

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra pedologie a ochrany půd**



**Obsahy hlavních rizikových prvků ve vybraných léčivých  
roślinách**

**Diplomová práce**

**Autor práce: Bc. Martina Mertová  
Obor studia: Výživa a ochrana rostlin**

**Vedoucí práce: doc. Ing. Ondřej Drábek, Ph.D.**

© 2019 ČZU v Praze

## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Obsahy hlavních rizikových prvků ve vybraných léčivých rostlinách“ 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 12. 4. 2019 \_\_\_\_\_

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. Ing. Ondřeji Drábkovi, Ph.D. zavedení mé práce, za důležité a cenné rady a odborný dohled, které mi pomohly tuto práci zkompletovat, a za trpělivost v průběhu zpracování diplomové práce. Dále bych ráda poděkovala Ing. Adéle Fraňkové, Ph.D. a Ing. Julii Jeřábkové, které mi pomohly při analytické části mé práce. Chtěla bych poděkovat i Ing. Perle Kuchtové, Ph.D. za pomoc při vzniku mé práce. Jako poslední bych chtěla ráda poděkovat mé rodině za podporu při psaní této práce.

# Obsahy hlavních rizikových prvků ve vybraných léčivých rostlinách

## Souhrn

Kontaminace půd rizikovými prvky je u nás spojena s průmyslem, těžbou rud, zpracováním rud a skládkováním odpadu (Čechmánková et al. 2015). Dalším zdrojem kontaminace životního prostředí je spalování fosilních paliv, převážně uhlí (Hagner et al. 2018).

Glavač et al. (2017) publikovali, že pravidelné vyhodnocování podmínek životního prostředí v oblastech postižených těžbou a tavením rud, je nesmírně důležité. Měl by být hodnocen celkový obsah rizikových prvků v půdě, ale i v rostlinách.

V České republice se vyskytuje několik oblastí se zvýšeným obsahem rizikových prvků v půdě, například: Kutnohorsko, Příbramsko, Chomutovsko a Sokolovsko (Hagner et al. 2018).

Pro práci byly vybrány tři lokality. Kutná Hora a Příbram, které měly představovat znečištěné lokality rizikovými prvky z historické hutnické, těžební a průmyslové činnosti. Třetí lokalitou byla Česká Kanada, ta měla představovat nejnižší kontaminaci rizikovými prvky.

Současně byly zvoleny léčivé rostliny, které rostou ve všech zkoumaných lokalitách. U léčivých rostlin byly testovány určené části rostlin na obsah rizikových prvků. Pro práci byly vybrány tyto léčivé rostliny: bez černý (*Sambucus nigra*) – květ a plod, jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata*) – list, kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*) – list, ostružiník maliník (*Rubus idaeus*) – list a pampeliška lékařská (*Taraxacum officinale*) – kořen a list. Na vybraných lokalitách byly odebrány vzorky půdy a rostlinných částí, ve kterých byl dále stanoven obsah rizikových prvků pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES).

Ze stanovených rizikových prvků (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, V, Zn) v půdě i v rostlinách ve všech lokalitách během dvou let zkoumání byly zjištěny nejvyšší obsahy zinku a mědi. Nejnižší obsah rizikových prvků byl zjištěn v listech kopřivy dvoudomé. Naopak nejvyšší obsah byl naměřen v kořenech pampelišky lékařské.

Glavač et al. (2017) uvádějí, že další výzkum by měl být zaměřen na lepší porozumění transportu rizikových prvků z půdy do rostlin a z rostlin do rostlinných výtažků.

**Klíčová slova:** půda, rizikové prvky, toxicita, léčivé rostliny, spektrální analýza

# The content of main risk elements in selected medical plants

## Summary

Contamination of soils by risk elements in Czech Republic is connected with ore mining, ore processing and waste landfilling (Čechmánková et al. 2015). Another source of environment contamination is burning of fossil fuels, mainly coal (Hagner et al. 2018).

Glavač et al. (2017) have published that regular assessment of environmental conditions in areas affected by mining and processing industry is very important. Overall content of risk elements in soil and also in plants should be evaluated.

In Czech Republic several areas with increased content of risk elements in soil are located, for example: surrounding area of Kutná Hora, Příbram, Chomutov and Sokolov (Hagner et al. 2018).

Three areas were chosen for this work. Kutná Hora and Příbram represent localities with increased amount of risk elements from historical mining, metallurgical and industrial activities. Third locality was Česká Kanada. This locality should have represent the lowest contamination by risk elements.

Also some medicinal plants growing in all selected areas were chosen. Certain parts of these plants were examined for risk elements content. Following plants were chosen for this work: *Sambucus nigra* – flower and fruit, *Plantago lanceolata* – leaf, *Urtica dioica* – leaf, *Rubus ileus* – leaf and *Taraxacum officinale* – root and leaf. Risk elements content in studied soil and plant samples was determined by means of inductively coupled plasma optical emission spectrometry ICP – OES.

From all determined risk elements (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, V, Zn) in soil and also in plants at all localities during two-year experiment the highest amount of zinc and cuprum was detected. The lowest content of risk elements was detected in leaves of *Urtica dioica*. On the other hand the highest content was measured in roots of *Taraxacum officinale*.

Glavač et al. (2017) suggest that further research should be focused on better understanding of risk elements transfer from soil into plants and from plants into plant extracts.

**Keywords:** soil, risk elements, toxicity, medicinal plants, spectral analysis

# Obsah

<b>1 Úvod</b> .....	<b>8</b>
<b>2 Cíl práce a vědecká hypotéza</b> .....	<b>9</b>
2.1 Cíle práce .....	9
2.2 Vědecká hypotéza .....	9
<b>3 Literární rešerše</b> .....	<b>10</b>
3.1 Definice pojmu půda.....	10
3.2 Mechanismy vazeb rizikových prvků .....	10
3.2.1 Formy rizikových prvků v půdě .....	10
3.2.2 Vazby rizikových prvků v půdním prostředí.....	10
3.2.3 Příjem prvků rostlinou .....	11
3.2.4 Mechanismy vazeb rizikových prvků v rostlině.....	12
3.2.5 Akumulace rizikových prvků .....	13
3.2.6 Fytoremediace .....	13
3.3 Rizikové prvky.....	15
3.3.1 Charakteristika vybraných rizikových prvků .....	15
3.3.1.1 Arzen .....	15
3.3.1.2 Kadmium.....	16
3.3.1.3 Měď' .....	17
3.3.1.4 Olovo .....	17
3.3.1.5 Zinek.....	18
3.4 Kontaminace .....	20
3.4.1 Ochrana půdy.....	20
3.4.2 Vliv kontaminace na lidské zdraví .....	20
3.4.3 Kontaminace půd v ČR .....	21
3.4.3.1 Kontaminace půd v oblasti Kutné Hory .....	22
3.4.3.2 Kontaminace půd v oblasti Příbrami .....	22
3.5 Legislativa a limity obsahu rizikových prvků v půdě a léčivých rostlinách.....	23
3.6 Spektrální analýza.....	26
3.6.1 Optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem.....	26
3.7 Charakteristika vybraných druhů léčivých rostlin .....	27
3.7.1 Bez černý ( <i>Sambucus nigra</i> ) .....	27

3.7.2	Jitrocel kopinatý ( <i>Plantago lanceolata</i> ) .....	27
3.7.3	Kopřiva dvoudomá ( <i>Urtica dioica</i> ) .....	28
3.7.4	Ostružiník maliník ( <i>Rubus idaeus</i> ) .....	28
3.7.5	Pampeliška lékařská ( <i>Taraxacum officinale</i> ) .....	28
<b>4</b>	<b>Materiál a metody</b> .....	<b>29</b>
4.1	Lokality odběru .....	29
4.1.1	Lokalita Příbram .....	29
4.1.2	Lokalita Kutná Hora .....	30
4.1.3	Lokalita Česká Kanada .....	31
4.2	Odběr vzorků .....	33
4.3	Příprava vzorků .....	34
4.4	Laboratorní analýzy .....	34
<b>5</b>	<b>Výsledky</b> .....	<b>35</b>
5.1	Obsahy rizikových prvků v půdě v jednotlivých lokalitách .....	35
5.2	Obsahy rizikových prvků v rostlinách v jednotlivých lokalitách .....	39
5.3	Přestup rizikových prvků mezi půdou a rostlinným materiálem .....	47
<b>6</b>	<b>Diskuze</b> .....	<b>55</b>
<b>7</b>	<b>Závěr</b> .....	<b>60</b>
<b>8</b>	<b>Seznam literatury</b> .....	<b>62</b>
<b>9</b>	<b>Seznam tabulek a seznam obrázků</b> .....	<b>68</b>
<b>10</b>	<b>Seznam použitých zkratk</b> .....	<b>70</b>
<b>11</b>	<b>Samostatné přílohy</b> .....	<b>I</b>

# 1 Úvod

Půda tvoří základní složku životního prostředí pro organismy, pro planě rostoucí vegetaci, slouží k pěstování kulturních plodin. Půda představuje primární zásobník spousty prvků v životním prostředí, a proto hraje významnou roli při biogeochemickém cyklu rizikových prvků na Zemi (Yousaf et al. 2017).

Kontaminace životního prostředí rizikovými prvky se stala celosvětovým problémem, který ovlivňuje výnosy plodin, půdní biomasu a plodnost a vede k bioakumulaci rizikových prvků v potravním řetězci (Bhargava et al. 2012). Rizikové prvky jsou v nadlimitních hodnotách nebezpečné, toxické, karcinogenní a ohrožují zdraví lidí, zvířat a rostlin. Mezi rizikové prvky se řadí Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Tl, V, Zn (Sáňka & Materna 2004). V České republice se nachází několik oblastí se zvýšeným obsahem rizikových prvků v životním prostředí, kontaminovaných převážně z dávných průmyslových činností (Tlustoš et al. 2006).

Některé léčivé rostliny, které jsou sbírány na kontaminovaných lokalitách, mohou obsahovat zvýšený obsah rizikových prvků, což je nežádoucí, protože jsou součástí potravního řetězce (Glavač et al. 2017).



## **2 Cíl práce a vědecká hypotéza**

### **2.1 Cíle práce**

Cílem práce bylo vybrat vhodnou lokalitu kontaminovanou rizikovými prvky, odebrat vzorky půdy a vzorky vybraných léčivých rostlin zde rostoucích. Provést stanovení obsahu rizikových prvků v půdních a rostlinných vzorcích a zhodnotit jejich obsahy z hlediska legislativy a z hlediska možných nežádoucích vlivů na lidský organismus.

### **2.2 Vědecká hypotéza**

Zdravotní stav půdy, konkrétně kontaminace rizikovými prvky, může výrazně ovlivnit obsah těchto prvků ve vybraných léčivých rostlinách.

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Definice pojmu půda

Půda je jedním ze základních výrobních faktorů. Tvoří vrchní část pevného zemského povrchu. Půdu lze definovat jako samostatný přírodní útvar vytvořený z povrchových zvětralin zemské kůry a z organických zbytků za vlivu půdotvorných faktorů. Utváří životní prostředí pro půdní organismy, pro planě rostoucí vegetaci, slouží k pěstování kulturních plodin. Půda je dynamická, stále se vyvíjející živá soustava. Půda je základní článek potravního řetězce a substrát pro růst rostlin. Půda je nejcennějším přírodním bohatstvím, proto je nutné ji chránit pro současnost, ale i pro budoucnost (Šarapatka 2014).

Mezi pevnou, kapalnou a plynnou složkou půdy dochází k neustálé výměně molekul i iontů, které se podílejí na fyzikálních, chemických a biologických procesech. Reguluje koloběh látek, funguje jako úložiště, ale i jako zdroj potenciálních rizikových prvků a látek (Sáňka & Materna 2004).

### 3.2 Mechanismy vazeb rizikových prvků

#### 3.2.1 Formy rizikových prvků v půdě

Nejčastěji dělíme rizikové prvky na formy vodorozpustné, výměnné, organicky vázané, poutané na oxidy železa a manganu, vázané ve sloučeninách (uhličitany, sulfidy, fosforečnany apod.) a vázané v silikátech. Nejnebezpečnější jsou vodorozpustné a výměnné formy. U organicky vázaných forem závisí nebezpečí na konkrétním druhu organických sloučenin, na které se rizikové prvky poutají (Šichorová et al. 2004). Prvky, které se vážou na oxidy železa a manganu, a převážně prvky poutané v silikátech jsou vázány relativně pevně a neztělesňují aktuální nebezpečí pro organismy či potravní řetězec (Ash et al. 2014).

