatelný pro správnou funkci nukleových kyselin, proteinů, membránového metabolismu a pro růst a dělení buněk. Nedostatek zinku v těle se projevuje poruchou růstu, zhoršenou schopností hojení ran, rozvojem dermatitidy a poruchou imunitního systému (Adamson et al. 2000)

### **3.3.2.10.1 Zdravotní riziko zinku**

Zinek a kadmium jsou velice podobné látky, které jsou v přírodě často neoddělitelné (Schmidt 2003). Proto jsou všechny negativní projevy podobné jako u kadmia. Samotný zinek nemá výrazné chronické ani akutní účinky (Pohanish 2012). Toxicita je ovlivněna chemickou formou dané sloučeniny zinku. Při inhalaci většího množství oxidu zinečnatého se může objevit kašel, dušnost, nevolnost a bolest na hrudi. Podle Adamsona et al. (2000) inhalace vyšší koncentrace chloridu zinečnatého může způsobit pneumotorax nebo zánět plic. Zinek není mutagenní ani karcinogenní. Zinek působí toxicky převážně na ryby. Nejvíce ohrožený je rybí potěr (Fageria et al. 2008).

## **3.4 Biodostupnost**

V životním prostředí se často objevují lokality s vyššími koncentracemi rizikových látek. Velká část prvků pochází z přirozeného zvětrávání hornin, které tyto prvky přirozeně obsahují. Kontaminace prostředí je dále způsobena těžbou nerostných surovin, jejich spalováním a průmyslem obecně. K odhadu potenciálního rizika a účinků prvků je nutné identifikovat faktory, které ve vodě, sedimentech a půdě odpovídají za biologickou dostupnost prvků. Biologická dostupnost vyjadřuje celkový podíl kovů, které jsou schopny se akumulovat v rostlinách či živočiších. Biologická dostupnost se nemusí rovnat celkové koncentraci kovu v prostředí. Schopnost prvku akumulovat se v biotě závisí na mnoha faktorech (John & Leventhal 2004).

Mezi faktory ovlivňující mobilitu prvku v půdě se řadí především půdní reakce (pH), celkový obsah organického uhlíku, redoxní reakce, podnebí, rostlinný druh a chemicko-fyzikální vlastnosti půdy. Důležitý je obsah a kvalita organické hmoty v půdě. Záleží i půdním typu, obsahu vody v půdě a obsahu jílových minerálů. Svoji roli na mobilitě také hrají mikroorganismy (Makovníková et al. 2006). Příjem prvků rostlinami je závislý na pohybu dané látky z půdy do kořene rostliny. Zda je látka schopná projít membránou epidermálních buněk kořene a posléze do xylému (John & Leventhal 2004).

Půdní pH je považováno za jeden z klíčových faktorů určujících koncentraci kovů v půdním roztoku, jejich mobilitu a dostupnost rostlin. V kyselých půdách je pohyblivost většiny prvků mnohem vyšší než v půdách s neutrálním nebo alkalickým pH (Alkorta et al. 2004). Zásadité hodnoty pH často způsobují srážení prvků například do fosforečnanů či uhličitánů, a tím dochází k imobilizaci prvků v půdě (Bolan et al. 2014). Mobilitu kovů v půdě

omezují také humínové kyseliny a fulvokyseliny, které jsou schopné tvořit komplexy s kovovými prvky v půdě. Tvorba komplexů se zvyšuje kontinuálně se zvyšující se hodnotou pH (Kabata – Pendias 2000).

Mikroorganismy jsou v půdě nezbytně důležité. Jsou odpovědné za mnoho procesů, mezi které patří i mobilizace a akumulace rizikových prvků. Mikroorganismy, zejména některé houby jsou velice citlivé na vyšší koncentrace některých prvků: železo, měď, zinek a molybden. Díky tomu se tyto mikroorganismy mohou používat jako indikátor dostupnosti těchto prvků. Mikroorganismy také mohou omezovat pohyb látek v půdním prostředí. Dokážou akumulovat prvky jako olovo, kadmium, rtuť a nikl, a tím tyto látky dočasně imobilizují. Bioakumulace mikroorganismy probíhá ve dvou fázích. V první fázi se prvky absorbují na povrch buněčné stěny. Tato fáze probíhá v živé i mrtvé mikrobiální biomase. Záleží pouze na sorpčních vlastnostech buněčného obalu a na schopnosti přijímat kovy do cytosolu (Haferburg & Kothe 2007). Druhá fáze akumulace může probíhat pouze v živé biomase, kdy se kov transportuje přes buněčnou membránu do buňky (Dercová et al. 2005). Navzdory negativním účinkům kovů a obecné afinitě mikroorganismů k těžkým kovům, využívají mikroby mnoho intra- a extracelulárních mechanismů k omezení toxicity kovů. Velká část těchto obranných mechanismů dokáže měnit speciaci kovů, tedy měnit jejich redoxní stav. Změna redoxního stavu může snížit nebo zvýšit mobilitu konkrétního kovu (Gadd 2010). Mezi další obranné mechanismy se řadí schopnost mikroorganismů měnit kovy na těkavé organické (metylované) sloučeniny, které poté těkají z organismů. Mikrobiální metylaci podléhají především arsen, selen, rtuť, telur a cín (Kabata – Pendias 2000).

Nejen mikroorganismy ale i samotné rostliny mají mechanismy omezující vstup látek do rostlin. Rostliny disponují i mechanismy, které jsou účinné při detoxikaci rizikových kovů v kořenech a tím snižují riziko přenosu látek do nadzemní části. Častým mechanismem pro omezení vstupu kovů do rostlin, je vylučování tzv. kořenových exudátů. Složení kořenových exudátů je závislé na rostlinném druhu a přírodních podmínkách. Exudáty jsou často tvořené sloučeninami odvozených od produktů fotosyntézy, ionty vodíku, anorganickými ionty a vodou. Kořenové exudáty se také účastní rhizosférických procesů, kde pomáhají získat živiny a esenciální prvky. Mohou výrazně měnit fyzikální a chemický charakter rhizosféry a tím ovlivňovat absorpci prvků rostlinou. V rhizosféře dochází ke změně pH, chelataci a komplexaci rizikových prvků. Výraznou roli při detoxikaci rizikových prvků v rostlině, hrají fytochelatiny a metalothioneiny (Fisher et al. 2013).

Riziko vstupu kovů do potravního řetězce právě záleží na mobilitě kovů a jejich dostupnosti v půdě. Kovy musejí být obsaženy v půdním roztoku, aby hrozilo riziko přenosu do rostlin. Kovy pevně vázané v půdě nepředstavují velké riziko (Nielson & Rajakaruna 2012).



### 3.5 Legislativa

Kvůli svým negativním vlastnostem jsou rizikové látky v životním prostředí hlídány a legislativou limitovány. Nejvýznamnějším legislativním dokumentem je 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. Vyhláška je vydána ministerstvem životního prostředí podle § 22 odst. 1 písmene b) a c) zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu.

Vyhláška stanovuje preventivní a indikační hodnoty obsahů rizikových látek v zemědělské půdě. Preventivní hodnoty (tabulka 1) určují horní hranici obsahu rizikových polutantů, které jsou stanoveny v legislativě. Preventivní hodnoty jsou stanovovány za účelem zamezit nežádoucímu zvyšování obsahů rizikových látek v půdě při aplikaci kalů z čistíren odpadních vod, sedimentů a dalších látek na zemědělskou plochu. Indikační hodnoty stanovují obsahy rizikových látek a prvků v zemědělské půdě, při jejich překročení dojde k ohrožení zdravotní nezávadnosti pěstované biomasy (tabulka 2), přímému ohrožení lidského zdraví nebo zvířat při kontaktu s půdou (tabulka 3). Při překročení indikačních hodnot může dojít k negativnímu vlivu na produkční funkci zemědělské půdy (tabulka 4). Limitní hodnoty obsahů rizikových prvků jsou ve vyhlášce č. 153/2016 Sb. stanoveny jako tzv. pseudototální obsahy (ve výluhu lučavky královské) a jako mobilní obsahy, stanovené ve výluhu 1M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> (Sáňka et al. 2018).

**Tabulka 1** - Preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě zjištěné extrakcí lučavkou královskou (mg.kg<sup>-1</sup> sušiny)

Kategorie půd	Preventivní hodnota <sup>1</sup>										
	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg <sup>2</sup>	Ni	Pb	V	Zn
Běžné půdy <sup>3</sup>	20	2.0	0.5	30	90	60	0,3	50	60	130	120
Lehké půdy <sup>4</sup>	15	1.5	0.4	20	55	45	0,3	45	55	120	105

Vysvětlivky k tabulce:

<sup>1</sup>) Hodnoty se netýkají půd geogeně anomálních, na které mají být použity sedimenty podle právních předpisů o používání sedimentů na zemědělské půdě.

<sup>2</sup>) Celkový obsah.

<sup>3</sup>) Běžné půdy: písčito-hlinité, hlinité, jílovitohlinité a jílovité půdy, které zaujímají převážnou část zemědělsky využívaných půd. Jedná se o půdy s normální variabilitou prvků, s normálním půdním vývojem v různých geomorfologických podmínkách včetně půd na karbonátových horninách.

<sup>4</sup>) Lehké půdy: půdy vzniklé na velmi lehkých a chudých matečních horninách jako jsou písky a štěrkopísky. Při vymezení těchto půd se vychází ze zastoupení jemných částic (do 0,01 mm), které tvoří maximálně 20 %. Tyto půdy se vyznačují velmi nízkou absorpční kapacitou.

**Tabulka 2** - Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  sušiny)

Rizikový prvek	Půdní druh	pH /CaCl <sub>2</sub>	Indikační hodnota	
			Extrakce lučavkou královskou	extrakce NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>
As	-	-	40,0	1,0
Cd	Běžné půdy <sup>1</sup>	≤ 6,5	1,5	-
		> 6,5	2,0	0,1
	Lehké půdy <sup>2</sup>	> 6,5	2,0	0,04
Ni	-	≤ 6,5	150	-
	-	> 6,5	200	-
	-	-	-	1,0
Pb	-	-	300	1,5
<sup>3</sup> Hg	-	-	1,5	

Vysvětlivky k tabulce:

1) Běžné půdy: písčito-hlinité, hlinité, jílovitohlinité a jílovité půdy, které zaujímají převážnou část zemědělsky využívaných půd. Jedná se o půdy s normální variabilitou prvků, s normálním půdním vývojem v různých geomorfologických podmínkách včetně půd na karbonátových horninách.

2) Lehké půdy: půdy vzniklé na velmi lehkých a chudých matečních horninách jako jsou písky a štěrkopísky. Při vymezení těchto půd se vychází ze zastoupení jemných částic (do 0,01 mm), které tvoří maximálně 20 %. Tyto půdy se vyznačují velmi nízkou absorpční kapacitou.

3) Celkový obsah

Za překročení indikační hodnoty obsahu rizikového prvku v zemědělské půdě se považuje překročení obou ze stanovení - pokud jsou pro ně indikační hodnoty stanoveny, tj. a) extrakce lučavkou královskou, b) extrakce NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, přičemž pro vyhodnocení je nutno chemické analýzy obsahu prvku provést nejprve lučavkou královskou a při překročení indikační hodnoty pak NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>.

**Tabulka 3** - Indikační hodnoty rizikových prvků, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  sušiny)

Rizikový prvek	Indikační hodnota (extrakce lučavkou královskou)
As	40
Cd	20
Pb	400
<sup>1</sup> Hg	20

Vysvětlivka k tabulce:

1) Celkový obsah

**Tabulka 4** - Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být podezření z ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy (mg. kg<sup>-1</sup> sušiny)

Rizikový prvek	pH /CaCl <sub>2</sub>	Indikační hodnota	
		extrakce lučavkou královskou	extrakce NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>
<b>Zn</b>	-	400	-
	-	-	20
<b>Ni</b>	≤ 6,5	150	-
	> 6,5	200	-
	-	-	1,0
<b>Cu</b>	< 5,0	150	-
	5,0-6,5	200	-
	> 6,5	300	-
	-	-	1,0

(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).

## 4 Metodika

### 4.1 Vzorkování

Vzorky rostlin a půdy byly odebírány v průběhu let 2017, 2018, 2019 a 2020 vždy v letním období. Byly zvoleny dvě hlavní oblasti odběru. V oblasti Sokolovska byly vzorky odebrány celkem na 28 místech (tabulka 5) a v oblasti Mostecka se odebírala na 25 lokalitách (tabulka 6). Jednotlivým odběrovým místům byly pomocí GPS systému přiřazeny zeměpisné souřadnice. V oblastech byl cíl zvolit odběrová místa tak, aby polovina míst byla v horských oblastech s přirozeným výskytem rizikových prvků a druhá polovina na lokalitách ovlivněných těžbou hnědého uhlí.

**Tabulka 5** – Seznam lokalit na Sokolovsku

číslo lokality	lokality	lokality	vegetace	zeměpisná délka středu kvadrátu	zeměpisná šířka středu kvadrátu
1	Počátky u Kraslic	hory	louka	12.4228461 E	50.3118039 N
2	Jindřichovice v Krušných horách	hory	louka	12.6107706 E	50.2739806 N
3	Háj u Jindřichovic	hory	pole	12.5992906 E	50.2527639 N
4	Lomnice u Sokolova	pánev	louka	12.6156575 E	50.2076892 N
5	Sokolov	pánev	pole	12.7299411 E	50.2236031 N
6	Dolní Chodov	pánev	pole	12.7195822 E	50.2459117 N
7	Chranišov	pánev	pole	12.7297008 E	50.2233967 N
8	Bošířany	pánev	louka	12.8107347 E	50.1489092 N
9	Krásno nad Teplou	pánev	louka	12.7880700 E	50.1156917 N
10	Nadlesí	pánev	louka	12.7519994 E	50.1660044 N
11	Potůčky	hory	louka	12.8016339 E	50.4143967 N
12	Nejdek	hory	louka	12.7172669 E	50.3300278 N
13 a	Dolina u Krajkové	pánev	pole	12.5579194 E	50.2287400 N
13 b	Dolina u Krajkové	hory	louka	12.5574689 E	50.2289664 N
14	Nové Sedlo u Lokte	pánev	pole	12.7316389 E	50.1990717 N
15	Čistá u Rovné	pánev	louka	12.7099439 E	50.1026439 N
16	Přebuz	hory	louka	12.6154128 E	50.3629172 N
17	Lomnice VPV	pánev	louka	12.6163442 E	50.2190861 N
18	Panské VPV	pánev	louka	12.6896864 E	50.2396903 N
19	Kraslice	hory	louka	12.5085400 E	50.3510206 N
20a	Jelení	hory	louka	12.6315350 E	50.3993003 N
20b	Jelení	hory	louka	12.6315350 E	50.3993003 N
21	Nové Sedlo u Lokte	pánev	louka	12.4054976 E	50.1537116 N
22	Vintířov	pánev	louka	12.405638 E	50.1427248 N
23	Královské Poříčí	pánev	louka	12.4150077 E	50.138294 N
24 a	Chodov - Sukcese 2015	pánev	louka	12.4423645 E	50.1545561 N
24 b	Chodov - Sukcese 2016	pánev	louka	12.4423645 E	50.1545561 N

**Tabulka 5** – Seznam lokalit na Sokolovsku - pokračování

číslo lokality	lokality	lokality	vegetace	Zeměpisná délka středu kvadrátu	Zeměpisná šířka středu kvadrátu
25	Lomnice	pánev	louka	12.3656988 E	50.138976 N
26	Tatrovice	pánev	louka	12.4054976 E	50.1537116 N
27	Drmoul	pánev	louka	12.64964 E	49.933022 N
28	Stříbro	hory	louka	13.008825 E	49.752194 N

**Tabulka 6** – Seznam lokalit na Mostecku

číslo lokality	lokality	lokality	vegetace	zeměpisná délka středu kvadrátu	zeměpisná šířka středu kvadrátu
1	Hamr u Litvínova	pánev	louka	13.574303 E	50.589503 N
2	Mikulov v Krušných horách	hory	louka	13.714076 E	50.699334 N
3	Moldava	hory	louka	13.637175 E	50.722689 N
4	Klíny	hory	louka	13.552312 E	50.640137 N
5	Nová Ves (Hora Sv. Kateřiny)	hory	louka	13.456709 E	50.597882 N
6	Fláje	hory	louka	13.5763692 E	50.5892678 N
7	Nové Město u Mikulova	hory	louka	13.700266 E	50.693050 N
8	Český Jiřetín	hory	louka	13.560576 E	50.709396 N
9	Dlouhá Louka	hory	louka	13.658291 E	50.647703 N
10	Ledvice	pánev	pole	13.780655 E	50.587545 N
11	Lom u Mostu	pánev	louka	13.667311 E	50.584341 N
12	Litvínov	pánev	louka	13.6434089 E	50.6005294 N
13	Černice	pánev	louka	13.532540 E	50.567999 N
14	Mariánské Radčice	pánev	pole	13.650997 E	50.586682 N
15	Braňany	pánev	pole	13.690650 E	50.537544 N
16	Dolní Jiřetín	pánev	louka	13.567144 E	50.54433 N
17	Duchcov	pánev	pole	13.737560 E	50.602690 N
18	Souš	pánev	pole	13.609595 E	50.530777 N
19	jezero Most	pánev	louka	13.65059 E	50.556164 N
20	Most	pánev	louka	13.663665 E	50.523750 N
21	Osek u Duchcova	pánev	pole	13.711382 E	50.618445 N
22	Světec	pánev	pole	13.820009 E	50.573653 N
23	Radovecká výsypka	pánev	pole	13.791073 E	50.557504 N
24a	Velebutice	pánev	pole	12.689958 E	50.239724 N
24b	Velebutice	pánev	pole	12.689958 E	50.239724 N
25	Světec	pánev	louka	13.806834 E	50.570181 N

Mapa s vyznačenými odběrovými místy na Sokolovsku je v příloze 1. Mapa vyznačených odběrových lokalit na Mostecku je v příloze 2.