#### 3.2.2 Vazby rizikových prvků v půdním prostředí

Pohyb rizikových prvků v půdě je ovlivňován několika faktory. Mezi ně patří například složení půd, půdní reakce, schopnost půdy odolávat změnám půdní reakce, obsah organických látek, obsah přístupných živin a sorpční kapacita půd (Kabata-Pendias 2004).

Rizikové prvky se nacházejí ve formě kationtů nebo aniontů. Velikost a typ náboje je hlavním ukazatelem sorpční schopnosti a tím ovlivňuje mobilitu v půdě. Zjednodušeně lze konstatovat, že půda má záporný charakter, váže na sebe kationty, ale anionty v zásadě procházejí bez zdržení (Fišer et al. 2014).

V půdním prostředí se snižuje mobilita prvků v pořadí kadmium, nikl, zinek, měď a olovo (Kabata-Pendias 2004). Waller & Pickering (1993) uvádějí, že komplexy olova a mědi s huminovými kyselinami jsou stabilnější než komplexy kadmia a zinku. Přisuzovali tento efekt tvorbě komplexů u Pb a Cu, zatímco Zn a Cd byly charakterizovány spíše reakcí iontové výměny. Například zvýšený obsah vápníku snižuje sorpci převážně kadmia (Bencko et al. 1995), při přítomnosti chloridových nebo dusičnanových iontů je zvýšená jeho mobilita (Rop 2001).

Každá půda má specifickou sorpční kapacitu. Sorpce na povrchu částic je zodpovědná za uchování organických a anorganických polutantů v sedimentech a půdách (Lair et al. 2009).

V půdě se může objevovat například specifická sorpční kapacita ZPC. Na povrchu koloidního systému vzniká povrchový elektrický náboj při změně pH, tato charakteristika se nazývá zeta potenciál a udává, jak velký je elektrochemický potenciál na povrchu krystalů. Hodnota pH, kdy je zeta potenciál nulový, je označován ZPC (Honary & Zahir 2013).

Půdní sorpční kapacita je ovlivňována vlastnostmi půdy jako jsou zrnitost, pH, obsah organické hmoty a obsah jílu (Lair et al. 2009). V nekontaminovaném stavu je půda nasycena zejména bazickými prvky. Většina rizikových prvků má vyšší sorpční schopnost a má tendenci vytěšňovat přirozeně sorbované prvky (Tlustoš et al. 2006). Takto sorbované rizikové prvky snižují aktuální toxicitu pro okolní prostředí, ale při pokračující kontaminaci se zaplní sorpční kapacita a jejich šíření například do podzemních vod není půdou již omezováno. Tímto způsobem sorbované prvky představují velké potenciální nebezpečí, protože při jakékoliv změně v půdním prostředí může dojít k jejich jednorázovému vyplavení (Hon 2013).

Prvky akumulované v půdě se při změně fyzikálních a chemických faktorů uvolňují z pevné půdní fáze do kapalné. To způsobuje změnu v jejich dostupnosti a toxicitě. Také půdní mikroorganismy mohou způsobit, že část rizikových prvků se váže s organickými látkami, a to způsobuje změnu jejich toxicity. Mikroorganismy mohou způsobit i uvolnění rizikových prvků z organické hmoty tím, že ji zkonsumují a dojde k uvolnění rizikových prvků (Bencko et al. 1995).

Důležitým faktorem limitujícím možnosti imobilizace rizikových prvků v půdě je charakter konkrétního půdního prostředí. Všechny prvky včetně rizikových prvků mohou být v půdě obsaženy v půdním roztoku a v půdní organické hmotě. Mohou být také součástí koloidního souboru, oxidů Mn, Al a Fe a matečné horniny (Hon 2013).

Rizikové prvky v půdě se zcela nerozloží, mohou být pouze poutány do pevných vazeb, čímž se zmenší jejich mobilita, dostupnost a potenciální nebezpečnost (Kabata-Pendias 2004).

Rizikové prvky při vstupu do půdy mohou vytvářet chemické sloučeniny s různými půdními složkami (Kabata-Pendias 2004). Například Rop (2001) uvádí, že při zvýšeném obsahu fosforu se snižuje imobilizace rizikových prvků v důsledku vzniku sraženin.

### **3.2.3 Příjem prvků rostlinou**

Přenos prvků mezi půdou a rostlinou je složkou biochemických cyklů chemických látek. Jedná se o přesun látek z neživé části biosféry do živé, který se řídí geochemickými, klimatickými, biologickými a lidskými vlivy (Tlustoš et al. 2006).

Kulhari et al. (2013) uvádějí, že každý rizikový prvek má jinou přenosovou rychlost mezi půdou a rostlinou, například kadmium a zinek přechází snadno z půdy do rostliny, zatímco měď, chrom a olovo jsou stabilněji vázány v půdní struktuře a vykazují nízký přenos z půdy do rostlin. Rostliny mohou přijímat rizikové prvky dvěma cestami. První cesta je usazení prvků atmosférickým spadem na povrch nadzemních částí rostlin s následnou absorpcí do rostlinných tkání. Druhá cesta je absorpcí prvků kořeny rostlin z půdního prostředí. Druhá zmíněná cesta je dominantní (Davis et al. 1994).

Na příjem rizikových prvků rostlinou má vliv mnoho faktorů. Hlavním faktorem je obsah prvků v půdě a následně v půdním roztoku, jejich rozpustnost a mobilita (Adriano 2001). Dalšími faktory jsou půdní vlastnosti (půdní reakce, kationová výměnná kapacita, kvalita a kvantita půdní organické hmoty), meteorologické podmínky (četnost a rozložení srážek, povětrnostní podmínky apod.) a pak preferenční schopnosti rostlin (druh, odrůda). Při příjmu prvku z půdy je důležité jeho uvolňování do půdního roztoku a jeho biologická dostupnost (Fargašová 2008). Rostliny přijímají jen volné ionty, proto si upravují rhizosféru pomocí kořenových exudátů, které ovlivňují rozpustnost prvků a tím jejich přijatelnost (Hall 2002).

Barthwal et al. (2008) uvádějí, že biologická dostupnost rizikových prvků v půdě je stále častěji používána jako klíčový ukazatel potenciálních rizik těchto prvků pro životní prostředí a lidské zdraví. Definice biologické dostupnosti prvku vychází z faktu, že celkový obsah prvku v daném materiálu nedává dostatek informací pro posouzení vlivu určitého prvku na organismus. To udává jen část obsahu prvku, která je v daném systému biologicky aktivní. Celková koncentrace prvku tak nemusí nutně odpovídat biologické dostupnosti prvku. U rostlin se například jedná o takové formy prvku v půdě, které lze přijímat kořeny rostlin během vegetační doby a které mohou ovlivnit životní cyklus rostliny (Tremlová et al. 2010).

Například rizikové prvky v silikátové matici mohou být uloženy do křemene nebo jiných chemických sloučenin. Navzdory vysokým celkovým koncentracím prvků v sedimentech a v půdě obsahujících tyto minerály nejsou prvky snadno dostupné pro začlenění do biotických složek životního prostředí (Davis et al. 1994).

Prísun rizikových prvků ke kořenům se děje difúzí a pohybem půdního roztoku (Tlustoš et al. 2006). Za první bariéru při vstupu prvku do rostliny se považuje plasmatická membrána, jejíž funkce může být rizikovými prvky záporně ovlivněna. Vstupu iontů rizikových prvků do buňky nelze plně zabránit, ale membránové transportéry mohou ionty z buňky exportovat ven nebo do vakuol a zmenšit tak jejich koncentraci v cytosolu (Fišer et al. 2014).

Organické látky se podílejí na procesech vedoucích ke snížení koncentrace prvků v roztoku nespécifickou nebo spécifickou sorpcí a podílí se na tvorbě rozpustných chelátů, které naopak chrání prvky před absorpcí nebo vysrážením (Tlustoš et al. 2006).

### **3.2.4 Mechanismy vazeb rizikových prvků v rostlině**

Němeček et al. (2010) publikovali, že rizikové prvky lze seřadit sestupně podle možnosti přesunu z půdy do rostliny v pořadí: Cd, Zn, Cu, Mn, Ni, Co, Pb, As, Cr a Hg. Rizikové prvky jako měď a zinek jsou pro rostliny esenciální, působí na růst a vývoj, ale vyšší koncentrace těchto prvků vede k fytotoxicitě (Fišer et al. 2014).

Některé rostliny rostoucí na stanovištích s vyššími obsahy rizikových prvků si vyvinuly mechanismy, které omezují vstup prvků do rostliny, nebo mechanismy založené na detoxikaci prvků v kořenech, což omezuje jejich přesun do nadzemní části (Fišer et al. 2014).

Mikanova et al. (2001) publikovali, že obsahy rizikových prvků dosahovaly ve výhoncích nižší koncentrace než v kořenech. Rizikové prvky v rostlině zvyšují obsah rostlinného stresového hormonu ethylenu, který blokuje růst kořenů, to vede ke snížení příjmu živin, ale i k zahubení rostliny (Fišer et al. 2014).

### 3.2.5 Akumulace rizikových prvků

Významným faktorem je i schopnost rostliny přijímat rizikové prvky. Byly zaznamenány velké mezidruhové rozdíly. Kvůli této vlastnosti se rostliny dělí na exkludory, indikátory a akumulátory. Exkludory jsou takové, které jsou vybaveny mechanismy omezující příjem rizikových prvků do rostlin i při jejich vysokých koncentracích v půdě. Indikátorové rostliny mají v biomase stejný obsah prvků jako v půdě. Tyto rostliny citlivě reagují na zvýšenou koncentraci rizikových prvků v půdě. Akumulátory lehce kumulují rizikové prvky v nadzemní biomase a akumulují je i v případě nízké koncentrace v půdě. Bioakumulační faktor u těchto rostlin převyšuje hodnotu 1 a rostliny mají mechanismus, který omezuje případnou toxicitu daného prvku (Tlustoš et al. 2006). Bioakumulační faktor je poměr mezi koncentrací rizikových prvků v organismu a koncentrací rizikových prvků ve vodě v ustáleném stavu (McGeer et al. 2004).

Vyšší rostliny mají schopnost akumulovat do pletiv rizikové prvky v takovém množství, že se často mluví o hyperakumulaci. Vlastnost hyperakumulace prvků mají ty druhy rostlin, které převážně rostou v kontaminovaných lokalitách (Zehnálek et al. 2010). Brooks (1994) navrhl pro hyperakumulátory hodnoty koncentrace prvků v listech a stoncích vyšší než 100 mg/kg pro ionty kadmia, 1000 mg/kg pro ionty niklu, mědi, kobaltu a olova a pro ionty zinku a manganu na 10000 mg/kg. Při těchto hodnotách nejeví rostliny známky toxicity. Hyperakumulátory často akumulují jen jeden prvek (Pavlíková et al. 2004). Aby byla rostlina označena jako hyperakumulátor, je nutné splnit podmínku, aby rostlina akumulovala velké množství prvku, a zároveň musí být v rostlině větší koncentrace prvku, než je jeho koncentrace prvku v půdě (Soudek et al. 2006). Mnohé z těchto rostlin rostou pomalu a mají nízký výnos biomasy (Pavlíková et al. 2004).

Odstranění znečištěné půdy nepředstavuje nezbytný a přiměřený způsob snižování rizika pro životní prostředí. Před rozhodnutím o sanaci by měla předcházet důkladná analýza úrovně znečištění, druhu znečištění, jeho zdroje a chování v půdě. Mělo by být posouzeno potenciální riziko vyplavování znečišťujících látek nebo vstup do potravního řetězce (Borůvka & Vacha 2006).

Prvky jako například zinek, mangan, železo a hliník vytvářejí komplexy s organickými kyselinami a aminokyselinami a dochází k akumulaci ve vakuolách rostlin. Takto se akumuluje například zinek v nadzemních částech u rostlin *Arabidopsis halleri* a *Thlaspi caerulescens* (Fišer et al. 2014).

### 3.2.6 Fytoremediace

Fytoremediace je technologie, která je definována jako využití zelených rostlin k přesunu, akumulaci nebo rozkladu nebezpečných kontaminantů životního prostředí. Fytoremediace je dlouhodobé řešení problému (Vaněk et al. 2017). Vhodné rostliny pro fytoremediaci, které z půdy a vody absorbují anorganické i organické kontaminanty, tvoří dostatečnou biomasu a jsou schopné přežívat v nepříznivém životním prostředí. V dnešní době se fytoremediace využívá k ošetření mnoha kontaminovaných ploch (Susarla et al. 2002).