Lokality se dále rozdělily podle biotopů na louky a pole. Půdní vzorky byly odebírány pomocí půdní sondy pro odběr. V místě se odebíralo více půdních vzorků, které se poté smíchaly a uchovaly se v polyethylenovém uzavíracím sáčku. V blízkosti vrypů se také odebíraly rostlinné vzorky. Vždy se na lokalitě odebral reprezentativní vzorek pěti druhů rostlin, které se na území vyskytovaly nejčastěji. Pomocí lopatky se odebrala celá rostlina i s kořeny. Po odběru se rostliny uložily do papírových pytlíků, které se popsaly.

V laboratoři se půdní i rostlinné vzorky nechaly vyschnout při pokojové teplotě. Půda byla posléze rozmělněna v třecí misce a proseta sítím o průměru ok 2,0 mm. Suché rostliny se pomocí zahradnických nůžek rozdělily na kořeny a nadzemní biomasu. Posléze se rostlinné vzorky rozemlely ve střížném mlýnu Retsch SM 100 na jemnou frakci.

## **4.2 Analytické metody**

### **4.2.1 Stanovení pseudocelkového obsahu prvků v půdě**

Pro stanovení pseudocelkových obsahů prvků v půdě bylo naváženo 0,5 g půdního vzorku. Navážka zeminy se poté zalila 10 ml lučavky královské. Lučavka královská je směs dvou koncentrovaných kyselin, a to kyseliny chlorovodíkové a kyseliny dusičné v poměru 3:1. Takto připravené vzorky byly v teflonových reakčních nádobách extrahovány v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem (Ethos 1, MLS GmbH, Německo) po dobu 45 minut. Po vychladnutí se vzorky převedly do zkumavek a doplnily se demineralizovanou vodou do objemu 30 ml. Uzavřené zkumavky se ručně promíchaly a vložily se do přístroje Agilent 720 (Agilent Technologie, Inc., USA), kde se pomocí metody optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES) změřily pseudocelkové obsahy prvků.

### **4.2.2 Stanovení celkového obsahu prvků v rostlinách**

Při stanovování celkového obsahu prvků v rostlinách bylo do reakčních teflonových nádob naváženo přibližně 0,4 g od každého rostlinného vzorku. K navážce se přidalo 6 ml kyseliny dusičné a 4 ml peroxidu vodíku. Takto připravené vzorky byly v teflonových reakčních nádobách rozloženy v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem v zařízení Ethos 1 (MLS GmbH, Německo) po dobu 45 minut. Po ochlazení byly reakční nádoby otevřeny a nadbytečná kyselina byla odpařena. Poté se vzorek převedl do 40 ml zkumavek a demineralizovanou vodou se doplnil na požadovaný objem. Pro stanovení obsahu prvků ve vzorcích byla použita metoda optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES) s využitím přístroje Agilent 720, Agilent Technologies Inc., USA.

## **4.3 Zpracování dat**

Výsledky z měření půdních i rostlinných vzorků byly zpracovány v programu Microsoft Office Excel, 2013. Data se roztřídila podle lokalit na Sokolovsko a Mostecko. Poté bylo členění na horské oblasti a oblasti v uhelné pánvi. Rostliny se dále rozdělily podle čeledí a podle místa odběru na louku a pole. U dat se vyhodnocovaly základní popisné charakteristiky, jako maximální hodnota, minimální hodnota, průměr, směrodatná odchylka, medián a medián absolutních odchylek (MAD).

U půdních vzorků se také vypočítal **index individuálního znečištění ( $I_i$ )**, který se počítal podle vzorce (Chen et al. 2015):

$$I_i = \frac{C_i}{S_i}$$

kde  $C_i$  je koncentrace měřeného prvku a  $S_i$  je přípustná hodnota daného prvku v půdě, jak stanovuje vyhláška č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy. Vyhodnocení individuálního indexu znečištění ( $I_i$ ) lze posoudit takto:

$I_i \leq 0,7$	prostředí je bezpečné
$0,7 < I_i \leq 1,0$	prostředí je čisté
$1,0 < I_i \leq 2,0$	prostředí s nízkou kontaminací
$2,0 < I_i \leq 3,0$	prostředí se střední kontaminací
$I_i \geq 3,0$	prostředí je závažně znečištěné

U rostlin byly stanovovány obsahy prvků v kořenech i v nadzemní biomase. Z výsledků se poté mohl spočítat **translokační faktor (TF)**, který poukazuje na schopnost rostliny transportovat látku z kořene do nadzemní biomasy. Translokační faktor se počítal podle vzorce (Balabanova et al. 2015):

$$TF = \frac{\text{koncentrace prvku v nadzemní biomase}}{\text{koncentrace prvku v kořeni}}$$

Jedná se tedy o poměr koncentrace sledovaných rizikových prvků v listech a dalších nadzemních částech rostliny vůči koncentraci stejné látky v kořenech totožné rostliny.

## 5 Výsledky

### 5.1 Pseudocelkové obsahy prvků v půdě

Jako základ pro vyhodnocení celkových obsahů v půdách extrahované lučavkou královskou jsou půdy ze Sokolovska. Hodnoceny jsou zvláště půdy z horských oblastí a zvláště z oblastí pánevních.

V tabulce 7 jsou vyhodnocené popisné statistiky všech půd odebraných v horských lokalitách v oblasti Sokolovska. Hodnoty mediánů jednotlivých prvků jsou zde porovnávány s preventivními hodnotami stanovených ve vyhlášce č. 153/2016 Sb. pro běžné půdy. Červeně jsou vyznačeny hodnoty, které přesahují preventivní hodnoty.

**Tabulka 7** – Popisná statistika celkových obsahů prvků v půdách z horských oblastí na Sokolovsku

Horské oblasti Sokolovsko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Maximum	1163	16,3	1,6	17,3	44,7	660	24,1	6879	51,8	384
Minimum	21,2	1,1	0,1	0,8	2,8	18,5	1,1	25,8	5,7	87,3
Průměr	192	5,3	0,7	8,3	22,5	183	13,6	1774	31,1	192
Směrodatná odchylka	337	5,1	0,6	7,3	18	318	10,7	3404	21,2	113
Medián	<b>70,5</b>	<b>4</b>	<b>0,6</b>	7,5	21,2	27	14,7	<b>94,9</b>	33,5	<b>127</b>
MAD*	43,1	2,3	0,4	3,3	11,8	3,6	7,5	10,8	16,3	30,5
Preventivní hodnota **	20	2	0,5	30	90	60	50	60	130	120

\*MAD – medián absolutních odchylek

\*\* preventivní hodnoty běžných půd ve vyhlášce č. 153/2016 Sb.

U půd odebraných v horských lokalitách na Sokolovsku 60 % maximálních hodnot překračovalo preventivní hodnoty prvků. Maxima As, Be, Cd, Cu, Pb a Zn výrazně překračují své limity. Příkladem je maximální hodnota As, která překračuje limit více jak padesátkrát a maximální naměřená hodnota Pb přesahuje limit více jak stokrát. Minimální naměřené hodnoty se udržely pod hranicí preventivních hodnot s výjimkou As, kde i minimální hodnota hranici překročila. Pro hodnocení je důležitá hodnota mediánu, která se porovnává s preventivními hodnotami. U půd v horských oblastech Sokolovska jsou hodnoty mediánu vyšší než hodnoty preventivní u pěti prvků. Jedná se o As, Be, Cd, Pb a Zn. Nejvýraznější překročení preventivního limitu je u As kdy je hodnota mediánu 70,5 mg/kg. Nejmenší míra překročení je evidována u Cd.

Popisná statistika se také provedla na půdních vzorcích odebraných v sokolovských pánevních oblastech. Tyto výsledky jsou uvedeny v tabulce 8. Opět se zde porovnávají hodnoty mediánů s preventivními hodnotami běžných půd z vyhlášky č. 153/2016 Sb. Červeně vyznačené hodnoty indikují překročení limitu.



**Tabulka 8** - Popisná statistika celkových obsahů prvků v půdách z pánevních oblastí na Sokolovsku

Pánevní oblasti Sokolovsko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	165,9	22,8	1,3	28,8	62,8	467	42,4	58,1	206	367
<b>Minimum</b>	27,3	3	0,1	21,4	40,9	33	20,5	14,8	113,2	81,4
<b>Průměr</b>	62,8	7,1	0,4	21,9	55,7	129	33,1	26,4	149,1	147
<b>Směrodatná odchylka</b>	37,5	4,8	0,3	3	8,8	20,6	8,6	4,8	34,9	69,4
<b>Medián</b>	<b>48,3</b>	<b>5,7</b>	0,3	23,8	57,7	<b>60,7</b>	37,5	19,1	<b>157,4</b>	<b>130,3</b>
<b>MAD*</b>	15,1	1,4	0,2	2,2	4,2	9,3	2,3	0,5	25	39,2
<b>Preventivní hodnota**</b>	20	2	1	30	90	60	50	60	130	120

\*MAD – medián absolutních odchylek

\*\* preventivní hodnoty běžných půd ve vyhlášce č. 153/2016 Sb.

Maximální naměřené hodnoty v půdách z pánevních oblastí také v 60 % překročily stanovené preventivní hodnoty. Překračující maxima jsou u As, Be, Cd, Cu, V a Zn. V těchto případech není překročení limitu maximální hodnotou tak výrazné jako u půd z horských oblastí. Zde je nejvyšší překročení jedenáctinásobné u Be. Naměřené minimální hodnoty ve dvou případech také překročily preventivní hodnoty. Překračují je As a Be. U zbylých prvků jsou minimální hodnoty pod limity. Vypočítané mediány u půd z pánevních oblastí překračují limity v pěti případech. Vyšší hodnoty jsou u As, Be, Cu, V a Zn. Nejvyšší překročení mediánu je zaznamenáno u Be. Nejnižší překročení poté u Cu.

Pro srovnání mezi lokalitami se vypočítala i popisná statistika u půd z Mostecku. U půdních vzorků z této oblasti se vyhodnocovaly pouze rizikové prvky, které v Sokolovské oblasti vykazovaly vyšší míru kontaminace. I v tomto případě se vyhodnocovaly jednotlivé lokality rozdělené na horské oblasti a pánevní oblasti. Popisná statistika půd z horských oblastí na Mostecku je uvedena v tabulce 9.

**Tabulka 9** - Popisná statistika celkových obsahů prvků v půdách z horských oblastí na Mostecku

Horské oblasti Mostecko	As	Be	Cd	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	365	3	2,1	208
<b>Minimum</b>	20,9	0,8	0,4	42,9
<b>Průměr</b>	114	2,1	0,8	117,5
<b>Směrodatná odchylka</b>	104	0,7	0,5	48,5
<b>Medián</b>	<b>80,5</b>	<b>2,2</b>	<b>0,6</b>	117
<b>MAD *</b>	33,7	0,3	0,2	32,6
<b>Preventivní hodnota **</b>	20	2	0,5	120

\*MAD – medián absolutních odchylek

\*\* preventivní hodnoty běžných půd ve vyhlášce č. 153/2016 Sb.

U půdních vzorků z oblasti Mostecka se vyhodnocovaly pouze obsahy As, Be, Cd a Zn. U vzorků odebraných v horských oblastech jsou maximální naměřené hodnoty u všech prvků vyšší než hodnoty preventivní. Půdy mají nejvyšší obsahy As. As je také jediný prvek, u kterého i nejnižší naměřená hodnota byla vyšší než hodnota preventivní. Zásadní srovnání je prováděno mezi hodnotou mediánu a preventivní hodnotou. V tomto případě jsou nadlimitní hodnoty u As, Be a Cd. Opět se potvrzuje, že nejvíce limit překročil arsen, a to až čtyřikrát. U ostatních prvků byly hodnoty mediánu vyšší jen o kousek.

Pro další srovnání se vyhodnocovaly také půdní vzorky odebrané v pánevních oblastech Mostecka. Popisná statistika těchto vzorků je uvedena v tabulce 10.

**Tabulka 10** - Popisná statistika celkových obsahů prvků v půdách z pánevních oblastí na Mostecku

Pánevní oblasti Mostecko	As	Be	Cd	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	85,3	5	1	156
<b>Minimum</b>	11,8	0,6	0,2	53
<b>Průměr</b>	31,5	2,5	0,5	83,6
<b>Směrodatná odchylka</b>	24,2	1,5	0,2	25,8
<b>Medián</b>	<b>20,9</b>	<b>2,4</b>	0,4	85,3
<b>MAD*</b>	8,1	1,3	0,2	17,6
<b>Preventivní hodnota **</b>	20	2	0,5	120

\*MAD – medián absolutních odchylek

\*\* preventivní hodnoty běžných půd ve vyhlášce č. 153/2016 Sb.

Stejně jako v horských oblastech Mostecka, i v pánevních oblastech naměřené nejvyšší hodnoty výrazně překračují limity. I zde je v půdě nejvíce As. Je zde ale i významně vyšší podíl Be. U pánevních oblastí nejnižší naměřené hodnoty jako jediné nepřesahují preventivní hodnoty u žádného rizikového prvku. Pokud se porovná hodnota mediánu s preventivní hodnotou, je patrné převýšení pouze u As a Be. Nadlimitní koncentrace ale nejsou tak rapidní jako v ostatních oblastech. Je zde pouze lehké překročení.

### 5.1.1 Index individuálního znečištění

Pro přesnější dokreslení stavu půdy v oblastech se také vypočítal index individuálního znečištění. Podle vzorce se porovnávala změřená koncentrace prvku s přípustnou koncentrací uvedenou zákonem. Z výsledků se vypočítala popisná statistika a učil se daný index individuálního znečištění. I zde jsou základem data ze Sokolovska. Data z Mostecka pak pro porovnání vybraných rizikových prvků. Barevně jsou odlišeny hodnoty mediánů, a to podle míry indexu znečištění. Zelená barva označuje bezpečnou hladinu znečištění, modrá barva pak čistou oblast, žlutá barva nízkou kontaminací, oranžová barva střední kontaminaci a barva červená značí závažnou kontaminaci.

Jako první se vypočítal index individuálního znečištění u půdních vzorků z horských oblastí na Sokolovsku. Popisná statistika je uvedena v tabulce 11.

**Tabulka 11** – Index individuálního znečištění v horských oblastech na Sokolovsku

Index individuálního znečištění	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
<b>Maximum</b>	58,2	8,1	3,1	0,6	0,5	11	0,5	2,6	0,4	3,2
<b>Minimum</b>	1,1	0,6	0	0,03	0,03	0,3	0,02	0,4	0,1	0,7
<b>Průměr</b>	9,6	2,6	1,3	0,3	0,2	3,9	0,2	1,2	0,2	1,6
<b>Směrodatná odchylka</b>	16,9	2,6	1,2	0,3	0,2	6,2	0,2	1,2	0,2	0,9
<b>Medián</b>	3,5	2	1,1	0,1	0,2	0,4	0,2	0,6	0,2	1,1
<b>MAD*</b>	2,3	1,2	0,6	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,3

\*MAD – medián absolutních odchylek

Půdy v horských oblastech na Sokolovsku jsou závažně kontaminovány arsenem. Index individuálního znečištění u As má hodnotu 3,5. Toto prostředí vykazuje nízkou koncentraci Be, Cd a Zn. Hodnoty Be jsou 2, Cd 1,1 a Zn 1,1. Zbylé hodnocené prvky jsou v prostředí bezpečné.

Druhé hodnocení se vztahuje k půdním vzorkům odebraných v pánevních oblastech na Sokolovsku. Popisné statistiky jsou popsány v tabulce 12.

**Tabulka 12** - Index individuálního znečištění v pánevních oblastech na Sokolovsku

Index individuálního znečištění	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
<b>Maximum</b>	8,3	11,4	2,7	1	0,7	7,8	0,9	1	1,6	3,1
<b>Minimum</b>	1,4	1,5	0,2	0,7	0,5	0,6	0,4	0,3	0,9	0,7
<b>Průměr</b>	3,2	3,7	0,9	0,8	0,6	1	0,7	0,3	1,3	1,2
<b>Směrodatná odchylka</b>	1,9	2,4	0,7	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0,3	0,6
<b>Medián</b>	2,4	2,8	0,6	0,8	0,6	1	0,8	0,3	1,2	1,1
<b>MAD*</b>	0,8	0,7	0,4	0,1	0,1	0,2	0,1	0,01	0,2	0,3

\*MAD – medián absolutních odchylek

Ve zdejších oblastech není pozorována žádná závažná kontaminace. Prostředí je středně kontaminováno As a Be. Hodnoty As jsou 2,4 s Be 2,8. Nízká míra kontaminace je způsobena prvky, jako jsou Cu, V a Zn. Pánevní oblasti jsou čisté, v případě Co a Ni. Koncentrace Cd, Cr a Pb nepředstavují pro prostředí žádné riziko kontaminace.

Index individuálního znečištění v oblasti Mostecká, byl vyhodnocován stejně jako u celkových obsahů prvků v půdě. Hodnotily se tedy jen As, Be, Cd a Zn. V tabulce 13 jsou vyhodnocené popisné statistiky z horských oblastí na Mostecku.

**Tabulka 13** – Index individuálního znečištění v horských oblastech na Mostecku

Index individuálního znečištění	As	Be	Cd	Zn
<b>Maximum</b>	18,3	1,5	4,2	1,7
<b>Minimum</b>	1,1	0,4	0,8	0,4
<b>Průměr</b>	5,7	1,1	1,5	1
<b>Směrodatná odchylka</b>	5,19	0,33	1,08	0,40
<b>Medián</b>	4	1,1	1,2	1
<b>MAD *</b>	1,7	0,2	0,5	0,3

U horských oblastí na Mostecku je patrná závažná kontaminace arsenem. Hodnoty indexu znečištění zde dosahují 4. Beryllium a kadmium se v prostředí vyskytují v nízké koncentraci. Hodnoty zinku jsou nízké, proto není pro lokality nebezpečný.

Déle jsou v tabulce 14 vyhodnocené popisné statistiky týkající se půdních vzorků odebraných v pánevních oblastech na Mostecku.

**Tabulka 14** – Index individuálního znečištění v pánevních oblastech na Mostecku

Index individuálního znečištění	As	Be	Cd	Zn
Maximum	4,3	2,5	1,9	1,3
Minimum	0,6	0,3	0,4	0,4
Průměr	1,6	1,3	1	0,7
Směrodatná odchylka	1,2	0,7	0,5	0,2
Medián	1	1,2	0,8	0,7
MAD *	0,4	0,7	0,4	0,2

\*MAD – medián absolutních odchylek

V pánevních oblastech na Mostecku nepředstavuje žádný zkoumaný prvek závažné ani střední riziko kontaminace. Je zde pouze nízká kontaminace As a Be. Hodnoty As zde dosahují 1 a Be 1,2. Půdy v pánevních oblastech jsou čisté od Cd a Zn.

## 5.2 Celkové obsahy prvků v rostlinách na Sokolovsku

Při vyhodnocování výsledků obsahu prvků v rostlinách odebraných na Sokolovsku, se výsledky rozdělily podle místa odběru na horské oblasti a pánevní oblasti. V tabulce 15 jsou vyhodnocené popisné statistiky zjištěných obsahů prvků v odebraných rostlinách v horských lokalitách na Sokolovsku.

**Tabulka 15** – Obsahy prvků v rostlinách z horských lokalit na Sokolovsku

Rostliny v horských oblastech Sokolovsko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Maximum	106	1,6	4	17,5	26,8	22,3	67,4	70,3	14,9	108
Minimum	0,01	0,00	0,00	0,01	0,2	3,1	0,8	0,01	0,01	17,5
Průměr	6,3	0,3	0,6	1,1	2,8	7,3	7,2	4,6	1,6	45,4
Směrodatná odchylka	18,3	0,4	0,7	2,9	5,3	4,5	16,8	10,3	3	23,2
Medián	1,2	0,1	0,9	0,3	1,0	5,7	1,8	2,1	0,7	37
MAD*	1,1	0,1	0,3	0,2	0,8	1,4	0,4	1,8	0,6	11

\*MAD – medián absolutních odchylek

U rostlin z horských oblastí se naměřila nejvyšší hodnota u Zn a to 108 mg/kg. Druhou nejvyšší naměřenou hodnotu lze vidět u As, kde je hodnota 106 mg/kg. Oproti tomu nejnižší hodnoty se naměřily u Be a Cd kde byly hodnoty v desetitisícinách mg/kg. Porovnáním mediánů mezi jednotlivými prvky, lze vidět nejvyšší hodnoty opět u Zn (37 mg/kg).

Výrazné hodnoty mediánu oproti ostatním vykazuje Cu (5,7 mg/kg). Nejnížší hodnoty mediánu mají Be a Co.

V tabulce 16 pak můžeme vidět popisnou statistiku výsledků rostlin rostoucích v pánevních oblastech na Sokolovsku.

**Tabulka 16** - Obsahy prvků v rostlinách z pánevních lokalit na Sokolovsku

Rostliny v pánevních oblastech Sokolovsko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	9,6	1,5	2,9	3,9	814	58	4,5	11,4	30,5	231
<b>Minimum</b>	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	2,3	0,3	0,1	0,1	12,1
<b>Průměr</b>	1,7	0,2	0,4	0,8	9,2	9,6	1,7	1,5	2,7	44,9
<b>Směrodatná odchylka</b>	2,2	0,3	0,5	1	74,7	7,5	1,1	1,9	4,3	35,7
<b>Medián</b>	0,4	0,1	0,2	0,4	1,2	7,4	1,5	1,2	1,4	32,9
<b>MAD*</b>	0,3	0,0	0,1	0,2	0,7	2,6	0,7	0,8	0,9	4,2

\*MAD – medián absolutních odchylek

U rostlin z pánevních oblastí jsou maximální hodnoty Cr, které dosahují 814 mg/kg. Druhé nejvyšší maximální hodnoty, jsou naměřeny u Zn (231 mg/kg). Nejnížší naměřené hodnoty stejně jako u rostlin z horských oblastí vykazuje Be a Cd, zde jsou nejnížší hodnoty v jednotkách tisícín mg/kg. Pokud se zaměříme na hodnoty mediánů, nejvyšší hodnota je u Zn (33 mg/kg). Druhá nejvyšší hodnota mediánu je naměřena u Cu (7,4 mg/kg). Hodnoty mediánu Cr, Ni, Pb a V jsou relativně vyrovnané a dosahují hodnot v rozmezí 1,2 až 1,4 mg/kg. Nejnížší hodnotu mediánu evidujeme v případě Be (0,1 mg/kg).

Diplomová práce se také zabývá možným rizikem příjmu rizikových prvků při požití kontaminovaných rostlin hospodářskými nebo volně žijícími zvířaty. Při hodnocení se rozdělily rostliny podle místa odběru, na rostliny odebrané na poli a rostliny odebrané na louce. Tabulka 17 ukazuje statistiku naměřených hodnot u rostlin z polí.

**Tabulka 17** – Obsahy prvků v rostlinách odebraných na poli na Sokolovsku

Rostliny na poli Sokolovsko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	4,7	1,5	1,3	3,3	11,6	19,4	3,6	11,4	20,2	103
<b>Minimum</b>	0,4	0,0	0,1	0,1	0,2	3,1	0,7	0,2	0,2	19,2
<b>Průměr</b>	2,9	0,3	0,4	1,0	1,8	10	2,3	2,2	3,5	50,7
<b>Směrodatná odchylka</b>	1,4	0,4	0,4	1,3	2,5	4,8	0,9	3,1	5,3	28,4
<b>Medián</b>	2,9	0,1	0,2	0,4	1,3	9,1	2,2	1,2	1,7	39,9
<b>MAD*</b>	0,6	0,0	0,1	0,2	0,7	3,9	0,5	0,4	0,9	19,9

\*MAD – medián absolutních odchylek

U rostlin odebraných na polích na Sokolovsku jsou nejvyšší hodnoty naměřené u Zn, kde je maximální naměřená hodnota 102,8 mg/kg. Podobné maximální koncentrace byly naměřeny u V a Cu. U těchto prvků jsou nevyšší naměřené hodnoty okolo 20 mg/kg. U Pb a Cr

se maxima pohybovaly nad 11 mg/kg. Zbylé prvky mají naměřená maxima do 5 mg/kg. Pokud se podíváme na nejnižší naměřené hodnoty, pak pozorujeme nejnižší zjištěné obsahy Be a Cd (0,03 a 0,04 mg/kg). Minimální hodnoty vyšší než 1 mg/kg byl zjištěn pouze u Cu a Zn, zbylé prvky mají minima pod 1 mg/kg. U hodnot mediánu opět pozorujeme nejvyšší hodnoty Zn (39,9 mg/kg). V porovnání s ostatními prvky, jsou vyšší hodnoty mediánu také u Cu (9,1 mg/kg). U rostlin pěstovaných na polích je velký předpoklad, že se plodina použije na výrobu krmiva. Proto naměřené hodnoty můžeme porovnat s maximálními přípustnými hodnotami v krmivech stanovených ve Směrnici Evropského parlamentu a rady 2002/32/ES ze dne 7. května 2002 o nežádoucích látkách v krmivech. Směrnice stanovuje maximální přípustný obsah As v krmivu na 2 mg/kg, takže naše zjištěná hodnota mediánu As tento limit překračuje. U zbylých prvků (Cd a Pb), které jsou limitované v krmivech, nebyly hodnoty normy překročeny.

Tabulka 18 pak předkládá výsledky popisné statistiky měřených obsahů v rostlinách odebraných na loukách na Sokolovsku.

**Tabulka 18** – Obsahy prvků v rostlinách odebraných na louce na Sokolovsku

Rostliny na louce Sokolovsko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	106	1,6	4	17,5	814	57,9	67,4	70,3	30,5	231
<b>Minimum</b>	0,01	0,00	0,00	0,01	0,2	2,3	0,3	0,01	0,01	12,1
<b>Průměr</b>	3,6	0,2	0,5	0,9	7,7	8,8	2,9	2,8	2,1	44,2
<b>Směrodatná odchylka</b>	12,4	0,3	0,6	2	65	7,2	8,4	7,1	3,7	34,1
<b>Medián</b>	0,5	0,1	0,3	0,4	1,2	6,5	1,5	1,4	1	34,2
<b>MAD*</b>	0,4	0,1	0,2	0,3	0,7	2,2	0,6	1,1	0,8	12,7

\*MAD – medián absolutních odchylek

Rostliny rostoucí na loukách na Sokolovsku vykazují maximální naměřenou hodnotu Cr, a to až 814,2 mg/kg. Výrazné maximální hodnoty jsou také u Zn a As (230,6 a 105,5 mg/kg). V porovnání s maximálními hodnotami naměřenými v rostlinách na poli jsou tyto hodnoty na loukách výrazně vyšší. Opačný stav je ale při porovnání hodnot mediánů, to jsou v celku menší hodnoty u rostlin na loukách. Nejvyšší hodnoty mediánu má Zn (34,2 mg/kg), dále pak Cu (6,5 mg/kg). Pokud opět vezmeme v potaz, že luční rostliny mohou být součástí krmiva, můžeme výsledné hodnoty také srovnat s limity uvedených ve Směrnici Evropského parlamentu a rady 2002/32/ES. Při srovnání maxima, by všechny sledované prvky limity překročily. Nicméně u porovnání mediánů, se ani jeden prvek přes limit nedostal.

### 5.2.1 Translokační faktor u rostlin na Sokolovsku

Pro vyhodnocení translokačního faktoru rostlin, bylo nutné si rozdělit vzorky na nadzemní část rostliny a na její kořeny. Nejprve se výsledky vyhodnotily jednotlivě u nadzemní biomasy a kořenů. Poté se z výsledků mohl spočítat translokační faktor. A zhodnotit v jaké části rostliny se prvky nejvíce akumulují. Jako první jsou představeny obsahy prvků v nadzemní biomase rostlin ze Sokolovska (tabulka 19). Obsahy prvků jsou zde ze všech rostlin odebraných na Sokolovsku bez ohledu na předcházející dělení lokalit.

**Tabulka 19** – Obsahy prvků v nadzemní biomase rostlin na Sokolovsku

Obsahy v nadzemní biomase Sokolovsko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	5	1	2,2	1,2	814	29,6	67,4	7,3	2,8	231
<b>Minimum</b>	0,03	0,00	0,00	0,03	0,2	2,3	0,3	0,04	0,04	13
<b>Průměr</b>	0,6	0,1	0,3	0,3	10,6	7,1	3,9	0,8	0,6	39,7
<b>Směrodatná odchylka</b>	1,1	0,2	0,5	0,3	89,3	4,9	11,5	1,1	0,7	36,8
<b>Medián</b>	0,2	0,04	0,1	0,2	0,6	5,5	1,4	0,3	0,4	28,7
<b>MAD *</b>	0,1	0,03	0,1	0,1	0,2	2,1	0,8	0,2	0,3	7,9

\*MAD – medián absolutních odchylek

Podobně jako u rostlin z lučních oblastí i zde jsou nejvyšší maxima naměřena u Cr (814,2 mg/kg) a Zn (230,6 mg/kg). V nadzemní biomase rostlin je také vyšší obsah Ni (67,4 mg/kg) a Cu (29,6 mg/kg). Nejnižší naměřené obsahy Be a Cd dosahovaly hodnot jen několik tisícín mg/kg. U hodnot mediánů opět nejvyšší hodnota Zn, tedy 28,7 mg/kg. Pouze další dva zkoumané prvky byly v rostlině obsaženy ve větším množství než 1 mg/kg. Jedná se o Cu a Ni, kdy jejich obsahy dosahovaly k 5,5 mg/kg a 1,4 mg/kg. Zbylé prvky se v nadzemní biomase objevovaly do 1 mg/kg.

Obdobně jako u nadzemní biomasy, došlo také k vyhodnocení obsahů u kořenů rostlin. Popisná statistika těchto výsledků obsahů je ukázána v tabulce 20.

**Tabulka 20** – Obsahy prvků v kořenech rostlin na Sokolovsku

Obsahy v kořenech Sokolovsko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	106	1,6	4	17,5	63,2	57,9	4,5	70,3	30,5	122,4
<b>Minimum</b>	0,01	0,0	0,0	0,01	0,2	3,2	0,6	0,01	0,01	12,1
<b>Průměr</b>	5,7	0,3	0,6	1,37	4,02	10,8	1,9	4,1	3,3	49,8
<b>Směrodatná odchylka</b>	15,3	0,3	0,7	2,5	7,7	8	1	8,6	4,6	29,6
<b>Medián</b>	2	0,1	0,4	0,6	1,9	8,2	1,9	2,0	1,6	41,6
<b>MAD *</b>	1,5	0,1	0,3	0,3	0,9	3,0	0,6	1,3	1	14,8

\*MAD – medián absolutních odchylek

Už na první pohled jsou patrné rozdíly v obsahu jednotlivých prvků mezi nadzemní biomasou a kořeny rostlin. Největší rozdíl je u As. U nadzemní biomasy dosahuje maximální hodnota As 5 mg/kg. Oproti tomu v kořenech dosahuje nejvyšší naměřená hodnota až 106 mg/kg. U zinku je patrný zvýšený obsah v kořeni i nadzemní biomase. Maxima v kořenech jsou také vyšší u V, Pb, Cu a Cr. Minima Be a Cd se pohybují v jednotkách deseti tisícín mg/kg. I v kořenech je nejvyšší medián obsahů Zn (41,6 mg/kg). Stejně jako v nadzemní biomase i v kořenech je druhý nejvyšší medián obsahů Cu, v kořenech dosahuje hodnota 8,2 mg/kg. Hodnota mediánu As je 2 mg/kg. Pod hodnotu 1 mg/kg se dostaly mediány Be, Cd a Co.

V tabulce 21 jsou popisné statistiky výpočtu translokačního faktoru rostlin na Sokolovsku. Hodnoty translokačního faktoru jsou všechny pod 1. Nejvyšší hodnota

translokačního faktoru je stanovena u Cr (0,542). Druhá nejvyšší hodnota je u Cd (0,323). Naopak neméně maximální hodnota je zjištěna u Ni, Cu a Zn. U hodnot mediánů je nejvyšší hodnota u Zn (0,00077), dále pak u Cu (0,00063) a Ni (0,00057). Nejnížší hodnota mediánu je u As (0,00014).

**Tabulka 21** – Translokační faktor u rostlin na Sokolovsku

Translokační faktor Sokolovsko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
Maximum	0,03150	0,11638	0,32260	0,02151	0,54167	0,00548	0,00458	0,02645	0,11337	0,00591
Minimum	0,00000	0,00000	0,00004	0,00001	0,00000	0,00013	0,00023	0,00000	0,00000	0,00013
Průměr	0,00106	0,00289	0,00517	0,00095	0,00757	0,00085	0,00079	0,00105	0,00267	0,00112
Směrodatná odchylka	0,00472	0,01711	0,03768	0,00321	0,06208	0,00089	0,00077	0,00399	0,01632	0,00120
Medián	0,00014	0,00022	0,00051	0,00036	0,00027	0,00063	0,00057	0,00017	0,00015	0,00077
MAD*	0,00011	0,00017	0,00029	0,00027	0,00018	0,00028	0,00014	0,00013	0,00011	0,00041

\*MAD – medián absolutních odchylek

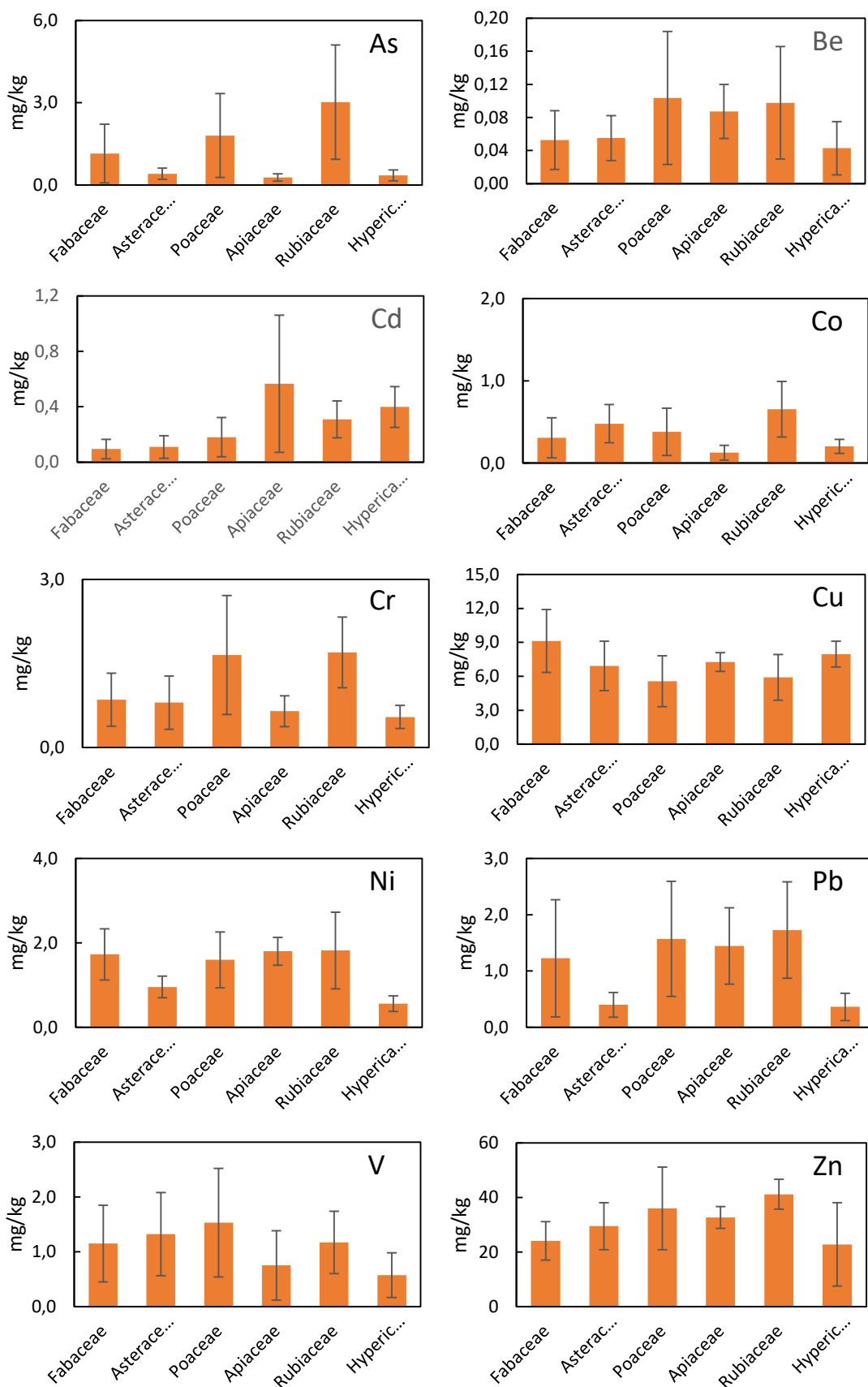
## 5.2.2 Obsahy prvků ve vybraných rostlinných čeledích na Sokolovsku

Všechny odebrané rostliny na Sokolovsku se rozdělily podle čeledí. Pro jednotlivé čeledě se pak vypočítaly popisné statistiky obsahů prvků. Celkově se na Sokolovsku odebraly rostliny celkem z 16 čeledí. Zastoupení jednotlivých čeledí bylo značně nevyvážené, proto se v práci hodnotí jen 6 nejvíce zastoupených odebraných čeledí. Na odběrových lokalitách se nejvíce vyskytovaly rostliny z čeledí *Fabaceae* (bobovitě), *Asteraceae* (hvězdnicovitě), *Poaceae* (lipnicovitě), *Apiaceae* (miříkovitě), *Rubiaceae* (mořenovitě) a *Hypericaceae* (třezalkovitě). Pro porovnání obsahů rizikových prvků v jednotlivých čeledích, byla použita hodnota mediánu měřeného prvku. Výsledné porovnání je zobrazené v obrázku 1.