Účinnost fytoremediace jako technologie rekultivace životního prostředí skutečně závisí na několika faktorech, včetně rozsahu kontaminace půdy, dostupnosti kontaminantů,

přítomnosti mikroorganismů rhizosféry a schopnosti rostliny zachytit, absorbovat, hromadit rizikové prvky a látky (Vangronsveld et al. 2009).

Fytoakumulace je metoda, která je založena na příjmu kontaminantu kořeny rostliny s následným transportem a akumulací v její nadzemní části, která je pak sklizena a zpracována jako odpad (Zehnálek et al. 2010).

### 3.3 Rizikové prvky

Mezi rizikové prvky se řadí prvky, které jsou nebezpečné, toxické, karcinogenní nebo jinak ohrožují zdraví lidí, zvířat a rostlin. Současně u většiny z nich je riziko zvýšeného vstupu do prostředí v souvislosti s lidskou činností. Mezi rizikové prvky jsou zařazeny As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Tl, V, Zn. Rizikové prvky mají toxické účinky, pokud překročí určitou koncentraci a určitou formu. Například Cr II a Cr III vykazují malou toxicitu oproti Cr VI, který má vysokou toxicitu (Sáňka & Materna 2004). Rizikové prvky mohou narušit důležité biochemické procesy, které jsou důležitým faktorem ohrožující zdraví rostlin, zvířat a lidí (Yadav et al. 2017). Stopové koncentrace mnohých rizikových prvků jsou nezbytné pro organismy, jedná se o Co, Cu, Cr, Ni, Zn, protože jsou součástí některých enzymů (Loučka 2014).

#### 3.3.1 Charakteristika vybraných rizikových prvků

##### 3.3.1.1 Arzen

Arzen je stabilní, kovově lesklý, křehký polokov. Průměrný obsah arzenu v půdě je pouze 2 – 5 mg/kg. Ve sloučeninách má oxidační číslo -III, III a V (Bulisová 2003). V nízkých koncentracích ho lze najít ve vulkanických plynech, pramenité i mořské vodě. V nepatrných koncentracích je přítomen ve všech živých organismech (Bencko et al. 1995). V přírodě se vyskytuje většinou jako sulfid nebo oxid (Bulisová 2003).

Sulfidy arzenu doprovázejí jiné sulfidy kovů, převážně rudy olova, stříbra, mědi, niklu a železa. Arzen se získává při zpracování těchto rud jako vedlejší produkt. Nejvyšší spotřeba arzenu byla v polovině čtyřicátých let minulého století. S pozvolnou výměnou arzenových pesticidů, zvláště insekticidů, především DDT, došlo k poklesu spotřeby arzenu. V současné době se malé množství arzenu používá ve farmaceutickém průmyslu, při výrobě skel a při výrobě slitin (Bencko et al. 1995). Hnědé uhlí těžené a spalované v České republice má vysoký obsah arzenu ve srovnání s ostatními v celosvětovém měřítku (Králová et al. 2010).

Oxid arzenitý je jeho nejdůležitější sloučenina. Jde o bezbarvý prášek, prudce jedovatý, využívaný jako lék, do plomb, jed proti myším a mouchám a ke konzervování kůží. Používá se také jako přídavek k olovu na výroby broků a využívá se do slitin, kde způsobuje jejich křehkost (Bulisová 2003).

Arzen je velmi málo mobilní v půdě a transfer z půdy do rostliny je velmi pomalý (Němeček et al. 2010). Mobilita arzenu je dána sorpcí, zrnitostí půdy, obsahem humusu, obsahem aktivních oxidů železa a hliníku, půdní reakcí a vlhkostí půdy (Ďurža & Khun 2002).

Arzen vykazuje vysokou toxicitu pro člověka i pro rostliny. Rozpustné sloučeniny jsou jedovaté (Němeček et al. 2010). Toxicita a příjem arzenu se spojuje s jeho oxidačním stavem a druhem sloučeniny, proto je pouhé zjištění celkového množství ve vzorku nedostatečné. Anorganické sloučeniny vykazují vyšší toxicitu než organické sloučeniny (Komínková 2011). Toxicita arzenu je závislá na oxidačním stupni (Bencko et al. 1995). As III jsou až dvacetkrát jedovatější než sloučeniny As V, protože As III je stabilnější v půdách, je více rozpustný a mobilní než As V (Tlustoš et al. 2006).

V těle člověka se hromadí převážně v játrech a ledvinách. Arzen inhibuje SH-skupiny bílkovin, tím ovlivňuje energetický metabolismus buněk. Sloučeniny arzenu se stále využívají k léčbě například spavé nemoci, amébiáz a dalších nemocí. Při akutní otravě dochází k paralýze s následným bezvědomím a obrnou oběhu a dýchání. Chronická otrava se projevuje hlavně změnami na pokožce a sliznicích, poté hematologickými a neurologickými změnami, hubnutím a kolikami (Komínková 2011).

Arzen se ve středověku používal jako jed. Nyní dochází k otravě arzenem jen náhodně. Dávka 30 – 50 mg působí toxicky, letální dávka je 60 – 80 mg a průměrná smrtelná dávka se pohybuje v rozmezí 200 – 300 mg u dospělého člověka (Bencko et al. 1995). Komínková (2011) uvádí, že arzen má pravděpodobně karcinogenní, teratogenní a mutagenní účinky.

Ekotoxikologické riziko u rostlin je spojeno s vegetačním růstem na důlních hlušínách (Králová et al. 2010). Není důkaz o tom, že arzen je pro rostliny esenciální prvek, ačkoliv v nízkých koncentracích stimuluje růst rostlin (Soudek et al. 2006).

Tolerance k arzenu je závislá na druhu rostliny. Rostlina může mít dvě strategie. Buď nepřijímá arzen, nebo arzen akumuluje. Při strategii nepřijmu arzenu je zabráněno jeho příjmu nebo je omezen přesun do nadzemních částí rostlin. Tato strategie se uplatňuje většinou u rostlin, které hojně rostou na půdě kontaminované arzenem. Akumulace arzenu v rostlině je strategie některých suchozemských rostlin rostoucích na haldách po těžbě nerostů s velkým obsahem arzenu (Soudek et al. 2006).

### 3.3.1.2 Kadmium

Kadmium je bílý, lesklý, měkký kov. V přírodě je doprovázen rudami zinku, volný kov se získává elektrolyticky. Ve sloučeninách má oxidační číslo II (Bulisová 2003). Kadmium se zinkem a olovem se nachází přirozeně v rudách obsahující sulfidy (Rieuwerts & Farago 1996).

Znečištění životního prostředí kadmiiem se v posledních letech zvyšuje jeho s rostoucím použitím v průmyslu. Kadmium se používá na povlaky kovů, na nízkotající slitiny, jako pigment do barev a plastů a na elektrody akumulátorů (Bulisová 2003). Klíčovým zdrojem, který znečišťuje prostředí, je spalování pohonných hmot a olejů. Zdrojem kadmia v zemědělství jsou i hnojiva z přírodního fosfátu, čistírenský kal a pesticidy (Bencko et al. 1995).

S rostoucím pH se snižuje rozpustnost kadmia, proto je v alkalických půdách poměrně imobilní. Značně se poutá na jílové minerály v půdě a tím imobilizuje. Kadmium je poutáno na huminové kyseliny, ale i snadno tvoří rozpustné cheláty s fulvokyselinami. Mobilitu určuje poměr huminových kyselin a fulvokyselin. Jestliže převažují v půdě oxidační podmínky, tvoří kadmium málo pohyblivé sloučeniny (Beneš 1994).

Ke kontaminaci rostlin kadmiiem může dojít imisním spadem z ovzduší, ale i kořenovým příjmem z půdního roztoku. Kadmium snižuje počet mikroorganismů v půdě. Nadbytek kadmia u rostlin způsobuje nedostatek železa a fosforu, a snižuje příjem dusičnanů a transport živin z kořenů (Yadav et al. 2017).

Kadmium se do lidského organismu dostává potravou, depozicí z okolního prostředí i v neposlední řadě kouřením. Kadmium je karcinogenní, mutagenní a toxické pro člověka



(Yadav et al. 2017). Po konzumaci kadmíem kontaminované potravy nebo vody dochází k akutní poruše trávicího ústrojí. Od požití do objevení prvních příznaků otravy uběhne krátký interval (Bencko et al. 1995). Kadmium poškozují plíce, játra, ledviny, ovlivňuje regulaci vápníku v biologických systémech a tím působí na křehkost kostí (Yadav et al. 2017).

Kadmium se do rostliny dostává mnohem více kořenovým systémem než povrchovou depozicí. Vysoká koncentrace kadmia v půdě může negativně ovlivnit růst rostlin, brání mineralizaci. Existují značné mezidruhové rozdíly v transferu kadmia z půdy do rostliny (Yadav et al. 2017).

### 3.3.1.3 Měď

Měď je červený, měkký a tažný kov. Je vynikající vodič elektřiny a tepla. Ve sloučeninách má oxidační číslo I a II, v některých komplexních sloučeninách III. Měď se využívá na výrobu elektrických vodičů, plechů, slitin například bronzu a mosazi (Bulisová 2003). Oxid měďný se využívá k barvení skla na červeno a oxid měďnatý barví sklo na zeleno. Je součástí komunálního, strojírenského a chemického odpadu. Do prostředí se dostává i jako fungicidní přípravek (Bencko et al. 1995).

V půdě se měď vyskytuje ve formě iontů Cu II a v komplexech. Půdní roztok obsahuje malé množství mědi. Měď je poutána specifickou sorpcí na organickou hmotu a na povrch anorganické hmoty. Měď, která je poutána výměně na půdní sorpční komplex, je v organických sloučeninách pro rostliny obtížně dostupná. Na přístupnost mědi má vliv půdní reakce a organická hmota (Beneš 1994).

V kyselém prostředí se ionty Cu uvolňují z minerálů v procesu zvětrávání. Měď je poměrně nepohyblivý prvek v půdě a vykazuje relativně malé rozdíly v celkovém obsahu v půdním profilu. Mobilní a dostupné formy Cu v půdách mají velký význam v agronomické praxi. Měď je silně absorbována na organickou hmotu v půdě (Kabata-Pendias 2000).

Měď se řadí mezi mikroprvky pro rostliny, protože se podílí na řadě fyziologických procesů, jako je fotosyntéza a respirace. Má velký význam v metabolických procesech rostlin, i když je její obsah v rostlinách velmi nízký (Bencko et al. 1995). Měď v nadbytku působí na vyšší rostliny toxicky, způsobuje inhibici růstu (Alaoui-Sossé et al. 2004) a narušuje buněčný proces, jako je fotosyntéza a respirace, snižuje biomasu a vykazuje chlorotické příznaky (Yadav et al. 2017).

Měď se řadí mezi prvky, které jsou pro organismy esenciální, ale i potenciálně toxické (Bencko et al. 1995). Působí negativně na bakterie, nižší houby a řasy už ve velmi malém množství (Bulisová 2003).

Měď se vyskytuje v půdě, ve vyšších organismech i v lidském těle. Podporuje tvorbu krve u živočichů a člověka (Bulisová 2003). Měď ve vyšších koncentracích u člověka poškozují mozek a ledviny, zvýšená hladina vede k cirhóze jater a chronické dráždivosti žaludku a anémii. Je toxická pro kůži, kosti a zuby (Yadav et al. 2017).

### 3.3.1.4 Olovo

Olovo je šedý, měkký kov, vysoce toxický. Ve sloučeninách má oxidační čísla II a IV (Bulisová 2003). Průměrný obsah olova v půdě činí 12 – 16 mg/kg. V přírodě se olovo vyskytuje vázané v běžně nacházených minerálech jako je galenit nebo cerusit. Z těchto

minerálů je olovo lehce dostupné redukcemi při zvýšené teplotě. V rudách je doprovázeno stříbrem (Navrátil & Rohovec 2006).

Olovo se používá na výrobu akumulátorů, kabelů, stínících stěn, proti ionizujícímu záření, jako konstrukční materiál v chemickém průmyslu a na výrobu nízkotajících slitin. Olovo se používá na obaly podzemních a podvodních kabelů, k obkládání olověných komor při výrobě kyseliny sírové a odpařovacích pánví, k výrobě broků, desek akumulátorů, k odlévání plastik a písmen pro tisk a jako ložiskový kov pro vagony a lokomotivy. Olovně obložené, zástěry a rukavice z gumy obsahující olovo slouží k ochraně proti radioaktivnímu a rentgenovému záření (Bulisová 2003).