Ve všech sledovaných čeledích se v největším množství objevuje zinek. Nejvyšší obsah Zn se prokázal u čeledi *Rubiaceae*, kde jeho hodnoty mediánu dosáhly 41,15 mg/kg. Druhá nejvyšší hodnota mediánu Zn je u čeledi *Poaceae* (35,98 mg/kg), nejnižší pak u čeledi *Hypericaceae* (22,80 mg/kg). U všech čeledí se také ve vyšším množství objevuje Cu. Nejvyšší hodnota mediánu Cu je u čeledi *Fabaceae* (9,11 mg/kg), oproti tomu nejnižší u *Poaceae* (5,56 mg/kg).

Pokud porovnáme obsahy jednotlivých prvků ve sledovaných čeledích, ve většině jsou obsahy u všech čeledí relativně vyrovnané. Výjimkou je As, kde jsou rozdíly obsahu mezi čeleděmi. Nejvyšší hodnotu mediánu As vidíme u *Rubiaceae* (3,02 mg/kg), naopak nejnižší u *Apiaceae*, kde hodnota mediánu As dosahuje pouze 0,27 mg/kg. Hodnoty Be jsou v čeledích zastoupeny nejméně, jeho hodnoty mediánu nepřekročí 0,1 mg/kg. U prvků jako Cd a Co hodnoty mediánu obsahů nepřekračují 1 mg/kg. Zbylé prvky, Cr, Ni, Pb a V, pak hodnoty nepřekračují 2 mg/kg.





**Obrázek 1.** Mediány (sloupce) a MAD (chybové úsečky) obsahu prvků v rostlinách ze Sokolovska dle nejvíce zastoupených čeledí; chybějící data byla pod mezí detekce stanovení pro daný prvek

### 5.3 Celkové obsahy prvků v rostlinách na Mostecku

Stejně jako v oblasti Sokolovska se i v oblasti Mostecku odebíraly rostlinné vzorky, které se dále analyzovaly. Rozdělení zájmových oblastí je stejné. Jako první je zde tabulka 22, která ukazuje popisnou statistiku obsahů rizikových prvků v rostlinách odebraných v pánevních oblastech na Mostecku.

**Tabulka 22** – Obsahy prvků v rostlinách z pánevních oblastí Mostecku

Rostliny z pánevních oblastí Mostecko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	18,8	2,2	1,9	48,8	128,8	80,1	107	35,2	199	242
<b>Minimum</b>	0,1	0,01	0,01	0,1	0,3	1,3	0,4	0,1	0,3	9,8
<b>Průměr</b>	4,1	0,2	0,3	3	4,1	7,1	3,9	3,5	6,8	36,5
<b>Směrodatná odchylka</b>	4,9	0,3	0,3	10,3	12,7	7,9	11	5,9	24,3	31,8
<b>Medián</b>	2,5	0,1	0,2	0,8	1,5	5,6	2,2	2,1	2,6	26,2
<b>MAD*</b>	2,1	0,1	0,1	0,4	1	2,2	1,1	1,1	1,6	8,4

\*MAD – medián absolutních odchylek

Nejvyšší maximální hodnoty naměřené u rostlin z pánevních lokalit na Mostecku jsou u Zn. Maximální hodnota Zn činí 241,9 mg/kg. Druhou nejvyšší naměřenou maximální hodnotou najdeme u V (198,7 mg/kg). Podobně jako u sokolovských pánevních oblastí, nejnižší hodnoty jsou naměřeny u Be a Cd. Zde jsou hodnoty shodné 0,01 mg/kg. Nejvyšší hodnoty mediánu jsou také u Zn (26,2 mg/kg). Druhou nejvyšší hodnotu mediánu vidíme u Cu (5,6 mg/kg). Medián As, Ni, Pb a V jsou v rozmezí 2,1 až 2,6 mg/kg. Nejnižší medián je u Be (0,1 mg/kg).

Pokud se podíváme na statistiky obsahu prvků u rostlin z horských oblastí Mostecku (tabulka 23) také vidíme nejvyšší maximální naměřenou hodnotu u Zn (130,5 mg/kg). Druhá nejvyšší maximální hodnota je poté u Pb (23 mg/kg). Be a Cd jsou opět prvky s nejnižší naměřenou hodnotou v rostlinách. Větší rozdíly jsou u mediánů. Medián obsahu Zn v rostlinách z horských oblastí činí 130,5 mg/kg. Medián obsahů Pb a Cu dosahuje hodnot nad 5 mg/kg a As pak nad 3 mg/kg. Nejnižší hodnoty mediánu jsou poté u Be, Cd a Co.

**Tabulka 23** – Obsahy prvků v rostlinách z horských oblastí Mostecku

Rostliny v horských oblastech Mostecko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	11,7	0,2	1,6	1	7,9	25,5	7	23	10,3	131
<b>Minimum</b>	2,2	0,03	0,1	0,7	0,3	1,9	0,3	1,2	0,5	12,3
<b>Průměr</b>	5,4	0,1	0,4	0,8	2	6,1	1,8	6,5	2,5	48,0
<b>Směrodatná odchylka</b>	3,0	0,1	0,4	0,2	2,1	3,4	1,2	5,0	2,5	27,7
<b>Medián</b>	3,9	0,1	0,3	0,8	1,1	5,2	1,4	5,7	1,5	38
<b>MAD*</b>	1,30	0,02	0,15	0,13	0,73	1,53	0,65	2,59	0,68	13,39

\*MAD – medián absolutních odchylek

Předpoklad použití rostlin jako krmivo, platí i plodin na Mostecku. V tabulce 24 jsou vyhodnocené obsahy prvků v rostlinách pěstovaných na polích v mosteckých lokalitách. Nejvyšší naměřené obsahy Zn dosahují hodnoty 241,9 mg/kg. Vysoké maximální hodnoty jsou také u V a Cr (198,7 a 128,8 mg/kg). Obligátně jsou nejnižší minimální hodnoty Be a Cd.

**Tabulka 24** – Obsahy prvků v rostlinách odebraných na poli na Mostecku

Rostliny na poli Mostecko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	18,8	2,2	1	48,8	129	80,1	107	35,2	199	242
<b>Minimum</b>	0,1	0,01	0,01	0,1	0,3	2,3	0,4	0,1	0,4	9,8
<b>Průměr</b>	3,6	0,3	0,2	3,8	5,3	7	5,8	4	10,9	32,5
<b>Směrodatná odchylka</b>	5,9	0,5	0,2	12,5	18,4	11,1	18,2	8,3	37,7	36
<b>Medián</b>	1	0,1	0,2	0,6	1,1	4,8	2,0	1,2	3,4	24,1
<b>MAD*</b>	0,8	0,1	0,1	0,5	0,7	1,5	1,3	1,0	2,6	5,6

\*MAD – medián absolutních odchylek

Nejvyšší hodnotu mediánu znovu najdeme u Zn (24,1 mg/kg). Všechny mediány ostatních prvků jsou výrazně nižší. Hodnota mediánu Cu činí 4,3 mg/kg, u V je hodnota 3,4 mg/kg a u Ni je 2,0 mg/kg. Nejnižší hodnotu mediánu nalezneme u As, Be, Cd a Co. Při srovnání obsahu prvků s normou stanovující maximální množství nežádoucích látek v krmivech (2002/32/ES) lze říci, že všechny maximální hodnoty nežádoucích prvků (As, Cd a Pb) přesáhly stanovené limity. Pokud ale budeme porovnávat hodnotu mediánu, pak stanovený limit nepřesáhl ani jeden z nežádoucích prvků. V tabulce 25 jsou uvedeny popisné statistiky naměřených obsahů prvků v rostlinách rostoucích na loukách na Mostecku.

**Tabulka 25** – Obsahy prvků v rostlinách odebraných na louce na Mostecku

Rostliny na loukách Mostecko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	14,4	0,6	1,9	3	29,3	25,5	14,1	23,0	21,8	158
<b>Minimum</b>	1,9	0,03	0,1	0,7	0,3	1,3	0,3	1,1	0,3	11,6
<b>Průměr</b>	5,1	0,1	0,4	1,1	2,5	6,6	2,2	5,4	3,4	44,4
<b>Směrodatná odchylka</b>	3,2	0,1	0,4	0,7	3,4	3,6	1,9	4,6	3,8	28,4
<b>Medián</b>	3,7	0,1	0,3	1	1,5	5,9	1,6	4,3	1,8	34,4
<b>MAD *</b>	1,2	0,04	0,2	0,1	1,1	2	0,8	2,3	0,9	13,7

\*MAD – medián absolutních odchylek

Rostliny odebrané na loukách mají stejně, jako rostliny na poli nejvyšší obsahy Zn. Maximální naměřená hodnota Zn v lučních rostlinách činí 158 mg/kg. Maximum nad 20 mg/kg bylo také zjištěno u Cr, Cu, Pb a V. U As a Ni jsou maxima okolo 14 mg/kg. Nejnižší minima jsou opět u Be a Cd (0,03 a 0,1 mg/kg). Pokud se porovnají hodnoty mediánů, pak rostliny nejvíce obsahují Zn. Hodnota mediánu Zn je 34,4 mg/kg. U ostatních prvků jsou mediány nižší. Medián Cu má hodnotu 5,9 mg/kg, Pb má 4,3 mg/kg a As 3,7 mg/kg. Rostliny rostoucí na loukách na Mostecku jsou také potravou mnoha býložravců. Z toho důvodu porovnáme obsahy

As, Cd a Pb se směrnicí 2002/32/ES. Všechny naměřené maximální hodnoty daných prvků překračují stanovený limit pro krmiva. U hodnot mediánů tyto limity překračuje pouze As, kde je limit stanoven na 2 mg/kg.

### 5.3.1 Translokační faktor u rostlin na Mostecku

I u rostliny odebraných na Mostecku byl spočítán translokační faktor. Nejprve jsou v tabulce 26 vyhodnoceny obsahy prvků v nadzemní biomase. V nadzemní biomase rostlin jsou nejvyšší hodnoty Zn. Maximum zde dosáhlo 115,5 mg/kg. Druhé nejvyšší maximum je naměřeno u V (21,8 mg/kg). Minimální hodnoty byly naměřeny u Be a Cd, kde je hodnota shodná na 0,01 mg/kg. Hodnota mediánu je stejně jako u maxima nejvyšší u Zn. Hodnota mediánu Zn je 28,8 mg/kg. Druhá nejvyšší hodnota mediánu je u Cu (4,5 mg/kg). Mediány Ni, Pb a V jsou v rozmezí mezi 1 - 2 mg/kg a prvky jako As, Be, Cd, Co a Cr nepřekračují 1 mg/kg.

**Tabulka 26** - Obsahy prvků v nadzemní biomase rostlin na Mostecku

Obsahy v nadzemní biomase Mostecko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	5,6	0,4	1,9	3	14,5	17,4	8,7	5,6	21,8	116
<b>Minimum</b>	0,1	0,01	0,01	0,1	0,3	1,3	0,3	0,1	0,3	10,3
<b>Průměr</b>	1,8	0,1	0,3	0,8	1	5,1	1,3	1,5	2,9	34,9
<b>Směrodatná odchylka</b>	2,3	0,1	0,3	1,3	1,6	2,7	1,1	1,6	5,6	20,4
<b>Medián</b>	0,7	0,03	0,2	0,2	0,6	4,5	1,2	1,2	1,4	28,8
<b>MAD *</b>	0,5	0,01	0,1	0,1	0,2	1,2	0,4	0,3	0,9	9,6

\*MAD – medián absolutních odchylek

Popisná statistika je také popsána u obsahů prvků v kořenech odebraných rostlin (tabulka 27). V kořenech jsou maximální obsahy nejvyšší u Zn (241,9 mg/kg), u V (198,7 mg/kg) a u Ni (106,8 mg/kg). Nejnižší minimum obsahu je naměřeno u Be a Cd. Hodnoty mediánu jsou opět nejvyšší u Zn (36,8 mg/kg). Druhým nejvyšším medián je u Cu, kde hodnota činí 7,1 mg/kg. Prvky jako Pb, As, Ni a V nepřekračují hodnotu 5 mg/kg. U Be, Cd a Co hodnoty mediánu nepřekračují hodnotu 1 mg/kg.

**Tabulka 27** – Obsahy prvků v kořenech rostlin na Mostecku

Obsahy v kořenech Mostecko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>Maximum</b>	18,8	2,2	1,6	48,8	129	80,1	107	35,2	199	242
<b>Minimum</b>	0,2	0,01	0,1	0,2	0,3	1,9	0,4	0,2	0,4	9,8
<b>Průměr</b>	5,1	0,2	0,4	3,3	5,4	8,2	4,3	5,7	6,0	48,8
<b>Směrodatná odchylka</b>	4,4	0,3	0,3	11,0	13,2	8,3	10,9	5,8	22,0	36,8
<b>Medián</b>	3,4	0,1	0,3	0,9	3,0	7,1	2,7	4,5	2,5	36,8
<b>MAD *</b>	1,6	0,04	0,1	0,2	1,5	2,2	0,9	2,3	1,4	16,9

\*MAD – medián absolutních odchylek

Translokační faktor u rostlin z Mostecka se stejně jako na Sokolovsku, představuje poměr mezi obsahem prvku v nadzemní biomase k obsahu prvku v kořenu odebrané rostliny. Podobně jako v ostatních případech se z těchto výsledků vytvořila popisná statistika, která je uvedena v tabulce 28. Nejvyšší maximální hodnoty translokačního faktoru jsou u Cd (4,32) a V (4,21). Maxima mezi 3 – 4 jsou vyhodnoceny u Be, Pb a Zn. Podobná maxima jsou u As a Cr (2,84 a 2,81). Hodnota mediánu translokačního faktoru je nejvyšší u Zn (0,824). Druhé nejvyšší hodnoty mediánu translokačního faktoru jsou u As a Cu (0,735 a 0,739). Podobné hodnoty pohybující se kolem 0,62 jsou u Be a Cd. Nejnižší hodnota mediánu translokačního faktoru naměřená u rostlin na Mostecku je u V (0,210).

**Tabulka 28** – Translokační faktor u rostlin na Mostecku

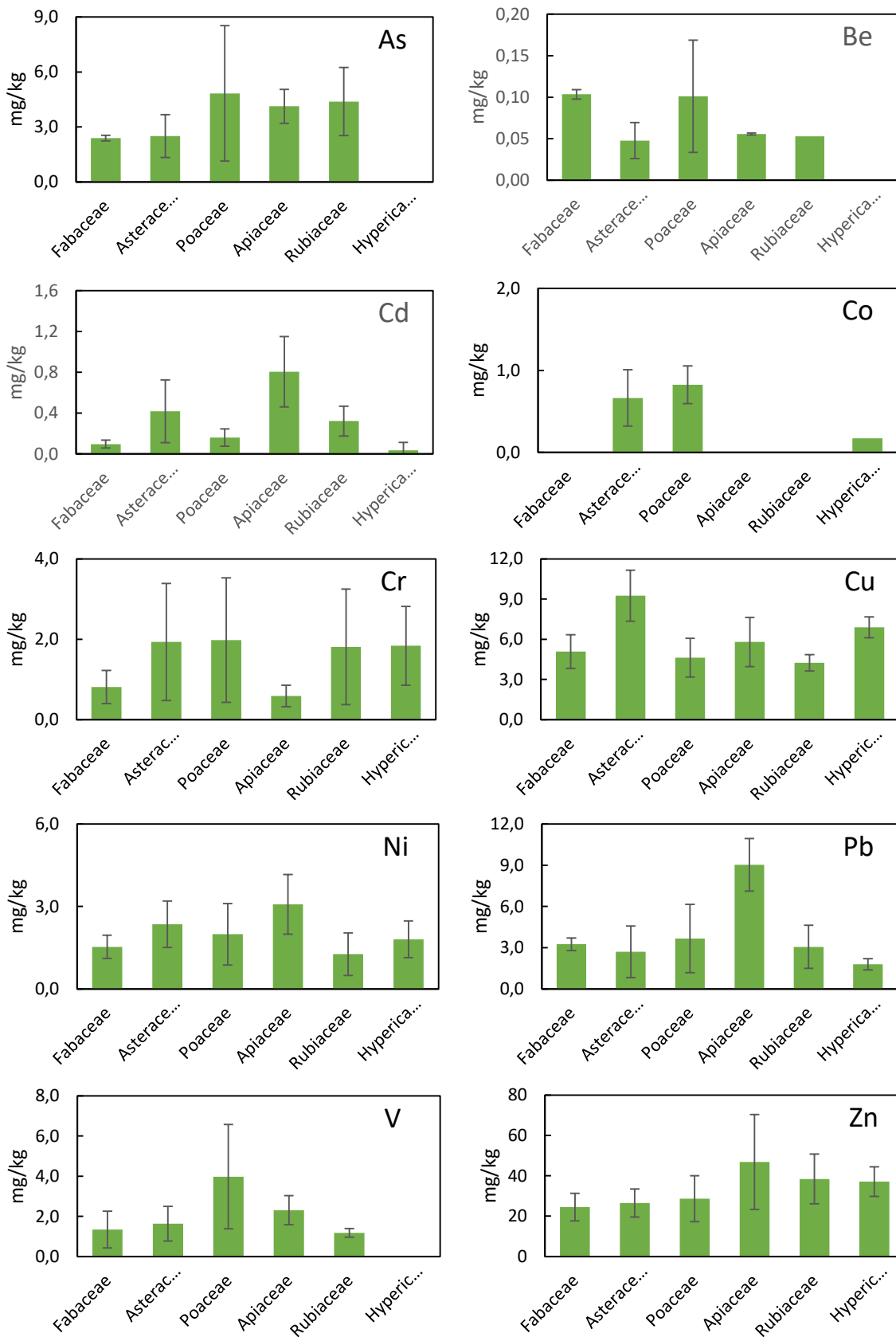
Translokační faktor Mostecko	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
Maximum	2,835	3,479	4,319	3,787	2,809	1,605	1,932	3,075	4,213	3,179
Minimum	0,180	0,098	0,064	0,108	0,007	0,028	0,010	0,127	0,067	0,073
Průměr	0,997	1,026	0,781	1,231	0,366	0,779	0,563	0,731	1,075	0,931
Směrodatná odchylka	1,081	1,148	0,660	1,738	0,468	0,339	0,402	0,942	1,502	0,641
Medián	0,735	0,619	0,626	0,514	0,234	0,739	0,465	0,230	0,210	0,824
MAD	0,486	0,485	0,309	0,377	0,121	0,229	0,185	0,238	0,138	0,329

\*MAD – medián absolutních odchylek

### 5.3.2 Obsahy prvků ve vybraných rostlinných čeledí na Mostecku

Stejně jako u rostlin ze Sokolovska, i na Mostecku se odebrané rostliny rozdělily do jednotlivých čeledí. Na Mostecku se celkem odebralo 16 čeledí. Jelikož počty rostlin v jednotlivých čeledích byly velice nevyrovnané, pro potřebu srovnání se použilo pouze 6 nejvíce zastoupených čeledí. Hodnotí se tedy čeleď *Hypericaceae* (třezalkovité), *Rubiaceae* (mořenovité), *Apiaceae* (miříkovité), *Poaceae* (lipnicovité), *Asteraceae* (hvězdnicovité) a *Fabaceae* (bobovité). Pro porovnání obsahů prvků v čeledích se použily hodnoty mediánu z popisné statistiky dat. Srovnání je znázorněno v Obrázku 2.

Z výsledku porovnání je na první pohled zřejmé, že všechny sledované čeledi obsahují nejvíce Zn. Nejvyšší hodnota mediánu Zn je naměřena v čeledi *Apiaceae*, kde hodnota dosahuje 46,81 mg/kg. Podobné obsahy Zn jsou u čeledí *Rubiaceae* a *Hypericaceae* (38,42 a 37,12 mg/kg). Nejnižší hodnota mediánu je u čeledi *Fabaceae* (24,48 mg/kg). Obsahy některých prvků jsou u čeledí značně rozdílné. Příkladem je obsah Pb, kdy nejvyšší hodnoty mediánu nalezneme u *Apiaceae* (9,03 mg/kg). Naopak čeleď *Hypericaceae* obsahuje Pb nejméně (1,80 mg/kg). U zbylých sledovaných čeledí se hodnoty mediánu Pb pohybují v rozmezí 2,5 až 3,5 mg/kg. Podobné rozdíly sledujeme u Cu. Nejvyšší obsahy Cu jsou u čeledi *Asteraceae* (9,26 mg/kg) a nejnižší poté u *Rubiaceae* (4,24 mg/kg). U čeledí *Fabaceae*, *Apiaceae* a *Rubiaceae* nemohla být stanovena hodnota mediánu, protože koncentrace prvky byly pod mezí detekce. U čeledi *Hypericaceae* se nepodařilo stanovit medián u As, Be a V. Tyto prvky byly také pod mezí detekce. U všech čeledí se prokázal nejnižší obsah Be.



**Obrázek 2.** Mediany (sloupce) a MAD (chybové úsečky) obsahu prvků v rostlinách ze Sokolovska dle nejvíce zastoupených čeledí; chybějící data byla pod mezí detekce stanovení pro daný prvek

## 6 Diskuze

### 6.1 Pseudocelkové obsahy prvků v půdách

Mnoho studií poukazuje na zvýšené obsahy prvků v půdě v oblastech ovlivněných těžbou a zpracováním uhlí. Uhlí je totiž heterogenní látka, která obsahuje mnoho příměsí. Právě příměsí z uhlí se často zpracováním uvolňují a kontaminují prostředí (Bhuiyan et al. 2010). U vyhodnocování pseudocelkových obsahů prvků, se v diplomové práci jako základ vzaly obsahy prvků ze Sokolovska. Naměřené obsahy prvků se porovnávaly s preventivními hodnotami obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě, které jsou stanovené vyhláškou č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy, vydanou ministerstvem životního prostředí. Stanovené preventivní hodnoty pro běžné půdy jsou pro As 20 mg/kg, Be 2 mg/kg, Cd 0,5 mg/kg, Co 30 mg/kg, Cr 90 mg/kg, Cu 60 mg/kg, Ni 50 mg/kg, Pb 60 mg/kg, V 130 mg/kg a Zn 120 mg/kg. Základem pro porovnání jsou naměřené hodnoty mediánů jednotlivých prvků. Půdní vzorky odebrané v horských oblastech na Sokolovsku překračují preventivní hodnoty u pěti rizikových prvků (tabulka 7). Jedná se o As (70,5 mg/kg), Be (4 mg/kg), Cd (0,6 mg/kg), Pb (94,9 mg/kg) a Zn (127 mg/kg). Nejvýraznější překročení preventivního limitu je u As a nejmenší míra překročení u Cd. U pánevních oblastí na Sokolovsku hodnoty mediánů také překročily preventivní hodnoty u pěti prvků (tabulka 8). Překročení je u As (48,3 mg/kg), Be (5,7 mg/kg), Cu (60,7 mg/kg), V (157,4 mg/kg) a Zn (130,3 mg/kg). Pokud tedy porovnáme horské oblasti s pánevními, můžeme zhodnotit, že v obou případech jsou shodně zvýšené obsahy As, Be a Zn. U půdních vzorků odebraných na Mostecku se vyhodnocovaly pouze rizikové prvky, které v Sokolovské oblasti vykazovaly vyšší míru kontaminace. Jedná se tedy o As, Be, Cd a Zn. Naměřené mediány prvků u půdních vzorků odebraných v horských oblastech na Mostecku, stejně jako na Sokolovsku překračují preventivní hodnoty u As, Be a Cd. Nejvýraznější překročení limitu je u As, kdy byla preventivní hodnota překročena o 60,5 mg/kg. Medián As tedy dosahuje hodnoty 80, mg/kg. Ostatní obsahy prvků překročily limit jen o desetiny. U půd odebraných v pánevních oblastech Mostecky pozorujeme překročení limitu jen u As a Be. Hodnota mediánu As činí 20,9 mg/kg a Be 2,4 mg/kg, obsahy jsou tedy překročeny pouze o desetiny. V porovnání Sokolovska a Mostecky sledujeme zvýšené obsahy převážně As a Be. To potvrzuje, že lokality jsou ovlivněny těžbou uhlí. Pokud mezi sebou porovnáme pánevní a horské oblasti, je patrné, že na Sokolovsku i Mostecku jsou vyšší obsahy As v horských oblastech, oproti tomu obsahy Be jsou vyšší v pánevních oblastech. Půdy na Sokolovsku také obsahují vyšší množství zinku v porovnání s půdou na Mostecku. Při srovnání průměrných obsahů As (17,55 mg/kg), Pb (433 mg/kg) a Zn (877 mg/kg) v zemědělských půdách odebraných v severní části Bangladéše, uvedených v práci, kterou publikovali Bhuiyan et al. (2010), je patrné, že půdy na Sokolovsku i Mostecku obsahují vyšší průměrné obsahy As. Na druhou stranu půdy odebrané v pánevních oblastech na Sokolovsku i Mostecku se tolik neliší od průměru v Bangladéši. Půdy odebrané v Sokolovské pánevní oblasti obsahují v průměru 63 mg/kg As, to je pouze o 45 mg/kg více než v uvedené studii z konkrétního místa v Bangladéši. U průměrné hodnoty olova je situace odlišná. V horských oblastech na Sokolovsku je průměrná hodnota Pb 1774 mg/kg, což je v porovnání čtyřikrát více. V pánevní oblasti je ale naměřený průměr značně nižší. Je tedy patrné, že významnější obsahy rizikových prvků jsou v půdách v horských oblastech, kde je kontaminace půdy z podloží. Toto

tvrzení dokládají také Vácha et al. (2002). Tito autoři uvádějí, že v Krušných horách existují půdy vytvořené na kyselé neutrálních magmatických horninách, které jsou geogenním zdrojem Be, As a Pb. Obsahy arsenu jsou ale problematické i v pánevních oblastech. Podlešáková et al. (1994) konstatuje, že arsen je do prostředí emitován z antropogenních i geogenních zdrojů. To potvrzují naměřené vyšší průměrné hodnoty v horských i pánevních oblastech.

U půdních vzorků se také vypočítal individuální index znečištění. Vypočítaný jako podíl naměřené koncentrace prvku k přípustné hodnotě daného prvku stanovené ve vyhlášce č. 153/2016 Sb. Z výsledného indexu je možné slovně zhodnotit, jestli je dané prostředí bezpečné nebo značnou mírou kontaminované. Horské oblasti na Sokolovsku jsou závažně kontaminovány arsenem. Hodnota mediánu obsahu As je nejvyšší ze všech měřených prvků a hodnota indexu individuálního znečištění dosahuje hodnoty 3,5. Nízkou koncentraci v prostředí horských lokalit na Sokolovsku představují Be, Cd a Zn. Zbylé prvky nepředstavují žádné riziko. Pánevní oblasti na Sokolovsku nejsou závažně znečištěny žádným zkoumaným prvkem. V pánevních oblastech se vyskytuje pouze střední kontaminace As a Be. Jsou zde také nízké koncentrace Cu, V a Zn. Zbylé prvky nepředstavují pro lokality nebezpečí. Obdobné výsledky indexu individuálního znečištění pozorujeme i u horských oblastí na Mostecku. Zde je prostředí také závažně kontaminováno As, zde je hodnota mediánu 4. V horských oblastech na Mostecku jsou nízké koncentrace Be a Cd. Rozdíl je ale u zinku. Na Sokolovsku je koncentrace Zn nízká a na Mostecku jsou lokality čisté. Nejnižší hodnoty indexu individuálního znečištění jsou naměřeny v pánevních oblastech na Mostecku. V těchto lokalitách jsou pouze nízké koncentrace As a Be. Hodnoty As dosahují 1 a Be 1,2. Půdy v pánevních oblastech jsou čisté od d a Zn. Z hodnot indexů individuálního znečištění je tedy patrné, že horské oblasti jsou závažněji znečištěné As oproti pánevním oblastem. Horské oblasti Sokolovska i Mostecka jsou si hodnotami velice podobné. Ale u pánevních oblastí sledujeme jisté odlišnosti. Podle indexu znečištění můžeme tvrdit, že pánevní oblasti na Sokolovsku jsou mnohem více kontaminované rizikovými prvky, než pánevní oblasti na Mostecku. Chen et al. (2015) ve své práci také hodnotili index individuálního znečištění v půdách odebraných v oblasti těžby uhlí Kaili v Číně. Oblast Kaili i oblast Sokolovska jsou shodně mírně kontaminované Zn. Mostecká oblast je oproti druhým oblastem čistá. Sokolovská i Mostecká oblast je také čistá od Pb, podobně jako Kaili, kde je index individuálního znečištění v maximu 0,96. Na území České republiky, konkrétně ve městě Litvínov na severu země, jsou hodnoty individuálního znečištění s naší prací srovnatelné. Hanousková et al. (2021) ve své práci uvádějí střední hodnotu indexu individuálního znečištění u As 2,01, tedy mírné znečištění prostředí. Stejně je tomu u u pánevních oblastí na Sokolovsku. Oproti tomu v horských oblastech Sokolovska i Mostecka jsou hodnoty indexu vyšší a značí vážné znečištění prostředí. V Litvínově je hodnota mediánu indexu individuálního znečištění Be na úrovni značící čisté prostředí. To ale neplatí u zkoumaných oblastí na Sokolovsku a Mostecku. Tyto oblasti jsou mírně až středně kontaminovány Be. Střední kontaminace prostředí je zřejmě způsobena vyšším obsahem Be v sokolovském uhlí.



## 6.2 Obsah rizikových prvků v rostlinách na Sokolovsku

Kontaminace plodin je jeden z nejběžnějších cest vstupu rizikových prvků do zvířat a člověka. Z toho důvodu se věnuje velká pozornost biologické dostupnosti kovů z půdy do rostlin. Příjem kovů rostlinami závisí na mnoha faktorech, jako je rozpustnost kovu, pH půdy, fáze růstu rostlin, druh rostlin a další (Mench et al. 1994). V této práci se vyhodnocují obsahy rizikových prvků v rostlinách. Rostliny se rozdělily podle místa odběru. Sledují se tak obsahy prvků v rostlinách z horských oblastí a pánevních oblastí. Dále se sledují koncentrace prvků v rostlinách rostoucí na poli a na loukách. U rostlin se také vypočítal translokační faktor, který určuje, zda se prvky akumulují více v kořenech nebo v nadzemní biomase. Z toho důvodu se také samostatně změřily obsahy prvků v kořenech a v nadzemní biomase. V první řadě se zaměříme na rostliny rostoucí na Sokolovsku. Rostliny odebrané v horských lokalitách na Sokolovsku obsahují významné množství Zn (tabulka 15). Maximální naměřené hodnoty zinku činí 108 mg/kg. Druhou nejvyšší maximální hodnotu byla neměřena u As. Zde byl obsah až 106 mg/kg As. Pokud se ale podíváme na hodnoty mediánů, As už nedosahuje vysokých obsahů. Hodnota mediánu As v horských lokalitách činí 1,2 mg/kg. Stále nejvyšší hodnotu mediánu je naměřena u Zn (37 mg/kg). Druhou nejvyšší hodnotu mediánu najdeme u Cu, kde hodnota dosahuje 5,7 mg/kg. Zn a Cu jsou esenciální prvky, které jsou nezbytnou součástí rostlin. Rostlina ke svému růstu potřebuje přibližně 5 - 20 mg/kg Cu. Hodnoty vyšší než 20 mg/kg představují pro rostliny fyto toxicitu a mohou se tak na rostlinách projevit její příznaky (Alloway 1990). Je tedy patrné, že hodnota mediánu je v normě. Nejvyšší naměřená hodnota Cu v horských oblastech (22 mg/kg) už ale limit přesahuje. Vyšší koncentrace Cu mohou pocházet z podloží. U rostlin odebraných v pánevních oblastech naměřená maxima Cu dosahují hodnot až 58 mg/kg. Medián pak má hodnotu 7,4 mg/kg. Z maximálních hodnot je tedy patrná vyšší kontaminace Cu v pánevních oblastech, kde příčinou je zpracování uhlí. Rostliny odebrané v pánevních oblastech, obsahují nejvyšší naměřené množství Cr, který dosahuje 814 mg/kg. Druhá nejvyšší maximální hodnota je naměřena u Zn (231 mg/kg). Obsahy Cr jsou v rostlinách v pánevních lokalitách velice variabilní. Je to patrné z hodnoty mediánu, který je u Cr pouze 1,2 mg/kg. Alloway (1990) zaznamenal, že běžné obsahy Cr v rostlinách se nejčastěji pohybují v rozmezí 0,03 – 14 mg/kg Cr. Střední naměřená hodnota Cr u rostlin je v pořádku, to ale neplatí o nejvyšší neměřené hodnotě. Zde je hodnota překročena až o 800 mg/kg. V pánevních oblastech je tedy vidět značná kontaminace půdy chromem uvolněného ze spalování uhlí. Naše výsledky se shodují s hodnotami, které uvádějí Hanousková et al. (2021). Kde stejně jako v pánevních oblastech na Sokolovsku, byla překročena normální hladina Cu (20 mg/kg) v rostlině v oblasti uhelného dolu. Nejvyšší hodnota mediánu je stejně jako rostlin z horských oblastí nejvyšší u Zn. Rostliny v pánevních oblastech mají hodnotu mediánu Zn 32,9 mg/kg. Zinek je ale jeden z nejběžnějších esenciálních prvků, který je všudypřítomný. Běžně rostliny obsahují 26 až 150 mg/kg (Alloway 1990). Maximální obsahy zinku nalezené v rostlinách v horských oblastech na Sokolovsku nepředstavují žádné abnormality. Oproti tomu maximum v pánevních oblastech jsou značně nad hranicí 150 mg/kg. Lze tvrdit, že lokality v blízkosti uhelných dolů jsou kontaminovány zvýšeným obsahem Zn, který je do prostředí deponován spadem uhelného popílku. Pokud tedy srovnáme obsahy rizikových látek v horských a pánevních oblastech, vidíme, že hodnoty mediánů prvků nevykazují značné rozdíly. Oproti tomu jsou patrné velké rozdíly u maximálních naměřených hodnot. Příkladem

je As, kde maximální naměřená hodnota v rostlinách z horských oblastí je až jedenáctkrát vyšší, než u rostlin z oblastí pánevních. Opakem jsou nejvyšší hodnoty Cr a Zn. Ty jsou mnohonásobně vyšší v rostlinách z pánevních oblastí.