Mezi antropogenní vstupy olova do životního prostředí se řadí těžba a úprava železných a neželezných rud, spalování uhlí a topných olejů a spalování odpadů a dřeva, používání fosforečných hnojiv a insekticidů na bázi olova. Existují však i přírodní zdroje. Mezi dřívější zdroje olova se řadily spalovací motory. Na snížení emisí olova měl zásadní vliv zákaz prodeje benzínu s tetraethylolovem, který se řadí mezi perzistentní organické polutanty (Loučka 2014).

Olovo je velmi málo mobilní v půdě. Soli olova jsou málo rozpustné. Olovo se také dobře adsorbuje na jílovou koloidní frakci půdy. Má vysokou afinitu k organické hmotě. Olovo má vysokou schopnost tvořit komplexy s nerozpustnými huminovými látkami (Ash et al. 2014). Dostupnost v půdním prostředí je ovlivněna půdní reakcí (Sillanpaa & Jansson 1992).

Na přítomnost olova v životním prostředí a v rostlinách má vliv znečištění a genotypová schopnost rostliny akumulovat olovo. V rostlinách se nejvíce olova ukládá v kořenech. V nadzemních částech rostlin jsou menší koncentrace, a to i na místech s vysokou kontaminací olova (Sillanpaa & Jansson 1992). Olovo u rostlin snižuje klíčivost, snižuje délku kořenové hmoty, narušuje výživu živinami a zpomaluje dělení buněk (Yadav et al. 2017).

Olovo vykazuje vysokou toxicitu pro člověka (Němeček et al. 2010). Toxicita olova je známa už po staletí. Rozpustné sloučeniny olova jsou jedovaté (Bencko et al. 1995). Olovo prostupuje do organismu hlavně dýchacími cestami, méně s kontaminovanou potravou a slabě se vstřebává také kůží. Větší část olova z těla odchází, ale část se ukládá do kostí (Loučka 2014). Nejčastější podoba akutní otravy olovem je postižení trávicího ústrojí. Počátečními příznaky jsou nechutenství, porucha trávení, zácpa, kolikovitě záchvaty a bolesti břicha. Olovo vykazuje karcinogenitu a ovlivňuje centrální nervový systém (Bencko et al. 1995). Nadměrná expozice olova u dětí způsobuje zhoršený vývoj, sníženou inteligenci, ztrátu krátkodobé paměti, postižení při učení a problémy s koordinací, způsobuje riziko kardiovaskulárního onemocnění (Yadav et al. 2017).

#### 3.3.1.5 Zinek

Zinek je bílý kov s namodralým leskem. Ve sloučeninách má oxidační číslo II. Je křehký a až po zahřátí se dá tvarovat. V přírodě se vyskytuje jen ve sloučeninách, vyrábí se převážně elektrolyticky (Bulisová 2003).

Zinek se využívá už přes 2000 let. Antropogenní zdroje souvisí převážně s kovoprůmyslem (Bencko et al. 1995). Používá se k ochraně ocelových plechů a drátů

před korozí, k výrobě mosazi a galvanických článků. Oxid zinečnatý a sulfid zinečnatý se používají jako bílý pigment, chlorid zinečnatý k očištění kovů před letováním, síran zinečnatý k impregnaci dřeva (Bulisová 2003).

Ionty zinku se sorbují hlavně na jílnaté částice, na sekundární oxidy železa, manganu, hliníku a na organickou hmotu, ale jen pokud není značně kyselé půdní prostředí. V kyselém prostředí může být snížena absorpce Zn II vlivem konkurence kationtů, což má za následek jeho snadnou mobilizaci a vymývání (Beneš 1994). Zinek je v půdě do značné míry fixován na oxidy železa a fosfáty (Savichev & Vodyanitskii 2011).

Rozpustné formy Zn jsou snadno dostupné rostlinám. Rychlost absorpce zinku se u rostlin liší podle druhů rostliny. Zinek u rostlin inhibuje metabolické funkce, což vede ke zpomalenému růstu a stárnutí, omezuje růst kořene a růst výhonů (Yadav et al. 2017). Důležité je složení půdního roztoku, hlavně přítomnost vápníku. Forma, ve které je zinek absorbován kořeny, nebyla přesně definována (Kabata-Pendias 2000).

Zinek se řadí mezi esenciální prvky, jejichž daná koncentrace je nezbytná pro člověka, zvířata i rostliny. Nedostatek zinku se projevuje špatným hojením ran a malým vzrůstem. Naopak velký příjem zinku je spojen s nízkým příjmem mědi, což vede k poruchám metabolismu cholesterolu (Tichý 2002). Vysoký příjem zinku způsobuje závratě a únavu organismu (Yadav et al. 2017).

### 3.4 Kontaminace

Kontaminace půdy, vodní a větrná eroze, zábory půdy, degradace půdy, úbytek organické hmoty a okyselující procesy nepříznivě působí na produkční a ekologickou funkci půdy (Tlustoš et al. 2006). Evropská komise označila kontaminaci půd jako jednu z osmi hlavních hrozeb pro evropský půdní fond (Kidd et al. 2015).

Do půdy vstupují rizikové prvky přirozeně nebo antropogenně. Přirozené vstupy se dělí na primární, které pochází z nerostů, hornin a nerostných ložisek, a na sekundární, do kterých se řadí prachové bouře, sopečná činnost, atmosférické srážky, podzemní vody, větrná eroze, lesní požáry, mikroorganismy a spady (Bencko et al. 1995). Mezi antropogenní zdroje se řadí průmyslová činnost, papírenské podniky, koželužny, textilní továrny, dále skládky odpadů a intenzivní zemědělství, které jsou příčinou znečišťování životního prostředí rizikovými prvky (Glavač et al. 2017).

Rizikové prvky přirozeného původu z matečné horniny se v půdě vážou zpravidla pevněji, naproti tomu prvky pocházející z lidské činnosti jsou vázány zpravidla méně pevně, proto mohou představovat větší nebezpečí. Podle celkového množství rizikových prvků v půdě nelze určit aktuální nebo potenciální nebezpečí (Ash et al. 2014). Při posuzování kontaminace rizikovými prvky je důležitá znalost celkového obsahu prvků i mobilní nebo mobilizovatelné formy výluhem půdy (Tlustoš et al. 2006).

Prvky jsou na rozdíl od organických látek biologicky nerozložitelné, a proto se hromadí v prostředí (Hazrat et al. 2013). Prvky se odstraňují z půdy postupně odebráním pomocí rostlin, nebo vyplavením a erozí (Savichev & Vodyanitskii 2011).

#### 3.4.1 Ochrana půdy

Ochrana půdy zahrnuje celou řadu technických, ekonomických a legislativních opatření, která jsou zaměřena proti zmenšování plochy půdy pokryté vegetací a proti zhoršování či zničení všech produkčních a ekologických funkcí půdy. Hlavním legislativním problémem v ochraně půdy je její dvojitý charakter. Půda je veřejným statkem jako vzduch a voda a současně je soukromým majetkem s konkrétním vlastníkem či uživatelem. Každé legislativní opatření k ochraně půdy se musí s tímto problémem vypořádat (Němeček et al. 2010).

Pro preventivní opatření ochrany půdy, před vstupem rizikových prvků a látek, je důležité odhalení zdrojů kontaminace a jejich omezení (Čechmánková et al. 2015).

Kontaminace tvoří jedno z hlavních témat degradace půdy a její ochrany v České republice, protože půda přijímá škodliviny z životního prostředí (Ash et al. 2014). Ochrana znečištěných půd je zaměřena na řešení dvou základních úkolů. Prvním úkolem je prevence vstupu rizikových prvků a látek do životního prostředí. Druhým úkolem je snížení existujících zátěží. Hlavní otázkou hodnocení kontaminace je posouzení a kvantifikace rizika, které plynou z obsahu látek a prvků v půdě (Čechmánková et al. 2015).

#### 3.4.2 Vliv kontaminace na lidské zdraví

Celosvětově je zájem o bezpečné potraviny. Potraviny, inhalace a příjem pokožkou jsou vstupní cesty do lidského organismu pro znečišťující a rizikové prvky (Turkdogan et al. 2003).

Byliny mohou hromadit rizikové prvky z kontaminované půdy a jejich konzumace tak může způsobit otravu (Glavač et al. 2017). Rizikové prvky mají schopnost nejen nepříznivě ovlivnit účinnost bylin, ale také způsobit abiotické a biotické změny na různých úrovních ekosystému (Barthwal et al. 2008). Toxicita rizikových prvků u rostlin ovlivňuje inhibiční účinek, vliv na růst, enzymatickou aktivitu, funkce stomat, fotosyntézy a akumulace dalších živin. Kadmium a olovo nemají známou biologickou funkci, ale jsou velmi toxické i při nízké koncentraci 0,001 – 0,1 mg/l (Yadav et al. 2017).

Přítomnost rizikových prvků v lidském organismu vyčerpává některé nezbytné živiny pro jeho fungování, snižuje imunologickou obranu organismu a způsobuje psychosociální dysfunkce (Turkdogan et al. 2003). Koncentrace rizikových prvků nad prahovými hodnotami mají nepříznivý vliv na zdraví, protože narušují fungování životních systémů (Hazrat et al. 2013).

*Tab. 1 Indikační hodnoty rizikových prvků, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat (mg/kg sušiny)*

Rizikový prvek	Indikační hodnota (extrakce lučavkou královskou)
As	40
Cd	20
Pb	400
Hg	20

*Zdroj: Ministerstvo životního prostředí (2016).*

V poslední čtvrtině 20. století došlo k rostoucímu zájmu o používání látek přírodního původu, zejména bylin pro léčebné účely (Barthwal et al. 2008). Český lékopis (2017) obsahuje nejméně 25 % léků získaných z rostlin. Odhaduje se, že světový trh s bylinnou medicínou, včetně bylinných výrobků a surovin, má meziroční tempo růstu mezi 5 a 15 %. Celkový trh s celosvětovými bylinnými léky se odhaduje na 62 mld. USD a očekává se, že do roku 2050 dosáhne 5 bilionů USD (Kulhari et al. 2013).

### 3.4.3 Kontaminace půd v ČR

Mezi oblasti se zvýšeným obsahem potenciálně rizikovými prvky v půdě patří například Kutnohorsko, Ostravsko, některá nívná území a další oblasti (Ash et al. 2014). Těžba hnědého uhlí kontaminuje půdu Cr, Cd a Pb, a to převážně v oblasti Chomutova a Sokolova (Petříková et al. 1995). Důlní a hutnická činnost způsobila kontaminaci půdy As, Cd, Pb a Zn okolo Kutné Hory. Příbramsko bylo kontaminováno rizikovými prvky vlivem těžby a zpracování olova (Tlustoš et al. 2006) a dále recyklací olovnatých odpadů například olovených akumulátorů a prachu s obsahem olova a jeho slitin (Kárník & Křištofová 2010).

Při nevhodném nebo nadměrném používání hnojiv může dojít ke zvýšenému riziku proniknutí rizikových prvků do potravního řetězce člověka (Bencko et al. 1995).

Rop (2001) uvádí, že celková výměra půd, která má nadlimitní množství rizikových prvků, v ČR činí 197900 ha, u kadmia je to 42000 ha, u niklu 21700 ha, u zinku 12900 ha, u olova 20000 ha, u chromu 17100 ha, u mědi 9300 ha a u vanadu 48400 ha.

#### 3.4.3.1 Kontaminace půd v oblasti Kutné Hory

Ve středověké Evropě patřil kutnohorský rudní revír k největším producentům stříbra (Pauliš 2000). Na konci 14. stoléní se těžilo zhruba 6 – 7 tun stříbra ročně (Ash et al. 2014). Hlavním zdrojem kontaminace půd rizikovými prvky, z velké části se jedná o arzen, kadmium, měď, olovo a zinek, je zvětrávání zbytků rudnin, hutních strusek, starých hald a zpracování rud tavbou. Zdrojem kontaminace jsou také vody. Jsou to důlní vody, které na některých místech samovolně vytékají na povrch, ale i prosakující vody starými haldami se sulfidickými rudninami s vysokým obsahem arzenu (Tlustoš et al. 2006).

Používaná, neupravená voda při důlní činnosti byla sváděna do potoka Vrchlice. Okolo bývalých hutí byla kontaminace způsobena úlety oxidů arzenu a olova. V okolí Kutné Hory je zaznamenáno celkem 64 starých i novějších hald o různém stupni zachování (Pauliš 2000).

Překvapivě se město Kutná Hora velmi málo věnuje problému kontaminace. Studie kontaminace se prováděly již v devadesátých letech, ale především pro hygienické účely (Horák & Hejeman 2016).