Při hodnocení biodostupnosti prvků jsme také vzali do úvahy rizikovost rostlin rostoucích na poli nebo na louce. Z popisných statistik obsahů prvků v rostlinách rostoucích na poli na Sokolovsku, vyplývá, že rostliny mají nejvyšší obsahy Zn. Maximální naměřený obsah Zn činí 103 mg/kg. Podobné maximální obsahy jsou naměřeny u V a Cu, hodnoty 20,2 a 19,4 mg/kg. Shodné maximální obsahy jsou také u Pb a Cr (11,4 a 11,6 mg/kg). Hodnoty mediánu daných prvků už jsou ale rozdílné. Platí že, Zn má nejvyšší hodnotu mediánu 39,9 mg/kg. Druhý nejvyšší medián vidíme u Cu (9,1 mg/kg), V už má ale hodnotu mediánu pouze 1,7 mg/kg. U hodnot mediánu se výrazněji projevil obsah As, který činí 2,9 mg/kg a je tak třetí nejvyšší. Právě u rostliny pěstovaných na poli, je velký předpoklad, že plodina bude použita na krmivo. Z toho důvodu jsou obsahy prvků srovnány s maximálními přípustnými hodnotami v krmivech stanovených ve Směrnici Evropského parlamentu a rady 2002/32/ES ze dne 7. května 2002 o nežádoucích látkách v krmivech. Směrnice stanovuje maximální obsahy As na 2 mg/kg, Cd na 1 mg/kg a Pb na 10 mg/kg. U rostlin na poli na Sokolovsku všechny maxima překročili tyto limity. Když ale srovnáme hodnotu mediánu, tak stanovený limit překročí pouze As. Naopak Zgorelec et al.(2008) našli nízké obsahy As v plodinách, které se pěstovaly v upravené půdě, do níž byl přidán uhelný popel. Tito autoři konstatují, že rostlina As absorbuje v nízké míře, i přesto že roste v půdě s velmi vysokým obsahem As. V našem případě ale rostliny pěstované na polích na Sokolovsku mohou představovat zdravotní riziko pro býložravce. Druhým zájmovým místem byla louky. Zde se také provedla základní popisná statistika obsahů rizikových prvků v rostlinách. Všechna naměřená maxima obsahu prvků v rostlinách rostoucích na loukách jsou vyšší než maxima u rostlin na poli. Nejvyšší hodnoty těchto maxim byly naměřeny u Cr (814 mg/kg) dále pak u Zn (231 mg/kg) a u As (106 mg/kg). Jestliže se podíváme na hodnoty mediánu, obsahy už nejsou tak výrazné. Dokonce mediány obsahů rostlin z polí mají vyšší hodnoty, než u lučních rostlin. U rostlin odebraných na loukách na Sokolovsku je patrná velká variabilita obsahů prvků. I luční rostliny se mohou stát součástí krmiva zvířat. Proto i zde jsou obsahy prvků porovnávány a maximálními přípustnými hodnotami v krmivech. Jak už bylo zmíněno, všechny maxima byla vysoká, proto by stanovené limity několikanásobně překročila. Nicméně hodnoty mediánu všech tří limitovaných prvků limitní hodnoty nepřekračují. Výsledky u rostlin rostoucích na polích potvrzují i analýzy Zádrapové et al. (2019). V rámci jejich studie obsahy prvků rostoucích v oblastech postižených těžbou uhlí nepřekročily limity pro krmiva stejně jako rostliny na polích na Sokolovsku.

Translokační faktor představuje schopnost rostliny transportovat prvek z kořenů do své nadzemní biomasy. Translokační faktor je tady vypočítán jako podíl koncentrace prvku v nadzemní biomase ke koncentraci prvků v kořeni (Balabanova et al. 2015). Pro vyhodnocení byly odebrané rostliny rozděleny na kořeny a nadzemní biomasu, a individuálně se vyhodnotily obsahy prvků. Z výsledků měření se vyhodnotila jejich popisná statistika. Z výsledků jsou patrné rozdíly v obsahu jednotlivých prvků mezi nadzemní biomasou a kořeny rostlin. Největší rozdíl je u As. U nadzemní biomasy dosahuje maximální hodnota As 5 mg/kg. Oproti tomu v kořenech dosahuje nejvyšší naměřená hodnota až 106 mg/kg. U zinku je patrný zvýšený objem v kořeni i nadzemní biomase. Maxima v kořenech jsou také vyšší u V, Pb, Cu a Cr. Minima Be a Cd se pohybují v jednotkách deseti tisícín mg/kg. V kořenech je nejvyšší medián

obsahů Zn (41,6 mg/kg) u nadzemní biomasy 28,7 mg/kg. Stejně jako v nadzemní biomase i v kořenech je druhý nejvyšší medián obsahů Cu, v kořenech dosahuje hodnota 8,2 mg/kg a v biomase 5,5 mg/kg. Hodnota mediánu As u kořenů je 2 mg/kg a u biomasy 0,2 mg/kg. Pod hodnotu 1 mg/kg se dostaly mediány Be, Cd a Co u kořenů i nadzemní biomasy. Naměřené hodnoty se značně shodují s výsledky Fröhlichové et al. (2018). Tito autoři zkoumali celkové obsahy v kořenech a listech pampelišky (*Taraxacum* sect. *Ruderalia*). Potvrdilo se, že v kořenech se více akumuluje V, Pb, Cu a Cr. Při porovnání obsahů prvků v kořenech i v nadzemní biomase je patrný rozdíl pouze v obsahu Cu. Analyzované pampelišky rostoucí v průmyslových oblastech obsahovaly vyšší množství Cu, než rostliny ze Sokolovska hodnocené v této práci. Naše výsledky mohou být zkreslující z důvodu vyššího počtu analyzovaných druhů rostlin, protože schopnost jednotlivých rostlinných druhů akumulovat rizikové prvky se liší. Všechny vypočtené hodnoty translokačního faktoru jsou pod hodnotou 1, to znamená, že odebrané rostliny na Sokolovsku nevykazují schopnost translokace prvku z kořenů do nadzemní biomasy. Nejvyšší hodnota nalezených maxim translokačních faktorů je stanovena u Cr (0,542). Druhá nejvyšší hodnota je u Cd (0,323). Naopak nejnižší maximální hodnota je zjištěna u Ni, Cu a Zn. U hodnot mediánů je nejvyšší hodnota u Zn (0,00077), dále pak u Cu (0,00063) a Ni (0,00057). Nejnižší hodnota mediánu je u As (0,00014). Výsledné translokační faktory na Sokolovsku se značně odlišují od zjištěných translokačních faktorů, které publikuje Balabanova et al. (2015). V našem případě se hodnoty mediánu translokačního faktoru pohybují v desetisícinách (tabulka 21). Balabanova et al. (2015) ve své práci analyzovali pouze tři rostlinné druhy a translokační faktor je vyhodnocen jednotlivě pro každý druh. V této práci se ale u vyhodnocování translokačního faktoru použili všechny odebrané rostliny na Sokolovsku. Už podle výsledků Balabanové et al. (2015) je patrné, že každý rostlinný druh má jiné schopnosti translokovat prvky z kořenů do nadzemní biomasy. Proto se domnívám, že v této práci jsou výsledky značně zkreslené množstvím rostlinných druhů. Pro lepší srovnání, by se museli analyzovat jednotlivé druhy rostlin.

V diplomové práci se také hodnotí obsah rizikových prvků v jednotlivých čeledi odebraných na lokalitách. Celkově se na Sokolovsku odebraly rostliny z 16 čeledí. Početní množství rostlin v jednotlivých čeledi je značně nevyvážené. Z toho důvodu se v práci uvádějí pouze výsledné obsahy prvků u nejčtetněji zastoupených čeledí. Na odběrových lokalitách se nejvíce vyskytovaly rostliny z čeledí *Fabaceae* (bobovité), *Asteraceae* (hvězdicovité), *Poaceae* (lipnicovité), *Apiaceae* (miříkovité), *Rubiaceae* (mořenovité) a *Hypericaceae* (třezalkovité). Pro porovnání obsahů rizikových prvků v jednotlivých čeledích, byla použita hodnota mediánu měřeného prvku. Výsledné porovnání je zobrazené v obrázku 1. Pokud se tedy zaměříme na jednotlivé prvky u čeledí, jsou zde patrné rozdíly. Nejvyšší hodnota mediánu obsahů As je naměřena u čeledi *Rubiaceae* (3,02 mg/kg), naopak nejnižší u *Apiaceae*, kde hodnota mediánu As dosahuje pouze 0,27 mg/kg. Be je nejméně zastoupený prvek u všech čeledí. Největší množství Be obsahuje čeleď *Poaceae* (0,10 mg/kg) a čeleď *Rubiaceae* (0,10 mg/kg). Nejmenší obsah je naměřen u rostlin z čeledi *Hypericaceae* (0,04 mg/kg). Kadmium je nejvíce obsaženo u čeledi *Apiaceae*, zde hodnota mediánu dosahuje 0,57 mg/kg. Naopak nejméně Cd je naměřeno u čeledi *Facaceae*, pouze 0,09 mg/kg. Obsah Cr překročil hodnotu 1 mg/kg pouze u dvou čeledí – *Poaceae* (1,65 mg/kg) a *Rubiaceae* (1,70 mg/kg). U zbylých čeledí se obsahy Cr pohybovaly v rozmezí 0,5 až 0,85 mg/kg. U zkoumaných čeledí pozorujeme relativně vyrovnané obsahy Ni. U čeledí *Fabaceae*, *Poaceae*, *Apiaceae* a *Rubiaceae* se obsahy

Ni liší pouze v desetinách mg/kg. Hodnoty se v průměru pohybují okolo 1,7 mg/kg. U obsahů Pb jsou také podobné hodnoty. Vymykají se zde čeledi *Asteraceae* a *Hypericaceae*, které jako jediné obsahují méně než 0,5 mg/kg. U ostatních čeledí jsou obsahy Pb na úrovni 1,5 mg/kg. Nejvyšší obsahy opět zaznamenáváme u Zn. Ostatní prvky několikanásobně převyšuje. Nejvyšší obsahy Zn jsou u čeledi *Rubiaceae* (41,15 mg/kg), nejnižší pak u čeledi *Hypericaceae* (22,8 mg/kg). Pokud to shrneme, nejmenší obsahy rizikových prvků nalezneme v čeledi *Hypericaceae*, opakem je čeleď *Rubiaceae*, která u většiny prvků obsahovala nejvyšší obsahy. Halim et al. (2014) u čeledi *Poaceae* potvrzují naměřené obsahy prvků v této čeledi. To dokazuje že, obsahy prvků v čeledi *Poaceae* jsou stejné v oblasti uhelných dolů v Bangladéši i v oblasti uhelných dolů na Sokolovsku. Mnoho druhů rostlin ze zkoumaných čeledí se používá pro bylinnou léčbu. Proto je důležité také posoudit potenciální zdravotní riziko obsahu prvků v rostlinách. Pro tyto účely vydala světová zdravotnická organizace (WHO) pokyny pro hodnocení kvality rostlinných léčivých přípravků (WHO 2007). Je stanoven limit pro Cd (0,3 mg/kg) a Pb (10 mg/kg). Stanovenou hodnotu Pb nepřekročila žádná s čeledí. Limit pro Cd byl překročen u tří čeledí. Konkrétně u čeledi *Apiaceae* (0,57 mg/kg), *Rubiaceae* (0,31 mg/kg) a *Hypericaceae* (0,40 mg/kg). Stejně porovnání provedli také Fröhlichová et al. (2018), ale jen pro rostlinu z čeledi *Asteraceae*. Zde se naše výsledky rozcházejí. V našem výzkumu stanovený limit pro Cd a Pb čeleď *Asteraceae* nepřekročila, naopak v případě Fröhlichové et al. (2018), byl limit překročen u obou prvků. Je to dané zřejmě místem odběru vzorků. V jejich případě byly rostliny odebírány v místech poblíž železničních komunikací, kde je kontaminace Cd a Pb mnohem výraznější. Lze tedy tvrdit, že zvýšené koncentrace Cd a Pb v rostlinách jsou více pravděpodobné u silnic, než v oblastech zasažených těžbou uhlí.

### 6.3 Obsah rizikových prvků v rostlinách na Mostecku

Stejně jako v oblasti Sokolovska, i na Mostecku jsou analyzována data z odebraných rostlin v pánevních oblastech a v horských oblastech. Obsahy prvků v pánevních oblastech předkládá tabulka 22. Stejně jako u rostlin na Sokolovsku i zde rostliny obsahují nejvíce Zn. Nejvyšší naměřená hodnota Zn zde dosahuje 242 mg/kg. I zde maxima překročila běžné obsahy Zn v rostlinách. Těžba a zpracování uhlí v pánevních oblastech tedy představuje vyšší riziko kontaminace prostředí Zn. Druhou nejvyšší maximální hodnotu vidíme u V (199 mg/kg). U všech prvků je patrné velké rozpětí mezi maximální a minimální naměřenou hodnotou. Pokud se zaměříme na hodnoty mediánu prvků, podobné hodnoty vykazují As, Ni, Pb a V. Tyto prvky mají hodnotu mediánu okolo 2 mg/kg. Boušek & Pešek (1999) uvádějí že, mostecké uhlí obsahuje zvýšené koncentrace As (9,9 mg/kg), V (8 mg/kg) i Pb. Z toho důvodu vidíme zvýšené obsahy těchto prvků v půdě, která je ovlivněna těžbou a zpracováním uhlí. Nejnižší hodnoty pak mají Be a Cd, tedy 0,1 a 0,2 mg/kg. Nejvyšší hodnota mediánu je u Zn (27,2 mg/kg). U rostlin rostoucích v horských oblastech jsou naměřená maxima značně nižší než u rostlin v pánevních oblastech (tabulka 23). Zde je nejvyšší maximum u Zn (131 mg/kg), dále paku u Cu (25,5 mg/kg), Pb (23 mg/kg) a u As (11 mg/kg). Hodnoty mediánu už jsou ale srovnatelné s hodnotami mediánu u rostlin z pánevních oblastí. Výjimku tvoří hodnoty u As, Ni, V a Zn. Medián As u rostlin z horských oblastí činí 3,9 mg/kg, což je o 1,4 mg/kg více než u rostlin z pánevních oblastí. Podobně je tomu u Pb, kdy je hodnota mediánu vyšší o 3,6 mg/kg. U rostlin z horských oblastí je tedy hodnota mediánu Pb 5,7 mg/kg. Nejvýraznější rozdíl je u Zn.

V horských oblastech je hodnota mediánu 38 mg/kg, což je ho 11 mg/kg více než u pánevních oblastí. Opakem je obsah V a Ni, které jsou nižší než v pánevních oblastech. Značnou variabilitu obsahu Zn na různých územích nám potvrzují i výsledy publikované Hanouskovou et al. (2021). Tito autoři publikují obsahy v rostlinách z Litvínova, který leží severně od Mostu. V Litvínově byly naměřeny hodnoty mediánu Zn až 42 mg/kg. V našich lokalitách je obsah Zn jednou tak menší. Alloway (1990) určil, že rostlina normálně obsahuje 26 - 150 mg/kg. Můžeme tedy říct, že analyzované rostliny na Mostecku mají hodnoty mediánu na nejnižší úrovni Zn, kterou rostlina potřebuje. Nižší hodnoty také evidujeme u Cu. Rostliny z Litvínova obsahovaly 14 mg/kg. To je rozdíl o 10 mg/kg. Naopak v našich lokalitách se naměřila vyšší hodnota V a As. Rozdíly už nejsou tak markantní, jedná o rozdíl maximálně 3 mg/kg. V a As jsou prvky běžně se vyskytující v Mosteckém uhlí, a je tady pravděpodobné, že je rostliny akumulují z kontaminované půdy.

U rostlin odebraných na poli na Mostecku jsou nejvyšší maxima naměřena u Zn (242 mg/kg), V (199 mg/kg) a u Cr (129 mg/kg). V případě V a Zn jsou také nejvyšší hodnoty mediánu (3,4 a 24,1 mg/kg). Vyšší medián v porovnání s ostatními, je také u Cu (4,8 mg/kg). Při srovnání obsahu prvků s normou stanovující maximální množství nežádoucích látek v krmivech (2002/32/ES) lze říci, že všechny maximální hodnoty nežádoucích prvků (As, Cd a Pb) přesáhly stanovené limity. Pokud ale budeme porovnávat hodnotu mediánu, pak stanovený limit nepřesáhl ani jeden z nežádoucích prvků. Jestliže srovnáme naměřené obsahy prvků u rostlin na poli s rostlinami odebranými na loukách, jsou zde patrné velké rozdíly v naměřených maximálních hodnotách. Příkladem je maximální obsah Zn, který v rostlinách na loukách dosahoval 158 mg/kg což je o 84 mg/kg méně než u rostlin na poli. Ještě výraznější rozdíl je u V, kde maximální hodnota na louce je 21,8 mg/kg, a tedy o 177 mg/kg menší než na poli. Menší rozdíly už jsou v hodnotách mediánů. Zde jsou největší rozdíly u Zn a to pouze o 10 mg/kg. Hodnota mediánu Zn je na loukách tedy 34,4 mg/kg, což je více než na poli. Vyšší medián je také u As, na louce je hodnota 3,7 mg/kg. Medián Cu má hodnotu 5,9 mg/kg, Pb má 4,3 mg/kg. Jak už bylo zmíněno, i rostliny rostoucí na loukách se mohou stát součástí krmiva. Z toho důvodu porovnáme obsahy As, Cd a Pb se směrnici 2002/32/ES. Všechny naměřené maximální hodnoty daných prvků překračují stanovený limit pro krmiva. U hodnot mediánů tyto limity překračuje pouze As, kde je limit stanoven na 2 mg/kg. Pro porovnání použijeme opět analyzované rostliny z Litvínova, kde ta obsahy prvků také srovnávaly se směrnici 2002/32/EU. Rostliny v Litvínově nepřekročily stanovené limity ani u jednoho prvku (Hanousková et al. 2021). I zde lze předpokládat zvýšený obsah As z geogenních zdrojů a z antropogenní činnosti spojené s těžbou a zpracováním uhlí. Nelze to konkrétně určit, kvůli velké rozloze, na které byly rostlinné vzorky sbírány. Jak je ale patrné u půdních vzorků, půdy z horských oblastí obsahují vyšší koncentrace As, než půdy v pánevních oblastech.

Translokační faktor byl vyhodnocen také u rostlin na Mostecku. Jako první byly zjištěny obsahy prvků v kořenech (tabulka 27) a v nadzemní biomase (tabulka 26). Rostliny na Mostecku vykazují vyšší koncentrace prvků v kořenech než v nadzemní biomase. Je to patrné z maximálních hodnot ale i z hodnot mediánů. Hodnoty mediánů z kořenů jsou u všech prvků vyšší než u nadzemní biomasy. Stejně je to rostlin na Sokolovsku, kde je se také potvrdila vyšší akumulace prvků v kořenech. Tomu odpovídají také mediány translokačního faktoru (tabulka 28). Zde se hodnoty mediánů u všech prvků nedostaly nad 1. To potvrzuje, že rostliny na Mostecku akumulují prvky převážně v kořenech. Oproti Sokolovsku mají rostliny na Mostecku

vyšší potenciál translokace prvku z kořene do nadzemní biomasy. Hodnota mediánu translokačního faktoru je nejvyšší u Zn (0,824). Druhé nejvyšší hodnoty mediánu translokačního faktoru jsou u As a Cu (0,735 a 0,739). Podobné hodnoty pohybující se kolem 0,62 jsou u Be a Cd. Nejnižší hodnota mediánu translokačního faktoru naměřená u rostlin na Mostecku je u V (0,210). Obdobné výsledky publikuje Fröhlichová et al. (2018), kteří naměřili podobné poměry obsahů v kořenech a nadzemní biomase u rostlin rostoucích v místech s hustým průmyslem a hustou železniční sítí.

Na Mostecku se celkem odebralo 16 čeledí. Jelikož počty rostlin v jednotlivých čeledích byly velice nevyrovnané, pro potřebu srovnání se použilo pouze 6 nejvíce zastoupených čeledí. Hodnotí se tedy čeleď *Hypericaceae* (třezalkovité), *Rubiaceae* (mořenovité), *Apiaceae* (miříkovité), *Poaceae* (lipnicovité), *Asteraceae* (hvězdnicovité) a *Fabaceae* (bobovité). Pro porovnání obsahů prvků v čeledích se použily hodnoty mediánu z popisné statistiky dat (Obrázek 2). Obdobně jako rostliny na Sokolovsku, i rostliny na Mostecku obsahují rozdílné koncentrace prvků. Rostliny nejvíce obsahují Zn. Konkrétně pak nejvyšší hodnota mediánu je u čeledi *Apiaceae* (46,81 mg/kg). Podobné množství Zn obsahují čeledě *Rubiaceae* a *Hypericaceae* (38,42 a 37,12 mg/kg). Všechny zkoumané čeledě také obsahují vyšší obsahy Cu, Pb a As. Nejvíce Cu je naměřeno u čeledi *Asteraceae* (9,26 mg/kg), nejméně pak u *Rubiaceae* (4,24 mg/kg). Obsahy Pb jsou z čeledí značně variabilní. Nejvyšší obsahy jsou u *Apiaceae* (9,03 mg/kg), nejnižší pak u *Hypericaceae* 1,80 mg/kg. U čeledi *Hypericaceae* se nenaměřily obsahy As, Be a V, které byly pod mezí detekce. Pod mezí detekce byl také Co a to u čeledí *Fabaceae*, *Apiaceae* a *Rubiaceae*. Prvky jako Be, Cd a Co u všech čeledí nedosahovaly více jak 1 mg/kg. Cr, Ni a V se v průměru u čeledí pohybují kolem 1,5 mg/kg. U odebraných čeledí na Mostecku jednoznačně patrné, která čeleď akumuluje nejvyšší obsahy prvků. Čeleď *Apiaceae* u mnoha prvků obsahuje největší množství, oproti ostatním čeledím. Nejméně pak prvky akumuluje čeleď *Hypericaceae*. Na Mostecku jsou nejvíce zastoupené stejné čeledě jako na Sokolovsku. Proto i zde je patrné, že se některé druhy rostlin mohou použít do léčivých přípravků. Porovnáme-li obsahy prvků se stanovenými limity WHO (2007) pro Cd (0,3 mg/kg) a Pb (10 mg/kg), vidíme, že limit pro Cd překročili tři čeledě. Jedná se o čeleď *Asteraceae* (0,42 mg/kg), *Apiaceae* (0,81 mg/kg) a *Rubiaceae* (0,32 mg/kg). Stanovený limit pro Pb nebyl překročen u žádné z čeledí. Nicméně čeleď *Apiaceae* je od stanoveného limitu pouze o 1 mg/kg. Stejně porovnání provedli také Fröhlichová et al. (2018), ale jen pro rostlinu z čeledi *Asteraceae*. Zde se naše výsledky z části potvrzují. V našem výzkumu stanovený limit pro Cd a Pb čeleď *Asteraceae* překročila jen u Cd, naopak v případě Fröhlichové et al. (2018), byl limit překročen u obou prvků. Jejich vzorky byly odebrány v blízkém okolí hutí v Příbrami. To je zřejmě důvod vyššího množství Pb a Cd, než na Mostecku. Z obrázků 1 a 2 je také zřejmé, že žádná z čeledí neakumuluje některý z prvků více než ostatní čeledi. Vysoké hodnoty MAD (medián absolutních odchylek) naznačují, že akumulace prvků je více ovlivněna kontaminací na dané lokalitě než druhem rostliny.

## 7 Závěr

- V této diplomové práci se hodnotila míra kontaminace na Sokolovsku a Mostecku. Na Sokolovsku se půdní a rostlinné vzorky odebíraly celkově na 28 vybraných lokalitách. Na Mostecku se vzorky odebraly celkem na 25 lokalitách. Na každém území byla snaha vybrat lokality tak aby část lokalit byla v horských oblastech a druhá část lokalit v oblastech pánevních. Na každé jednotlivé lokalitě se odebíraly vzorky půdy a rostlin. Rostliny byly rozděleny podle čeledí. Rozdělily se také podle místa růstu na polní a luční rostliny. Dále se rostliny rozdělily na kořeny a nadzemní biomasu. Půdní i rostlinné vzorky byly laboratorně analyzovány a stanovil se obsah rizikových prvků (As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V a Zn).
- U všech odebraných půd byla naměřena nejvyšší koncentrace As, Be a Zn. Půdy ze Sokolovska i Mostecku mají podobné hodnoty. Pro obě území platí, že půdy z horských oblastí obsahují vyšší obsah As, oproti pánevním lokalitám. Opakem je obsah Be, který je ve vyšší míře v pánevních oblastech. Půda odebraná na Sokolovsku obsahovala více Zn než půda na Mostecku. Obsahy prvků se výrazně lišily v jednotlivých lokalitách. U půd z horských oblastí na Sokolovsku mediány celkových obsahů prvků překračovaly preventivní hodnoty obsahů, stanovené vyhláškou MŽP 153/2016 Sb., u As, Be, Cd, Pb a Zn. Půda z pánevních lokalit na Sokolovsku překračovala preventivní hodnoty u As, Be, Cu, V a Zn. Horské oblasti na Mostecku preventivní hodnoty překročily u As, Be, Cd a v pánevních oblastech pak As, Be.
- U půd byl také hodnocen index individuálního znečištění. Horské lokality na Sokolovsku i Mostecku jsou závažně kontaminované As. V pánevních oblastech pak As představovalo je střední nebo nízkou kontaminaci prostředí. Ve všech lokalitách se prokázala nízká kontaminace prostředí berylliem. Na Sokolovsku byla také nízká kontaminace Zn, zatímco Mostecké lokality nepředstavovaly žádné riziko v případě tohoto prvku. V horských lokalitách se také prokázala nízká kontaminace Cd.
- U rostlin byly zjištěny nevyšší koncentrace Cu a Zn. Vyšší obsahy všech prvků byly zjištěny u rostliny z horských oblastí. Mezi horskými a pánevními oblastmi byly největší rozdíly v obsahu As a Zn. Na Sokolovsku byly vyšší obsahy rizikových prvků zjištěny u rostlin rostoucích na poli. Zde hodnota mediánu As překročila i maximální přípustnou hodnotu v krmivech, stanovenou ve směrnici 2002/32/ES. Na Mostecku tomu bylo naopak. Zde byly vyšší obsahy prvků v rostlinách na loukách. I v tomto případě rostliny na poli překročily stanovený limit As v krmivech. Na Mostecku i Sokolovsku rostliny obsahovaly vyšší koncentrace prvků v kořenech. To se prokázalo i při vyhodnocení translokačního faktoru, který u všech prvků zůstal pod hodnotou 1. To znamená, že rostliny ve zkoumaných lokalitách akumulovaly prvky převážně v kořenech a netranslokovaly je do nadzemní biomasy. Při vyhodnocování obsahů prvků v jednotlivých rostlinných čeledích se neprokázalo, že by některá z čeledí více akumulovala jeden z prvků. Akumulace prvků tak byla více ovlivněna lokalitou než danou čeledí.
- Lze shrnout, že hodnoty mediánů prvků v půdách na Sokolovsku i Mostecku překročily preventivní hodnoty zejména u As, Be a Zn. Zvýšené obsahy As se také objevily v rostlinách rostoucích na poli na Sokolovsku a v rostlinách na loukách na

Mostecku. Koncentrace As v těchto rostlinách může představovat zdravotní riziko vstupu do potravního řetězce. Bioakumulace prvků v nadzemní biomase se neprokázala na žádné lokalitě. Z toho důvodu nehrozí zdravotní riziko při požití nadzemní části rostlin. Zvýšení riziko ale hrozí živočichm, živícm se kořeny rostlin. V kořenech byly rizikové prvky ve vyšší koncentraci a nelze tak vyloučit jejich vstup do potravního řetězce.

- Výsledky ukázaly možné riziko zvýšených koncentrací prvků v půdě pro rostliny a živočichy. U výsledků byla zjištěna vysoká variabilita dat, z toho důvodu z provedené analýzy nelze zobecnit na celé lokality.



## 8 Literatura

### 8.1 Tištěné zdroje

- Abdul KSM, Jayasinghe SS, Chandana EPS, Jayasumana Ch, Silva PM. 2015. Arsenic and human health effect: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology* **40**: 828 – 846.
- Adamson IYR, Prieditis H, Hedgecock C, Vincent R. 2000. Zinc is the toxic factor in the lung response to an atmospheric particulate sample. *Toxicology and Applied Pharmacology* **166**: 111–119.
- Alloway BJ. 1990. Heavy metals in soils. Glasgow and London: Blackie and Son Ltd..
- Alkorta I, Hernandez-Alica J, Becerril JM, Amezaga I, Albizu I, Garbisu C. 2004. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead and arsenic. *Review in Environmental Science and Bio/Technology* **3**: 71– 90.
- Aposhian HV, Zheng B, Aposhian MM, Le XC, Cebrian ME, Cullen W, Zakharyan RA, Ma M, Dart RC, Cheng Z, Andrewes P, Yip L, O'Malley GF, Maiorino RM, Van Voorhies W, Healy SM, Titcomb A. 2000. DMPS-arsenic challenge test. II. Modulation of arsenic species, including monomethylarsonous acid (MMA(III)), excreted in human urine. *Toxicology and Applied Pharmacology* **165**: 74–83.
- Balabanova B, Stafilov T, Bačeva K. 2015. Bioavailability and bioaccumulation characterization of essential and heavy metals contents in *R. acetosa*, *S. oleracea* and *U. dioica* from copper polluted and referent areas. *Journal of Environmental Health Science and Engineering* **13**: 2.
- Barta M. 2012. Chemické prvky kolem nás. Edika, Brno.
- Bell RR, Soliman MMRI, Nonavinakere VK, Hammerbeck DM, Early JL. 1997. Selenium and cadmium induced pulmonary functional impairment and cytotoxicity. *Toxicology Letters* **90**:107–114.
- Beran P. 1999. O historii sokolovského revíru. MS Sokolovská uhelná, Sokolov.
- Bhuiyan HAM, Parvez L, Islam AM, Dampare BS, Suzuki S. 2010. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials* **173**: 384 – 392

- Bolan N, Kunhikrishnan A, Thangarajan R, Kumpiene J, Park J, Makino T, Kirkham B, Scheckel K. 2014. Remediation of heavy metal (loid)s contaminated soil – To mobilize or to immobilize. *Journal of Hazardous Materials* **266**: 141 – 166.
- Bouška V, Pešek J. 1999. Quality parameters of lignite of the North Bohemian Basin in the Czech Republic in comparison with the world average lignite. *International Journal of Coal Geology* **40**: 211 – 235.
- Buzea C, Pacheco II, Robbie K. 2007. Nanomaterials and nanoparticles: Sources and toxicity. *Biointerphases* **2**: 17-71.
- Dercová K, Makovníková J, Barančíková G, Tuffa J. 2005. Bioremediácia toxických kovů v kontaminujících vody a půdy. *Chemické Listy* **99**: 682 – 693.
- Deubner DC, Lowney YW, Paustenbach DJ, Warmerdam J. 2001. Contribution of incidental exposure pathways to total beryllium exposures. *Applied Occupational and Environmental Hygiene* **16**: 568–578.
- Chen W, Yang J, Chen J, Bruch J. 2006. Exposures to silica mixed dust and cohort mortality study in tin mines: exposure – response analysis and risk assessment of lung cancer. *American Journal of Industrial Medicine* **49**: 67–76.
- Chen Y, Zha, HX, Xie ZH, Huang HY, Zang SY, Lian B. 2015. Heavy metal pollution characteristics in the Kaili coal mining region, Guizhou province, China. *Journal of Residuals Science and Technology* **12**: 123-131.
- Chen ZL, Owens G. 2008. Trends in speciation analysis of vanadium in environmental samples and biological fluids, A review, *Analytica Chimica Acta* **607**: 1–14.
- Fageria NK, Barbarosa Filho MP, Santos AB. 2008. Growth and Zinc Uptake and Use Efficiency in Food Crops. *Communication in Soil Science and Plant Analysis* **39**: 2258-2269.
- Fišer J, Nováková M, Macek T. 2013. Mechanismy snižující toxicitu rizikových prvků u rostlin. *Chemické Listy* **108**: 566 – 571.
- Fröhlichová A, Száková J, Najmanová J, Tlustoš P. 2018. An assessment of the risk of element contamination of urban and industrial areas using *Taraxacum sect. Ruderalia* as a bioindicator. *Environmental Monitoring and Assessment* **190**:150.
- Gadd GM. 2010. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. *Microbiology* **156**: 609–643.

- Haferburg G, Kothe E. 2010. Metallomics: lessons for metalliferous soil remediation. *Applied Microbiology and Biotechnology* **87**: 1271–1280.
- Halim MA, Majumder RK, Zaman MN. 2014. Paddy soil heavy metal contamination and uptake in rice plants from the adjacent area of Barapukuria coal mine, northwest Bangladesh. *Arabian Journal of Geosciences* **8**: 3391 – 3401.
- Hanousková B, Száková J, Rychlíkový E, Najmanová J, Košnáš Z, Tlustoš P. 2021. The risk assessment of inorganic and organic pollutant levels in an urban area affected by intensive industry. *Environmental Monitoring and Assessment* **193**: 68.
- Hossain N, Paul SK, Hasan M. 2015. Environmental impacts of coal mine and thermal power plant to the surroundings of Barapukuria, Dinajpur, Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment* **187**: 202.
- Jomova K, Jenisova Z, Feszterova M, Baros S, Liska J, Hudecova D, Rhodes CJ, Valko M. 2011. Arsenic: toxicity, oxidative stress and human disease. *Journal of Applied Toxicology* **31**: 95 – 107.
- Kabata – Pendias A. 2000: *Trace Elements in Soils and Plants*. 3. ed., CRC Press, USA.
- Kenšová R, Hynek D, Adam V, Kizek R. 2014. Působení olova na živé organismy. *Journal of Metallomics and Nanotechnologies* **3**: 35 – 37.
- Kenšová R, Hynek D, Adam V, Kizek R. 2014. Působení kadmia na živé organismy. *Journal of Metallomics and Nanotechnologie* **3**: 32 – 34.
- Macůrek V, Honěk J, Nejenký J. 1997. Analytická podpora čistým uhelným technologiím. MS Projekt PHARE D5/93. VÚHU, Most
- Machender G, Dhakate R, Rao STM, Rao BM, Prasanna L. 2014. Heavy metal contamination in sediments of Balanagar industrial area, Hyderabad, Andra Pradesh, India. *Arabian Journal of Geosciences* **7**:513–525
- Makovníková J, Barančíková G, Dlapa P, Dercová K. 2006. Anorganické kontaminanty v půdním ekosystému. *Chemické Listy* **100**: 424 – 432.
- Mandal BK, Suzuki KT. 2002. Arsenic round the world: A review, *Talanta* **58**: 201–235.
- Mazumder DN, Das Gupta J, Santra A, Pal A, Ghose A, Sarkar S. 1998. Chronic arsenic toxicity in west Bengal – the worst calamity in the world. *Journal of the Indian Medical Association* **96**: 4–7.