#### 3.4.3.2 Kontaminace půd v oblasti Příbrami

Mezi nejvíce poškozené oblasti kontaminací rizikovými prvky patří Příbramsko, především údolí řeky Litavky (Mikanova et al. 2001).

Město má dlouhou historii těžby olova a jeho tavení. Písemný doklad z roku 1311 dokládá existenci hutí (Tlustoš et al. 2006). Těžba kovů již sice ve městě skončila, ale sekundární zpracování olova je stále v provozu. Zpracovávají se tu například použité autobaterie (Rieuwerts & Farago 1996).

Borůvka & Vacha (2006) zjistili, že tuto oblast zasáhly tři zdroje znečištění půdy, a to přirozeně zvýšený obsah rizikových prvků způsobující specifické složení mateční horniny, atmosférické ukládání z hutí a záplavová voda znečištěná rizikovými prvky z odpadů. V této oblasti bylo provedeno mnoho studií, které odhalily chování rizikových prvků za různých podmínek, rizika pro člověka a životní prostředí.

Borůvka et al. (1996) a Vácha et al. (2002) uvádějí, že nivní údolí byla opakovaně při zaplavena silně kontaminovanými kaly z protržených odkalovacích nádrží kovohutí, které se nacházely v jejím povodí.

Ettler et al. (2005) zjistili sledováním izotopů olova možné zdroje znečištění říčních sedimentů. Uvádějí, že převládají zdroje znečištění historickým dobýváním olovnaté rudy a primárním tavením olova, zatímco sekundární tavení (zpracování baterií automobilů) je zanedbatelný zdroj kontaminace. Průmyslová činnost v této oblasti vedla ke zvýšení obsahu zinku, kadmia, arzenu a převážně olova (Šichorová et al. 2004).

Půdy v příbramské oblasti nejčastěji znečištěné rizikovými prvky jsou převážně aluviální půdy. Obsah rizikových prvků byl v mnoha případech vyšší než prahové hodnoty povolené vyhláškou č. 153/2016 o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy. Obsahy prvků v rostlinách jsou pak odrazem úrovně znečištění půdy (Mikanova et al. 2001).

### 3.5 Legislativa a limity obsahu rizikových prvků v půdě a léčivých rostlinách

Pro ochranu lidského zdraví, půd, vod a ovzduší je vydána skupina legislativních norem jak světových, tak evropských i národních. Obsahy rizikových prvků v půdách, které byly delší dobu vystaveny vyššímu zatížení kontaminace, často tyto limity přesahují a mohou mít záporný účinek na biologické a fyzikálně-chemické procesy v půdách (Tlustoš et al. 2006). Při zvýšené koncentraci a za nepříznivých fyzikálně-chemických podmínek mohou prvky působit významné a dlouhodobé ohrožení životního prostředí, obzvláště podzemních vod a půd (Kabata-Pendias 2000). Rizikové prvky se mohou dostávat do potravinového řetězce a záporně působit na lidské zdraví (Tlustoš et al. 2006).

Mnoho potenciálně toxických prvků má určeny hraniční limity, které se liší v jednotlivých zemích. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský vykonává monitoring rizikových prvků. Monitoringem půd jsou kontrolovány následující rizikové prvky As, Be, Cd, Cr, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, V, Zn ve výluhu kyseliny dusičné a rozložené lučavkou královskou (Šarapatka 2014).

Situace kontaminace zemědělských půd v ČR je metodicky zkoumána Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským (Glavač et al. 2017).

Ministerstvo životního prostředí (2016) vydalo vyhlášku 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. Preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě jsou zobrazeny v Tab. 2. V Tab. 3 jsou indikační hodnoty rizikových prvků v zemědělské půdě.

Tab. 2 Preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě zjištěné extrakcí lučavkou královskou (mg/kg sušiny)

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

Zdroj: Ministerstvo životního prostředí (2016).

Tab. 3 Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv (mg/kg 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	1
Cd	Běžné půdy	≤ 6,5	1,5	–
		> 6,5	2	0,1
	Lehké půdy	> 6,5	2	0,04
Ni	–	≤ 6,5	150	–
	–	> 6,5	200	–
	–	–	–	1
Pb	–	–	300	1,5
Hg	–	–	1,5	–

Zdroj: Ministerstvo životního prostředí (2016).

Běžné půdy podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. jsou písčito-hlinité, jílovitohlinité a jílovité půdy, které zahrnují velkou 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 (Ministerstvo životního prostředí 2016).

Lehké půdy podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. jsou půdy vzniklé na velmi lehkých a chudých matečních horninách jako jsou písky a štěrkopísky. Při určení těchto půd se vychází ze zastoupení jemných částic (do 0,01 mm), které tvoří maximálně 20 %. Tyto půdy se charakterizují velmi nízkou absorpční kapacitou (Ministerstvo životního prostředí 2016).

Tab. 4 Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být podezření z ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy (mg/kg sušiny)

Rizikový prvek	pH/CaCl <sub>2</sub>	Indikační hodnota	
		extrakce lučavkou královskou	extrakce NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>
Zn	–	400	–
	–	–	20
Ni	≤ 6,5	150	–
	> 6,5	200	–
	–	–	1,00
Cu	< 5,0	150	–
	5,0-6,5	200	–
	> 6,5	300	–
	–	–	1,00

Zdroj: Ministerstvo životního prostředí (2016).

Za překročení indikační hodnoty obsahu rizikového prvku v zemědělské půdě se považuje překročení extrakcí lučavkou královskou a extrakcí NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, pokud jsou pro ně indikační hodnoty stanoveny. Pro vyhodnocení je nutno provést chemickou analýzu obsahu



prvku nejdříve lučavkou královskou a při překročení indikační hodnoty pak  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (Ministerstvo životního prostředí 2016).

Pro zjištění pseudototálního (nerozloží silikátovou maticí) obsahu rizikových prvků v půdě se používá extrakce lučavkou královskou a mobilní nebo mobilizovatelné formy výluhem Mehlich (Šarapatka 2014).

Zpracovatelé léčivých rostlin pro farmaceutický průmysl si mohou na základě evropských předpisů vytvořit vlastní podnikové normy. Podle zpracovatelů léčivých rostlin se tyto rostliny nesmějí sbírat u silnic, továren nebo chemicky ošetřených ploch. Nesmí se sbírat také tam, kde je to zákonem zakázáno (např.: národní parky a atd.), jinak není sběr omezen (Selfertová 2015).

Nařízení komise (ES) č 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách. Nařízení stanovilo maximální limity pro olovo 3,0 mg/kg, pro rtuť 0,10 mg/kg a kadmia 3,0 mg/kg v doplňcích stravy (Komise evropských společenství 2006).

## 3.6 Spektrální analýza

Spektrální metody jsou založeny na výměně energie mezi látkou a zářením. Dělí se na emisní a absorpční metody. Metoda absorpční sleduje pohlcování záření vzorkem, využívá se při ní vlnových délek z různých oblastí spektra elektromagnetického záření (Hou & Jones 2006).

Emisní metoda je založena na měření záření emitovaného vzorku. Emisi vyvolá dodání energie vzorku v podobě tepla, elektrické energie, proudu elementárních částic nebo jiného elektromagnetického záření. Přijetím této energie se atomy nebo molekuly dostávají do málo stabilních energeticky bohatých stavů a přebytečné energie se zbavují v podobě elektromagnetického záření (Hou & Jones 2006).

### 3.6.1 Optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem

Optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES) je nejuniverzálnější metoda. Používá se na přímou analýzu kapalných, plynných i pevných vzorků, ale v praxi se využívá pro analýzu kapalných vzorků. Výhodou jsou nízké meze stanovitelnosti pro velký počet prvků. Prvky se relativně málo vzájemně ovlivňují. Před analýzou je třeba vzorek převést do roztoku (Stužka 2000).

Metoda slouží k určení složení analyzovaného vzorku za pomoci záření, které atomy ve vzorku vydávají. Aby došlo k vysílání záření ze vzorku, musí dojít k převedení atomů prvků do excitovaného stavu za pomoci energie. Atom v excitovaném stavu je nestabilní, proto se vrací vybuzené elektrony zpět na svou původní energetickou úroveň a přitom emitují fotony o přesně definované vlnové délce, které se říká emisní spektrum prvku. Složení vzorku je určeno na základě atomového spektra. Jednotlivé prvky jsou zjišťovány pomocí vlnových délek, protože každý prvek má přesně definovanou vlnovou délku (Holzbecher & Churaček 1987).

Vlnové délky v nm pro jednotlivé prvky: As (189,042), B (208,959) (Vaněk et al. 2010), Ca (317,933), Cd (228,802) (Český lékopis 2017), Cr (267,716), Cu (224,700) (Zbiral 2015), Fe (238,204), K (766,490), Mg (279,079), Mn (257,610), Na (589,592), Ni (221,647), P (177,495), Pb (168,215), S (180,731), V (292,402) (Český lékopis 2017) a Zn (202,548) (Vaněk et al. 2010).

Stanovení koncentrace prvku ve vzorku je možné provést jen empiricky kalibračním postupem za použití standardů o známé koncentraci (Holzbecher & Churaček 1987).

Plazma je ionizovaný, makroskopický a neutrální plyn, v ní jsou volné elektrony a ionty vykazují kolektivní chování. To znamená, že pohyby částic nezávisí pouze na lokálních podmínkách, ale i na stavu plazmy ve vzdálenějších oblastech. Indukčně vázaná plazma (ICP) je tvořena tokem argonu, energie se dodává indukčně radiofrekvenčním elektromagnetickým polem (Horáková et al. 1986).

### 3.7 Charakteristika vybraných druhů léčivých rostlin

Léčivé rostliny se již mnoho let používají na léčbu mnoha nemocí. Tradiční rostlinná medicína se používá i jako doplňující způsob léčby a prevence nemocí (Yamashita et al. 2005). Více než 80 % světové populace používá léčivé rostliny (Cordell 1995). Léčivé vlastnosti rostliny jsou přičítány přítomností aktivních složek, které jsou zodpovědné za důležité fyziologické procesy u živých organismů. Nicméně korelace mezi elementárním složením léčivé rostliny a jejími léčebnými vlastnostmi nebyly dosud stanoveny (Yamashita et al. 2005).

Léčivé rostliny ale mohou být zdrojem rizikových prvků a látek v závislosti na jejich původu a povaze, které pro spotřebitele představují vážné zdravotní riziko (Inta et al. 2013).

#### 3.7.1 Bez černý (*Sambucus nigra*)

Bez černý je keř opadavý a vytrvalý, nebo menší strom dosahující výšky tří až pěti metrů. Kůra má šedohnědou až šedou barvu, letorosty jsou dužnaté a sytě zelené. Vstřícné listy rašící v dubnu jsou lichozpeřené s nepravidelným pilovitým okrajem. Květy, které jsou součástí bohatého plochého vrcholičnatého květenství, jsou drobné žlutavě bílé a silně aromatické, kvetou od května do počátku července. Plody jsou trojsemenné kulaté peckovičky, zralé se zbarvují do černofialova až černa s purpurovou šťavnatou dužinou. Bez se vyskytuje na okraji lesů a na otevřených místech (Jones 2016).

Sbírá se květenství v době květu, ale i uzralé plody. Používané části rostlin jsou květy a plody. Květ obsahuje účinné látky - glykosidy, slizové látky, třísloviny a organické kyseliny. Jsou to látky, které mají zklidňující účinek a diaforetické účinky (Harding 2004). Plody, nazývané též bezinka, jsou plné rostlinných barviv, cukru a vitamínu C (Spohn & Golte-Bechtle 2015). Květenství spolu s řebříčkem a listy máty jsou základní složkou bylinných směsí používaných při chřipce, nachlazení, kašli a zánětu dutin, tedy při nemocech z nachlazení (Rubcov & Beneš 1980).

Z bezinek se připravuje sirup, který je bohatý na živiny a používá se při bolesti v krku a podporuje imunitní systém (Harding 2004).

#### 3.7.2 Jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata*)

Jitrocel kopinatý je vytrvalá bylina, která tvoří přizemní růžici s dlouhými kopinatými celokrajnými listy se souběžnou žilnatinou. Téměř lysá čepel se zužuje v dlouhý řapík (Rubcov & Beneš, 1980). Z přizemní růžice vyrůstají bezlisté rýhované stvolky, které nesou vejčité nebo válcovité klasy s drobnými pravidelnými oboupohlavními květy. Z drobné hnědé koruny vyčnívají čtyři nápadné tyčinky s dlouhými bílými nitkami a žlutými prašníky. Plodem jsou vejčité tobolky, které obsahují dvě velká lesklá hnědá semena. Jitrocel kvete od května do září. Nejčastěji se vyskytuje na loukách, pastvinách, pustých místech a cestách (Spohn & Golte-Bechtle 2015).