- Mench M, Vangronsveld J, Didier V, Clijsters H. 1994. Evaluating of metal mobility, plant availability and immobilization by chemical agents in a limed-salty soil. *Environmental Pollution* **86**:279–86.
- Ministerstvo životního prostředí. 2016. Vyhláška č. 153/2016 ze dne 9. května 2016 o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Sbírka zákonů České republiky, 2016, částka 59. Česká republika.
- Mostecká uhelná společnost a. s. - kolektiv autorů. 2001. Mostecko – Minulost a současnost. Realtisk, Praha.
- Neilson S, Rajakaruna N. 2012. Roles of rhizospheric processes and plant physiology in phytoremediation of contaminated sites using oilseed Brassicas. *Environmental pollution book Series*, vol 21. Dordrecht: Springer.
- Orloff K, Mistry K, Metcalf S. 2009. Biomonitoring for environmental exposures to arsenic. *Journal of Toxicology Environmental Health, Part B Critical Reviews* **12**:509–524.
- Pan J, Zhou C, Zhang N, Liu Ch, Tanf M, Cao S. 2017. Arsenic in Coal: Modes of Occurrence and Reduction via Coal Preparation (Case Study). *International Journal of Coal Preparation and Utilization* **11**: 766- 779.
- Pešek J, Adámek J, Brzobohatý R, Bubík M, Cicha I, Dašková J, Doláková N, Elznic A, Hladilová Š, Holcová K, Hošek J, Hoňková Kerstin K, Krásný J, Krejčí O, Kvaček J, Kvaček Z, Macůrek V, Opluštil S, Radek M, Pálenský P, Rojík P, Skupien P, Spudil J, Sýkorová I, Šikula J, Švábenická L, Teodoridis V, Titl F, Tomanová – Petrová P, Ulrych J, Franců J, Fejfar O, Jurková Z. 2010. Terciární pánve a ložiska hnědého uhlí České republiky. Česká geologická služba, Praha.
- Pešek J, Sivek M. 2012. Uhlonosné pánve a ložiska černého a hnědého uhlí České republiky. Česká geologická služba, Praha.
- Pertold Z. 1998. Arsenic in the Environment: Natural and Other Sources of Arsenic and Methods of Its Elimination. *Vesmír* **77**: 323–325
- Pitter P. 2009. *Hydrochemie* (4. vydání). VŠCHT, Praha.
- Pluskal O. 1971. Úvod do geologie uranových ložisek. Univerzita Karlova, Praha.
- Podlešáková E, Němeček J, Vácha R. 1994. Contamination of soils in North-Bohemian region by hazardous elements. *Rostlinná Výroba* **40**:123–130.
- Pohanish RP. 2012. *Sittig's Handbook of Toxic and Hazardous chemicals and Carcinogens*. Elsevier.

- Poonkothai M, Vijayavathi BS. 2012. Nickel as an essential element and a toxicant. *International Journal of Environmental Sciences* **4**: 285-288.
- Rojík P. 2004. Tektonosedimentární vývoj sokolovské pánve a její interakce s územím Krušných hor. Univerzita Karlova, Praha.
- Rossmann TG. 2003. Mechanism of arsenic carcinogenesis: an integrated approach. *Mutation Research* **533**: 37–65.
- Rossoff IS. 2001. *Encyclopedia of Clinical Toxicology: A Comprehensive Guide and reference*. Informa Healthcare, New York.
- Sarker SK, Baten MA, Haque ME, Islam MR, Nasrin M. 2010. Effect of Barapukuria power plant on environment. *Journal of Agro for Environment*, **4(2)**, 125–127.
- Sánka M, Vácha R, Poláková Š, Fiala P. 2018. Kritéria pro hodnocení produkčních a ekologických vlastností půd. Ministerstvo životního prostředí. P.O.S. FACTORY s. r. o., Praha.
- Sevin, IF. 1980. Nickel, Metals in the environment. Academic Press, London. 263 – 291.
- Schejbal C, Macůrek V. 2005. Typologie využitelného hnědého uhlí v dílčích oblastech severočeské hnědouhelné pánve. Vysoká škola báňská, Ostrava.
- Schenk J. 1973. Historický přehled důlních závodů v ČSSR – III, Revír Chomutov – Most – Duchcov – Teplice – Ústí nad Labem. VTEI Hor. Úst. Čs. Akad. Věd, Praha.
- Schmidt U. 2003. Enhancing Phytoextraction - The Effect of Chemical Soil Manipulation on Mobility, Plant Accumulation, and Leaching of Heavy Metals. *Journal of Environmental Quality* **32**:1939-1954.
- Šimek M. 2003. Základy nauky o půdě: Biologické procesy a cykly prvků, Jihočeská univerzita, Biologická fakulta, České Budějovice.
- Tabaksblat LS. 2002. Specific features in the formation of the mine water mikroelement composition during ore mining. *Water Resources* **29**: 333–345.
- Vácha R, Němeček J, Podlešáková E. 2002. Geochemical and anthropogenic soil loads by potentially risky elements. *Rostlinná Výroba* **48**:441–447.
- Vácha R, Skála J, Čechmánková J, Horváthová V, Hladík J. 2013. Toxic elements and persistent organic pollutants derived from industrial emissions in agricultural soils of the Northern Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments* **15**: 1813 – 1824.

- Vráblíková J, Vráblík P. 2002. Obnova funkce krajiny po těžbě uhlí. Česko – slovenská bioklimatická konference, Lednice na Moravě.
- Waalkes MP. 2000. Cadmium carcinogenesis in review. *Journal of Inorganic Biochemistry* **79**: 241–244.
- Wahsha M., Nadimi-Goki M, Bini C. 2016. Land contamination by toxic elements in abandoned mine areas in Italy. *Journal of Soils and Sediments* **16**: 1300–1305.
- WHO. (2007). WHO guidelines for assessing quality of herbal medicines with reference to contaminants and residues. Geneva: World Health Organization.
- Zgorelec Z, Basic F, Kisic I, Wenzel WW, Custovic H. 2008. Arsenic and Nickel Enrichment Coefficients for Crops Growing on Coal Ash. *Cereal Research Communications* **36**: 1219–1222.

## 8.2 Internetové zdroje

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2002. Toxicological profile for Beryllium. Health Service, Atlanta. Available from <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/TP.asp?id=184&tid=33#bookmark02> (accessed February 2021).
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2004. Toxicological profile for copper. Health Service, Atlanta. Available from <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp132.pdf> (accessed February 2021).
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2005. Toxicological profile for nickel. Health Service, Atlanta. Available from <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp15.pdf> (accessed February 2021).
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2005. Toxicological profile for Zinc. Health Service, Atlanta. Available from <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp60.pdf> (accessed February 2021).
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2007. Toxicological profile for arsenic. Health Service, Atlanta. Available from <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf> (accessed February 2021).
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2011. Cobalt. Health Service, Atlanta. Available from <https://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=64#12> (accessed February 2021).

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2014. Toxicological profile for Vanadium. Health Service, Atlanta. Available from <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp58.pdf> (accessed February 2021).
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2020. Toxicological profile for Lead. Health Service, Atlanta. Available from <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp13.pdf> (accessed February 2021).
- Český statistický úřad. 2020. Charakteristika okresu Most. Krajská správa ČSÚ v Ústí nad Labem. Available from [https://www.czso.cz/csu/xu/charakteristika\\_okresu\\_most](https://www.czso.cz/csu/xu/charakteristika_okresu_most) (accessed February 2021).
- Český statistický úřad. 2020. Charakteristika okresu Sokolov. Krajská správa ČSÚ v Karlových Varech. Available from [https://www.czso.cz/csu/xk/charakteristika\\_okresu\\_sokolov](https://www.czso.cz/csu/xk/charakteristika_okresu_sokolov) (accessed February 2021).
- Havel M, Gažáková L, Válek P. 2014. Olovo. Arnika. Available from <https://arnika.org/olovo> (accessed February 2021).
- John DA, Leventhal JS. 2004. Bioavailability of metals. Available from <https://www.semanticscholar.org/paper/BIOAVAILABILITY-OF-METALS-John-Leventhal/f97e54c1307528fb149d641b505c6643e3cd5b13#paper-header> (accessed February 2021).
- Kleger L, Válek P. 2014. Měď. Arnika. Available from <https://arnika.org/med> (accessed February 2021).
- Neužil M. 1997. Vliv povrchové těžby hnědého uhlí na životní prostředí. Sirax – Sarco a. s., Praha. Available from [https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/B18C18B302379CCCC1256FC000407A70/\\$file/e-02-5.htm](https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/B18C18B302379CCCC1256FC000407A70/$file/e-02-5.htm) (accessed February 2021).
- Nezávislá odborná komise pro posouzení energetických potřeb České republiky v dlouhodobém časovém horizontu. 2008. Zpráva Nezávislé odborné komise pro posouzení energetických potřeb České republiky v dlouhodobém časovém horizontu. Available from <https://www.vlada.cz/assets/media-centrum/aktualne/Pracovni-verze-k-oponenture.pdf> (accessed February 2021).
- Petrлік J, Příbylová J, Válek P. 2014. Chrom. Arnika. Available from <https://arnika.org/chrom> (accessed February 2021).
- Sokolovská uhelná. 2021. Historie. Sokolovská uhelná – právní nástupce a. s., Sokolov. Available from <https://www.suas.cz/spolecnost/historie> (accessed February 2021).

## 9 Seznam tabulek a obrázků

<b>Tabulka 1</b> - Preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě zjištěné extrakcí lučavkou královskou (mg.kg-1 sušiny) .....	25
<b>Tabulka 2</b> - Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv (mg.kg-1 sušiny).....	26
<b>Tabulka 3</b> - Indikační hodnoty rizikových prvků, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat (mg. kg-1 sušiny) .....	26
<b>Tabulka 4</b> - Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být podezření z ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy (mg. kg-1 sušiny.) .....	27
<b>Tabulka 5</b> – Seznam lokalit na Sokolovsku.....	28
<b>Tabulka 6</b> – Seznam lokalit na Mostecku .....	29
<b>Tabulka 7</b> – Popisná statistika celkových obsahů prvků v půdách z horských oblastí na Sokolovsku .....	32
<b>Tabulka 8</b> - Popisná statistika celkových obsahů prvků v půdách z pánevních oblastí na Sokolovsku .....	33
<b>Tabulka 9</b> - Popisná statistika celkových obsahů prvků v půdách z horských oblastí na Mostecku.....	33
<b>Tabulka 10</b> - Popisná statistika celkových obsahů prvků v půdách z pánevních oblastí na Mostecku.....	34
<b>Tabulka 11</b> – Index individuálního znečištění v horských oblastech na Sokolovsku .....	35
<b>Tabulka 12</b> - Index individuálního znečištění v pánevních oblastech na Sokolovsku .....	35
<b>Tabulka 13</b> – Index individuálního znečištění v horských oblastech na Mostecku .....	35
<b>Tabulka 14</b> – Index individuálního znečištění v pánevních oblastech na Mostecku.....	36
<b>Tabulka 15</b> – Obsahy prvků v rostlinách z horských lokalit na Sokolovsku.....	36
<b>Tabulka 16</b> - Obsahy prvků v rostlinách z pánevních lokalit na Sokolovsku .....	37
<b>Tabulka 17</b> – Obsahy prvků v rostlinách odebraných na poli na Sokolovsku.....	37
<b>Tabulka 18</b> – Obsahy prvků v rostlinách odebraných na louce na Sokolovsku .....	38
<b>Tabulka 19</b> – Obsahy prvků v nadzemní biomase rostlin na Sokolovsku .....	39
<b>Tabulka 20</b> – Obsahy prvků v kořenech rostlin na Sokolovsku .....	39
<b>Tabulka 21</b> – Translokační faktor u rostlin na Sokolovsku .....	40
<b>Tabulka 22</b> – Obsahy prvků v rostlinách z pánevních oblastí Mostecku.....	41
<b>Tabulka 23</b> – Obsahy prvků v rostlinách z horských oblastí Mostecku .....	42
<b>Tabulka 24</b> – Obsahy prvků v rostlinách odebraných na poli na Mostecku .....	43



<b>Tabulka 25</b> – Obsahy prvků v rostlinách odebraných na louce na Mostecku .....	43
<b>Tabulka 26</b> - Obsahy prvků v nadzemní biomase rostlin na Mostecku .....	44
<b>Tabulka 27</b> – Obsahy prvků v kořenech rostlin na Mostecku .....	44
<b>Tabulka 28</b> – Translokační faktor u rostlin na Mostecku .....	45

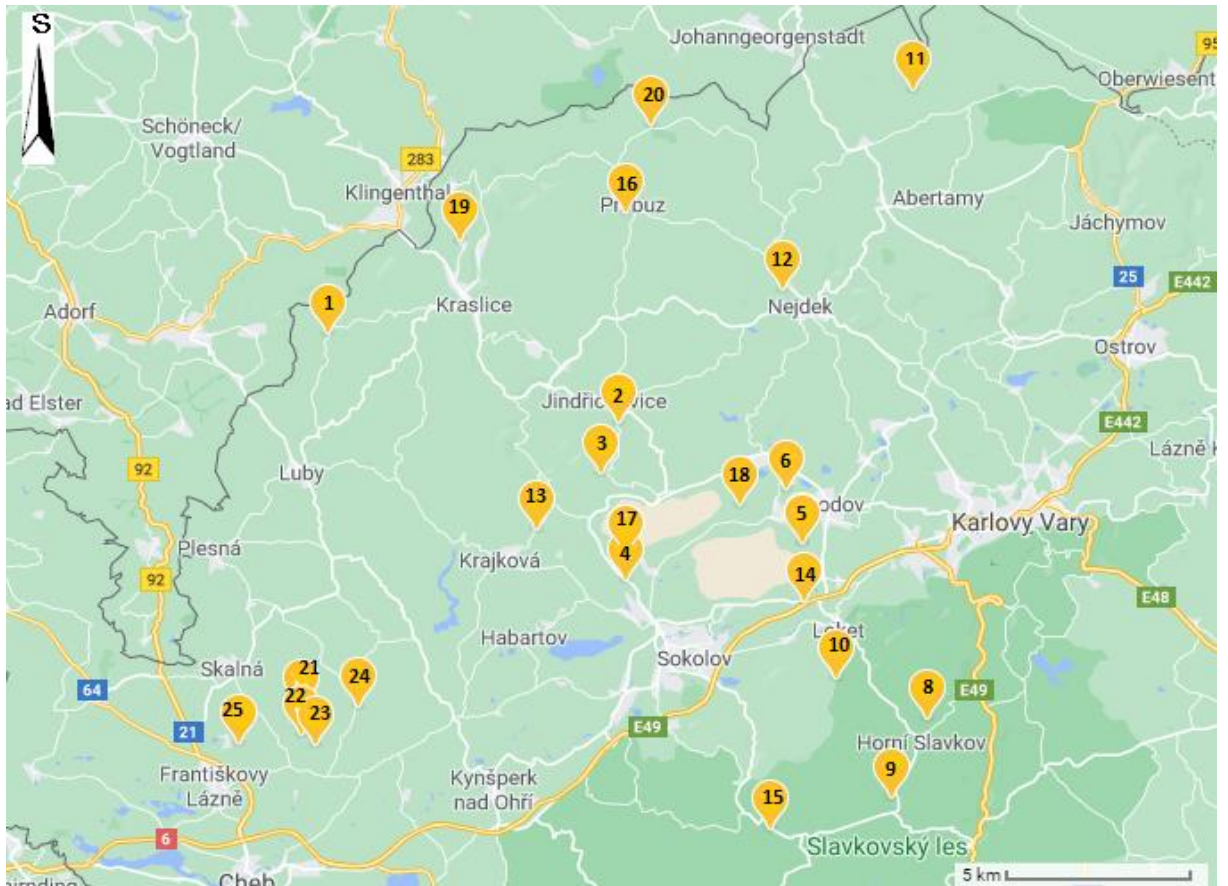
<b>Obrázek 1.</b> Mediány (sloupce) a MAD (chybové úsečky) obsahu prvků v rostlinách ze Sokolovska dle nejvíce zastoupených čeledí; chybějící data byla pod mezí detekce stanovení pro daný prvek .....	41
---	----

<b>Obrázek 2.</b> Mediany (sloupce) a MAD (chybové úsečky) obsahu prvků v rostlinách ze Sokolovska dle nejvíce zastoupených čeledí; chybějící data byla pod mezí detekce stanovení pro daný prvek .....	46
---	----



## 10 Samostatné přílohy

Příloha 1 – Mapa odběrových míst na Sokolovsku



Příloha 2 – Mapa odběrových míst na Mostecku