Od května do konce srpna se sbírají listy. Listy obsahují glykosid aukubin, enzymy, třísloviny, vitamín C, hořčiny, kyselinu křemičitou a draselné soli. Použití zejména při kašli a na hojení rány (Rubcov & Beneš 1980).

### 3.7.3 Kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*)

Kopřiva je vytrvalá a dvoudomá bylina, dosahující výšky až 1,5 metru. Celá rostlina je pokrytá žahavými chlupy. Z plazivého a hojně větveného oddenku vyrůstá vyšší počet čtyřhranných lodyh. Vstřícné řapíkaté listy s kopinatými palisty jsou pokryty, stejně jako lodyha, žahavými a krycími štětinatými trichomy. Čepel listu má tmavě zelenou svrchní stranu a pilovitý okraj. Laty drobných zelených květů vyrůstají z úžlabí vrchních listů. Převládá a dlouhá květenství jsou samičí. Přímé a kratší laty jsou samčí. Plodem je drobná vejčitá nažka. Kvete od června do září (Novák & Skalický 2009).

Pro léčebné účely se sbírají mladé listy, které obsahují kyselinu mravenčí, třísloviny, histamin, chlorofyl, minerální látky (železo, draslík, mangan, křemík a síru) a vitamíny A a C. Díky těmto látkám mají stahující, tonizující a protirevmatické vlastnosti. Standardní výluh z čerstvých listů se používá při dně, revmatismu a zánětech kloubů. Má také protizánětlivé účinky a působí příznivě při hojení ran (Harding 2004).

### 3.7.4 Ostružiník maliník (*Rubus idaeus*)

Maliník je 1 až 2 metry vzrostlý keř. Z plazivých kořenů vyrůstají prutovité výhonky, které jsou buď holé, nebo jemně osinaté. Listy jsou střídavé, lichozpeřené, tři nebo pětičetné s mírně ostnatými řapíky. Okraj listu nepravidelně pilovitý, na spodní straně běloplstnatý. Na dvouletých výhonech vyrůstají postranní květonosné větve. Bílé květy jsou poskládané v chudé latě. Plodem je souplodí srostlých peckoviček červené barvy. Maliník kvete od června do července (Novák & Skalický 2009).

Pro léčebné účely se využívají listy a plody. Listy jsou zdrojem tříslovin, pektinu, vitamínu C, organických kyselin a fragarinu. Mají adstringentní a diuretické účinky, tonizují děložní svalstvo a také usnadňují vykašlávání. Plody obsahují vitamín C, organické kyseliny a cukry. V tradiční čínské medicíně se plody využívají při nemocech ledvin (Harding 2004).

Mladé listy se používají jako součást žlučopudných a močopudných čajových směsí. Plody se také používají jako součást sirupu pro zlepšení chuti (Rubcov & Beneš 1980).

### 3.7.5 Pampeliška lékařská (*Taraxacum officinale*)

Jedná se o vytrvalou bylinu s dužnatým větveným kořenem, který dosahuje až půl metru délky a 2 centimetrů tloušťky. Vyrůstá z něj přizemní růžice vykrojených listů. Celé tělo rostliny je prostoupeno soustavou mléčnic, obsahující bílé mléko hořké chuti, které rostlina po poranění roní. Z listové růžice vyrůstá křehký dutý stvol ukončen úborem. Plodem je ochmýřená nažka. Pampeliška má velkou regenerační schopnost, ve vhodných podmínkách vyrostle nová rostlina i z plátku kořene tlustého 1 milimetr. Jedna rostlina produkuje za rok až 3000 semen (Novák & Skalický 2009).

Pro léčebné potřeby se využívají listy a kořeny, obsahující hořčiny, steroly, třísloviny, glykosidy, pryskyřice, silice, vitamin A a C. Tyto látky podporuje trávení a činnost jater, působí diuretický a jako hořké tonikum (Harding 2004).

Při špatném trávení se využívá hořké tonikum z kořene pampelišky. Odvar s kořene se používá také pro povzbuzení chuti k jídlu a napomáhá při trávení těžkých pokrmů. Kořeny obsahují i inulin, který pomáhá pankreasu v regulaci hladiny cukru v krvi (Harding 2004).

## 4 Materiál a metody

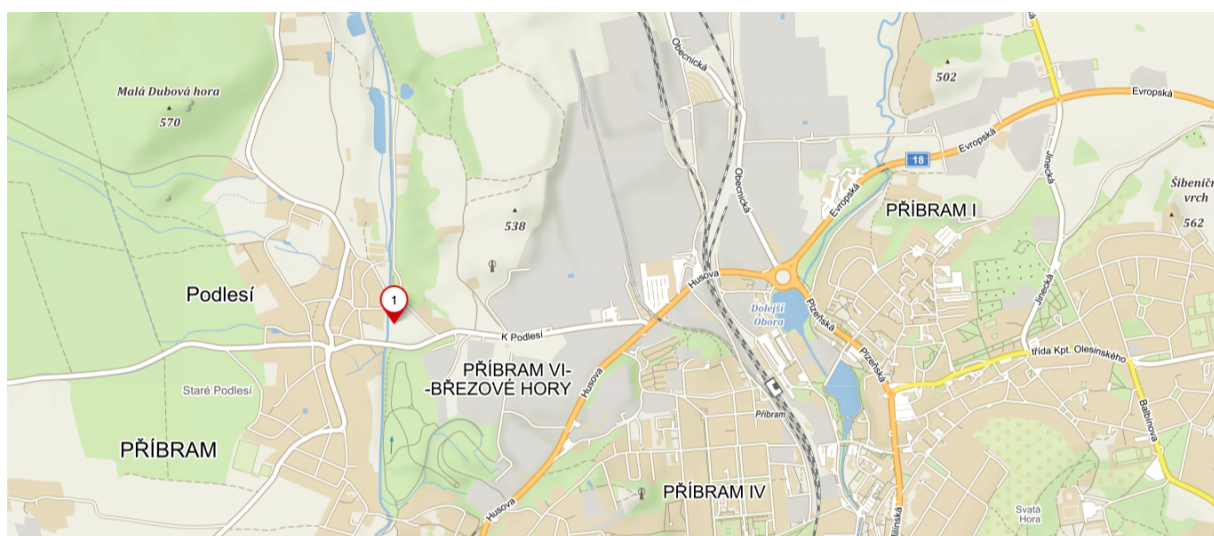
Pro výzkum obsahu rizikových prvků v půdě a následně v léčivých rostlinách byly vybrány tři lokality. Dvě známé svou vysokou kontaminací půd z bývalé důlní a kovožpracující činnosti, Kutnohorsko (údolí Vrchlice) a Příbramsko (údolí Litavky). Třetí na území České Kanady, která měla být kontrolní lokalitou s předpokladem nízkých obsahů rizikových prvků v půdě.

Po vybrání zájmových lokalit následovalo prostudování informací a mapových podkladů, dále terénní průzkum, aby se vytypovala již konkrétní odběrová místa.

### 4.1 Lokality odběru

#### 4.1.1 Lokalita Příbram

V lokalitě Příbram byly vzorky půdy a bylin odebrány na louce v údolí Litavky pod průmyslovou zónou (Obr. 1 a Obr. 2). Fotografie místa sběru je zobrazena v příloze na Obr. PVI. Přírodní podmínky v lokalitě byly zaznamenány v Tab. 5. Z léčivých rostlin se odebíraly: bez černý (květ a plod), jitrocel kopinatý (list), kopřiva dvoudomá (list), ostružiník maliník (list) a pampeliška lékařská (kořen a list) a půdní vzorek.



Obr. 1: Místo odběru vzorků (zdroj: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz))

Tab. 5 Přírodní podmínky lokality Příbram

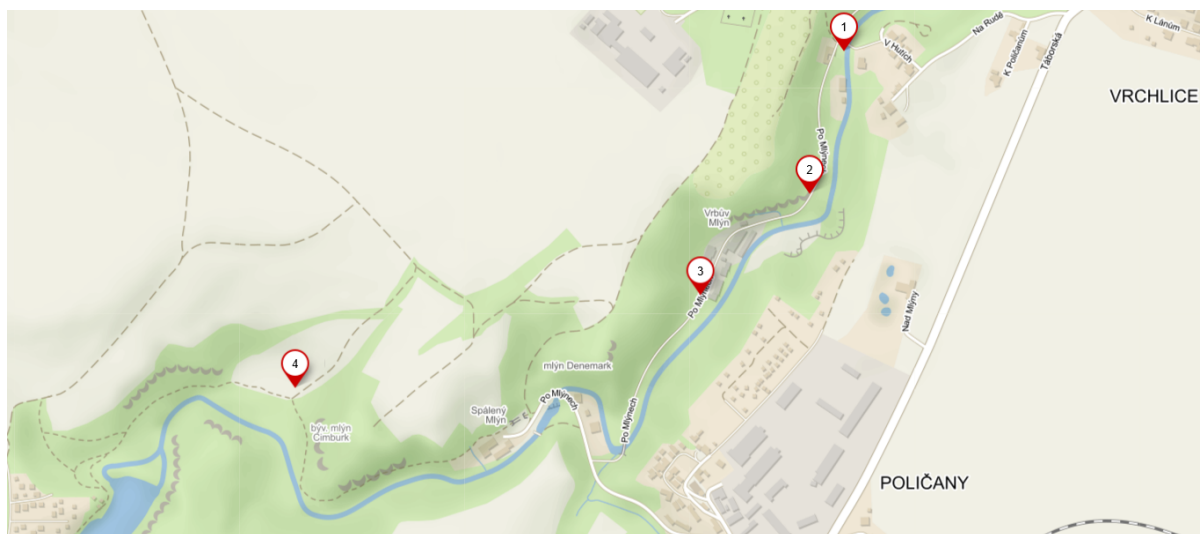
Příbram	
Poloha	louka, údolí řeky Litavky
Nadmořská výška	487 m. n. m.
Klimatický region	mírně teplý, vlhký
Průměrná roční teplota	6 – 7 °C
Průměrný úhrn srážek	650 – 750 mm
Skupina půdních typů	gleje

Zdroj: [www.vumop.cz](http://www.vumop.cz)

#### 4.1.2 Lokalita Kutná Hora

Rostliny a vzorky půdy z lokality Kutná Hora byly odebrány v úseku naučné stezky „Údolím Vrchlice“, která se rozkládá jihozápadně pod centrem Kutné Hory, podél řeky Vrchlice. Přírodní charakteristika byla zaznamenána v Tab. 6.

Na Obr. 2 pod číslem 1 je označeno místo sběru pampelišky lékařské, jedná se o zahradu. Číslo 2 označuje poloha keře bezu, který se nacházel u lesní cesty na břehu Vrchlice. Číslo 3, v blízkosti pily, označuje sběr ostružiníku maliníku (fotografie Obr. PVIII). Jitrocel kopinatý, pampeliška lékařská a kopřiva dvoudomá byly sebrány na louce „na Cimburku“ v místech označených bodem 4 (fotografie Obr. PVII).



Obr. 2 Místo odběrů vzorků (zdroj: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz))

Tab. 6 Přírodní podmínky lokality Kutná Hora

Kutná Hora	
Poloha	údolí řeky Vrchlice
Nadmořská výška	257 - 287 m. n. m.
Klimatický region	teplý, mírně vlhký
Průměrná roční teplota	8 - 9 °C
Průměrný úhrn srážek	550 - 650 mm
Skupina půdních typů	kambizemě

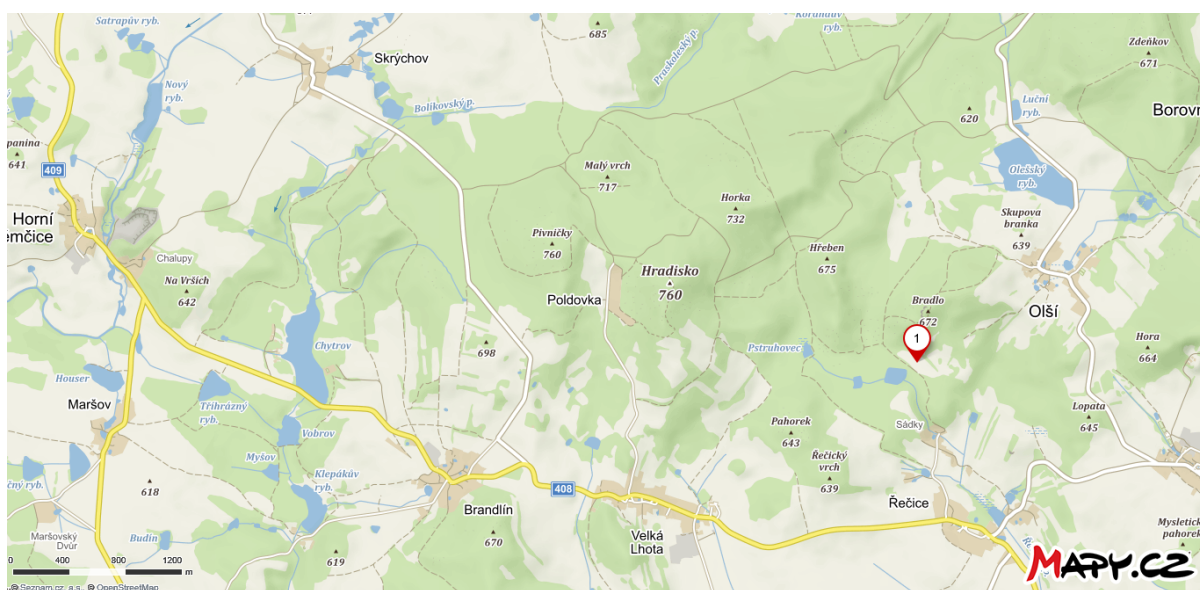
Zdroj: [www.vumop.cz](http://www.vumop.cz)

V blízkosti naučné stezky se nachází několik štol, dvě haldy strusky a potok Vrchlice, do kterého se podle Pauliše (2000) vypouštěly kontaminované důlní vody.

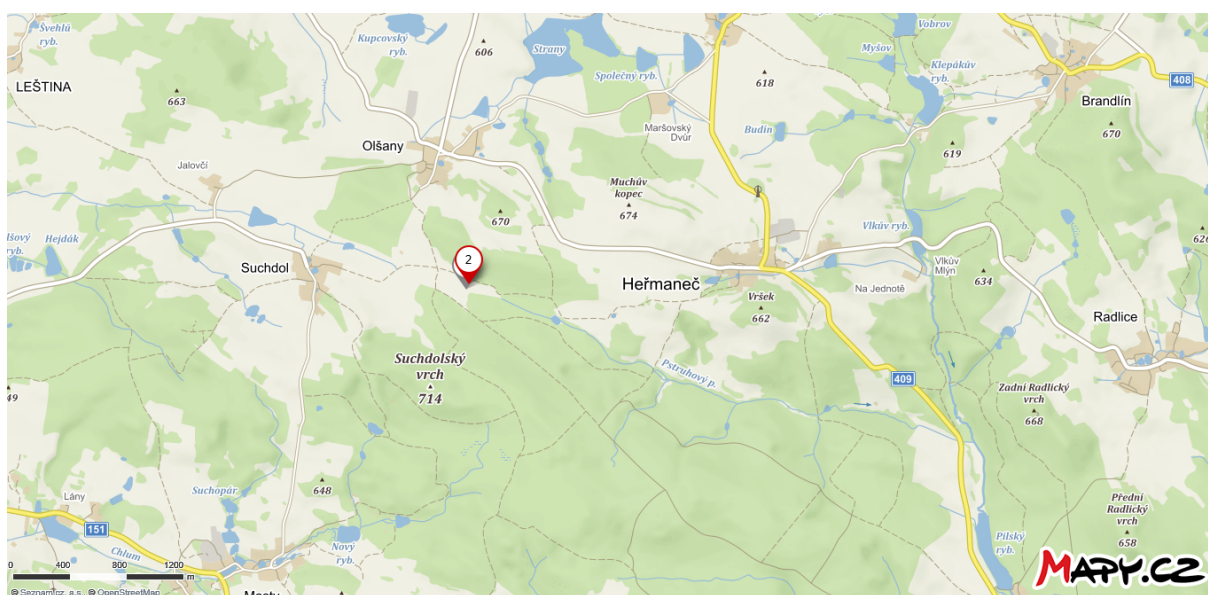
### 4.1.3 Lokalita Česká Kanada

Česká Kanada je přírodní park, který se rozkládá přibližně mezi městy Jindřichův Hradec a Dačice. V této oblasti se předpokládá, že vzorky rostlin i půdy budou obsahovat nejnižší hodnoty rizikových prvků z vybraných lokalit. Charakteristika přírodních podmínek vybrané lokality se nachází v Tab. 7.

Vzorky půdy a bylin bez černý (květ a plod), jitrocel kopinatý (list), kopřiva dvoudomá (list), ostružiník maliník (list) a pampeliška lékařská (kořen a list) byly odebrány ze dvou oblastí ležící v České Kanadě. Všechny vybrané rostliny byly odebrány na louce u obce Olšany vyznačeny na Obr. 3 (fotografie Obr. PIX a Obr. PX). Jitrocel a pampeliška v okolí rybníku Hadravy u obce Olší místo je vyznačeno na Obr. 4.



Obr. 3 Místo odběru vzorků u rybníku Hadrava (zdroj: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz))



Obr. 4 Místo odběru vzorků u obce Olšany (zdroj: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz))

Tab. 7 Přírodní podmínky lokality Česká Kanada

Česká Kanada		
Poloha	louka u obce Olšany	louka u rybníku Hadrava
Nadmořská výška	645 m. n. m.	603 m. n. m.
Klimatický region	mírně chladný, vlhký (MCH)	mírně chladný, vlhký
Průměrná roční teplota	5 - 6 °C	5 - 6 °C
Průměrný úhrn srážek	700 - 800 mm	700 - 800 mm
Skupina půdních typů	kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly	kambizemě dystrické, podzoly, kryptopodzoly

Zdroj: [www.vumop.cz](http://www.vumop.cz)



## 4.2 Odběr vzorků

Po vybrání lokalit proběhly odběry půdy a rostlinných vzorků (Tab. 8). Přesné GPS souřadnice jsou v přílohách (Tab. PIII: Lokalizace sběrných míst).

Tab. 8 Data sběru

Lokalita	Druh rostliny	Část rostliny	Datum odběru	
			2018	2017
Příbram	<i>Rubus idaeus</i>	list	23. 5.	23. 5.
	<i>Plantago lanceolata</i>	list	23. 5.	23. 5.
	<i>Taraxacum officinale</i>	kořen	23. 5.	23. 5.
	<i>Taraxacum officinale</i>	list	23. 5.	-
	<i>Urtica dioica</i>	list	23. 5.	23. 5.
	<i>Sambucus nigra</i>	květ	23. 5.	24. 6.
	<i>Sambucus nigra</i>	plod	21. 8.	28. 8.
Kutná Hora	<i>Rubus idaeus</i>	list	25. 5.	22. 5.
	<i>Plantago lanceolata</i>	list	25. 5.	22. 5.
	<i>Taraxacum officinale</i>	kořen	25. 5.	22. 5.
	<i>Taraxacum officinale</i>	list	25. 5.	-
	<i>Taraxacum officinale</i>	kořen	25. 5.	-
	<i>Taraxacum officinale</i>	list	25. 5.	-
	<i>Urtica dioica</i>	list	25. 5.	22. 5.
	<i>Sambucus nigra</i>	květ	25. 5.	18. 6.
<i>Sambucus nigra</i>	plod	20. 8.	28. 8.	
Česká Kanada	<i>Rubus idaeus</i>	list	23. 5.	3. 6.
	<i>Plantago lanceolata</i>	list	23. 5.	3. 6.
	<i>Taraxacum officinale</i>	kořen	23. 5.	3. 6.
	<i>Taraxacum officinale</i>	list	23. 5.	-
	<i>Urtica dioica</i>	list	23. 5.	3. 6.
	<i>Sambucus nigra</i>	květ	23. 5.	17. 6.
	<i>Sambucus nigra</i>	plod	21. 8.	26. 8.
	<i>Plantago lanceolata</i>	list	23. 5.	3. 6.
	<i>Taraxacum officinale</i>	kořen	23. 5.	3. 6.
<i>Taraxacum officinale</i>	plod	23. 5.	3. 6.	

Na vytipovaných lokalitách byl pomocí pedologického náčiní odebrán z hloubky 0 - 30 cm reprezentativní směsný vzorek půdy z několika odběrných míst v blízkosti léčivé rostliny. Vzorky půdy byly vloženy do sáčku s popiskem.

Pro práci bylo vybráno 5 druhů léčivých rostlin. Sběr se zaměřil na části rostlin, které se využívají k léčebnému účelu a vykupují je sběrní bylin. Sběr proběhl po oschnutí rosy za sucha. U bezu černého bylo sbíráno květenství a plod, u jitrocele kopinatého list, u kopřivy dvoudomé list, u ostružiníku maliníku list a u pampelišky kořen a list. Váha odebraného rostlinného materiálu činila přibližně 1 kg. Rostlinný materiál byl uložen do papírových pytlů s popisem. Květ a plod bezu černého a list ostružiníku maliníku byly odebrány z jednoho keře. Pampeliška, kopřiva dvoudomá a jitrocel kopinatý byly odebrány z plochy pomyslného čtverce o velikosti 5x5m.

### 4.3 Příprava vzorků

Kořeny pampelišky se opláchly od zbylé půdy, poté se s nimi nakládalo jako s ostatním rostlinným materiálem. Odebrané vzorky půdy a rostlin se vysušily na vzduchu při laboratorní teplotě. Po vysušení byly vzorky půdy a rostlin homogenizovány.

Půdní vzorky byly prosety přes síto s velikostí ok  $< 2$  mm. Před každým novým vzorkem bylo síto očištěno lihem, aby nedošlo ke kontaminaci vzorku.

Rostlinné vzorky byly po vysušení rozemlety v elektrickém mlýnku Ika A 11 basic a prosáty přes síto s velikostí ok 2 mm. Vnitřní části mlýnku byly vždy před novým vzorkem vyčištěny lihem, aby nedošlo ke kontaminaci následných vzorků.

### 4.4 Laboratorní analýzy

Připravené vzorky půdy byly podrobeny extrakci lučavkou královskou. Rizikové prvky byly stanoveny metodou ICP-OES (Huml et al. 2016). Postup při extrakci: navážení 1 g ( $\pm 0,005$  g) vysušeného, homogenizovaného a přesátého vzorku půdy do teflonových nádob s popiskem a přidání 7 ml 35% HCl a 3 ml 65% HNO<sub>3</sub> automatickým dávkovačem. Nádobky byly lehce uzavřeny a ponechány přes noc v digestoři. Ráno byly vzorky 2 hodiny zahřívány na vyhřáté desce na 190 °C. Vychladlé vzorky se kvantitativně převedly do 50 ml odměrných baněk a doplněny po rysku deionizovanou vodou. Poté byly zfiltrvány do 50 ml PVC lahviček. Následně byly vzorky 10x zředěny a přefiltrovány pomocí 10 ml stříkaček s nylonovými filtry (0,45 $\mu$ m) do 12 ml zkumavek.

Postup extrakce rostlinných vzorků byl podobný, ale do teflonových nádobek se navážilo pouze 0,5 g ( $\pm 0,005$  g) homogenizovaného rostlinného vzorku a bylo přidáno 10 ml 65% HNO<sub>3</sub>. Následný postup byl stejný jako u půdních vzorků. U všech rostlinných i půdních vzorků se prováděla dvě opakování.

Obsah vybraných prvků ve vzorků půdy a rostlin byl stanoven za pomoci metody optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem. Výsledky se přepočety na sušinu.

Optický emisní spektrometr s indukčně vázaným plazmatem (DUO iCap 7000, Thermo Scientific, Waltham, MA, USA) pracující při 1,15 kW s příslušným průtokem rozprašovače a pomocným průtokem plynu 0,5 a 1 litr za minutu. Byl použit pro stanovení obsahu vybraných prvků, které byly monitorovány na následujících spektrálních liniích (vlnová délka v nm): As (189,042), Cd (228,802) (Český lékopis 2017), Cr (267,716), Cu (224,700), Ni (231,604) (Zbiral 2015), Pb (168,215), V (292,402) (Český lékopis 2017) a Zn (202,548). Kvalita rozkladu a analýzy byly kontrolovány pomocí slepých vzorků a standardních referenčních materiálů (borovicové jehličí NIST SRM 1575a a půda NCS DC 73351) (Vaňek et al. 2010).

## 5 Výsledky

Transformovaná data byla analyzována v programu MS Excel. Statistické hypotézy se testovaly v programu STATISTICA 13. Analýzy se prováděly jen u 8 vybraných rizikových prvků (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn).

Všechny naměřené hodnoty obsahů rizikových prvků v půdě i v rostlinách jsou uvedeny v přílohách (PI – PII a PIV - PV). Pro statistické vyhodnocení se hodnoty z obou opakování zprůměrovaly. V případě, že obsahy prvků byly pod mezí detekčního limitu, byly hodnoty nahrazeny hodnotou ½ DL (detekčního limitu).

### 5.1 Obsahy rizikových prvků v půdě v jednotlivých lokalitách

Půdních vzorky se odebíraly společně s částmi léčivých rostlin. Výsledky obsahu rizikových prvků v půdě jsou zobrazeny v Tab. 9 až 14

Tab. 9 Obsah rizikových prvků v půdě v lokalitě Česká Kanada

Česká Kanada			As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
půda			mg/kg							
2017	maliník	list	0,03	0,74	4,85	17,99	2,27	48,75	6,59	62,02
	jitrocel	list	4,00	0,99	18,59	22,28	6,72	27,61	26,71	71,85
	pampeliška	kořen	0,03	1,00	22,59	31,53	7,34	11,36	37,39	77,51
	kopřiva	list	2,13	0,93	6,22	29,94	3,15	33,62	8,69	86,36
	bez	květ	3,67	0,89	21,12	19,54	3,39	41,03	23,41	92,88
	bez	plod	3,67	0,89	21,12	19,54	3,39	41,03	23,41	92,88
2018	Hadrava jitrocel, pampeliška		0,64	0,64	0,24	341,76	13,22	5,94	1,59	363,73
	Olšany jitrocel, pampeliška		0,62	0,67	0,19	270,48	33,19	10,24	1,75	328,06
	Olšany bez, maliník, kopřiva		0,64	0,55	0,27	233,95	17,08	9,25	1,87	255,46

Tab. 9 zobrazuje hodnoty rizikových prvků v půdě v lokalitě Česká Kanada. Půda odebraná v roce 2018 u rybníka Hadrava vykazuje největší množství mědi a zinku ze všech odebraných vzorků v České Kanadě.

Měď, kadmium a zinek ve všech vzorcích v roce 2018 převyšují preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě jak pro běžné i pro lehké půdy. Vzorky v roce 2017 překročily preventivní hodnoty v zemědělské půdě jak pro lehké půdy, tak i pro běžné půdy dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. u kadmia.

Obsah mědi v půdních vzorcích odebraných v roce 2018 překročily indikační hodnotu, při jejich překročení mohlo dojít k ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy podle vyhlášky č. 153/2016 Sb.

Tab. 10 Obsah rizikových prvků v půdě v lokalitě Kutná Hora

Kutná Hora			As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
půda pod léčivou rostlinou			mg/kg							
2017	maliník	list	74,06	4,06	40,23	70,13	36,46	100,75	46,04	390,46
	jitrocel	list	45,66	1,65	24,57	54,80	18,97	87,83	22,54	128,41
	pampeliška	kořen	115,19	4,61	17,40	197,65	16,54	256,59	20,97	2034,97
	kopřiva	list	44,57	1,53	22,30	41,51	17,38	83,39	20,34	113,28
	bez	květ	39,79	3,05	36,28	98,84	40,93	124,40	37,09	724,52
	bez	plod	39,79	3,05	36,28	98,84	40,93	124,40	37,09	724,52
2018	zahradu pampeliška		0,39	0,28	1,07	314,57	13,16	20,63	8,26	186,29
	bez		0,32	0,35	1,42	588,73	26,95	18,43	9,58	311,57
	maliník		0,55	0,28	1,64	820,51	12,78	20,65	9,03	244,43
	pampeliška, jitrocel		0,55	0,34	0,64	369,43	10,75	5,05	3,65	232,25
	kopřiva		0,56	0,45	0,72	376,78	12,49	6,77	2,33	281,98

Z Tab. 10 je patrné, že v roce 2017 bylo zjištěno větší množství rizikových prvků než v roce 2018, kromě mědi, která měla vyšší hodnoty v roce 2018. V roce 2017 byl zjištěn velký obsah rizikových prvků v půdě odebrané pod kořeny pampelišky. V roce 2018 vykazovala vysoké znečištění půda odebraná pod maliníkem.

V lokalitě Kutná Hora v roce 2017 byly překročeny preventivní hodnoty v zemědělské půdě jak pro lehké půdy, tak i pro běžné půdy dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. u arzeny, kadmia, mědi, olova a zinku ve všech odebraných půdních vzorcích. V roce 2018 byly převýšeny u všech půdních vzorků preventivní hodnoty u mědi a zinku dle vyhlášky č. 153/2016 Sb.

Obsah mědi překročil indikační hodnotu, při jejich překročení mohlo dojít k ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy podle vyhlášky č. 153/2016 Sb., v roce 2018 ve všech vzorcích půdy. V roce 2017 byla překročena indikační hodnota mědi u vzorku půdy odebraného pod pampeliškou. Obsah zinku převýšil indikační hodnoty, při jejich překročení mohlo dojít k ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy podle vyhlášky č. 153/2016 Sb., ve vzorků půdy odebrané pod pampelišky a bezu v roce 2017.

V roce 2017 překročilo kadmium ve všech půdních vzorcích indikační hodnotu, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiva podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. Arzen překročit indikační hodnotu u půdních vzorků odebraných v roce 2018 pod maliníkem, jitrocelem, pampeliškou a kopřivou.

Tab. 11 Obsah rizikových prvků v půdě v lokalitě Příbram

Příbram		půda pod léčivou rostlinou						pod všemi rostlinami	
		2017							2018
		maliník	jitrocel	pampeliška	kopřiva	bez	bez		
		list	list	kořen	list	květ	plod		
As	mg/kg	21,81	70,70	70,70	50,88	50,88	50,88	0,56	
Cd		2,29	6,08	6,08	7,18	7,18	7,18	0,46	
Cr		24,45	24,04	24,04	26,51	26,51	26,51	0,51	
Cu		60,15	38,78	38,78	34,81	34,81	34,81	535,49	
Ni		12,13	13,14	13,14	14,49	14,49	14,49	15,16	
Pb		156,15	543,51	543,51	322,51	322,51	322,5	9,99	
V		36,81	35,46	35,46	41,09	41,09	41,09	10,91	
Zn		176,73	628,05	628,1	545,63	545,63	545,6	354,92	

V Tab. 11 je patrné, že v roce 2018 byl ve vzorcích půdy nejvyšší obsah mědi a niklu, ostatní rizikové prvky vykazovaly nízký obsah. V roce 2017 byly překročeny preventivní hodnoty pro běžné i lehké půdy u arzenu, kadmia, olova a zinku dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. Měď převýšila preventivní hodnoty jen pro lehké půdy podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. Ve vzorku půdy v roce 2018 z Příbrami převýšily preventivní hodnoty u mědi a zinku jak pro běžné, tak i pro lehké půdy a kadmium bylo mírně zvýšené u lehkých půd podle vyhlášky č. 153/2016 Sb.

Podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. byla překročila indikační hodnota, při jejich překročení mohlo dojít k ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy, pro zinek u vzorků půdy odebraných pod jitrocelem, pampeliškou, kopřivou a bezem v roce 2017. V roce 2018 byla překročena hodnota u mědi podle vyhlášky č. 153/2016 Sb.

V roce 2017 byly převýšeny indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiva podle vyhlášky č. 153/2016 Sb., u kadmia pro všechny půdní vzorky a u arzenu v půdních vzorcích odebraných pod jitrocelem, pampeliškou, kopřivou a bezem.

Tab. 12 Porovnání průměrného obsahu rizikových prvků v půdě (mg/kg)

Půda		Česká Kanada 2017	Česká Kanada 2018	Kutná Hora 2017	Kutná Hora 2018	Příbram 2017	Příbram 2018
As	mg/kg	2,26	0,64	59,84	0,48	52,64	0,56
Cd		0,90	0,62	2,99	0,34	6,00	0,46
Cr		15,75	0,23	29,51	1,09	25,34	0,51
Cu		23,47	282,06	93,63	494,01	40,36	535,49
Ni		4,38	15,49	28,54	15,81	13,65	15,16
Pb		33,90	12,15	129,56	14,31	368,45	9,99
V		21,03	8,74	30,68	6,57	38,5	10,91
Zn		80,58	306,42	686,03	257,92	511,62	354,92

Tab. 12 ukazuje průměrné koncentrace rizikových prvků v půdě v lokalitách a v letech 2017 a 2018. Vysoký obsah rizikových prvků byl zjištěn v roce 2017 v Kutné Hoře a v Příbrami, naopak nízký obsah v lokalitě Česká Kanada. V roce 2018 byly zjištěny vysoké obsahy mědi a zinku.

Tab. 13 Vliv lokality na akumulaci rizikových prvků v půdě v roce 2017

Kruskal-Wallisův test: Vícenásobné porovnání p hodnot (oboustr.); RP v půdě označené rozdílly jsou významné na hl. p <,05000			
Závislá: RP v půdě	nezávislá proměnná: Lokalita		
	Příbram	Kutná Hora	Česká Kanada
Příbram		1,000000	0,004571
Kutná Hora	1,000000		0,000206
Česká Kanada	0,004571	0,000206	

Tab. 13 ukazuje Kruskal-Wallisův test ze kterého lze vyčíst, že v roce 2017 byl statisticky významný rozdíl mezi půdou z Kutné Hory a půdou z České Kanady a mezi půdou z Příbrami a půdou z České Kanady.

Tab. 14 Vliv lokality na akumulaci rizikových prvků v půdě v roce 2018

Kruskal-Wallisův test: Vícenásobné porovnání p hodnot (oboustr.); RP v půdě označené rozdílly jsou významné na hl. p <,05000			
Závislá: RP v půdě	nezávislá proměnná: Lokalita		
	Příbram	Kutná Hora	Česká Kanada
Příbram		1,000000	1,000000
Kutná Hora	1,000000		1,000000
Česká Kanada	1,000000	1,000000	

Tab. 14 ukazuje Kruskal-Wallisův test v roce 2018, který nevykazuje žádný statistický rozdíl mezi lokalitami v půdě, oproti roku 2017 v Tab. 13.

## 5.2 Obsahy rizikových prvků v rostlinách v jednotlivých lokalitách

Tab. 15 Obsah rizikových prvků v rostlinách v lokalitě Česká Kanada v roce 2018

Lokalita		ČK Hadrava			ČK Olšany						
Druh rostliny		pampeliška		jitrocel	pampeliška		jitrocel	maliník	kopřiva	bez	
Část rostliny		kořen	list	list	kořen	list	list	list	list	květ	plod
As	mg/kg	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Cd		1,18	1,08	0,28	1,23	1,24	0,18	0,38	0,001	0,001	0,001
Cr		4,59	0,72	0,29	1,16	0,89	1,04	0,20	0,004	1,10	0,79
Cu		25,34	32,18	24,44	273,95	28,20	55,48	23,01	20,77	23,35	147,27
Ni		6,31	2,66	1,41	2,94	0,71	0,08	1,76	1,18	0,10	0,83
Pb		2,85	2,71	0,33	3,13	2,68	2,36	0,008	1,07	0,008	6,47
V		2,83	1,74	0,86	1,82	1,59	1,28	1,78	2,16	0,67	1,62
Zn		75,38	70,50	41,09	70,95	68,36	59,65	112,38	50,81	40,38	76,43

Z Tab. 15 lze vyčíst, že plod bezu je kontaminován mědí, olovem a zinkem. Kořeny pampelišky byly celkově kontaminované všemi rizikovými prvky. Listy maliníku měly nejvyšší obsah zinku ze všech zkoumaných léčivých rostlin. Podle nařízení komise (ES) č. 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách, byla překročena hodnota u olova v kořenech pampelišky odebraných v Olšanech a v plodu bezu.

Tab. 16 Obsah rizikových prvků v rostlinách v lokalitě Česká Kanada v roce 2017

Česká Kanada		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
		mg/kg							
maliník	list	0,03	0,15	0,55	11,15	1,70	0,008	0,34	71,02
jitrocel	list	0,03	0,36	1,21	14,61	1,20	1,45	0,003	41,42
pampeliška	kořen	0,03	1,22	1,61	23,03	4,90	3,23	1,80	44,63
kopřiva	list	0,03	0,001	0,76	4,51	1,17	0,008	0,003	44,97
bez	květ	0,03	0,001	1,15	15,12	1,18	0,008	0,003	41,39
bez	plod	0,03	0,001	1,00	3,42	0,81	0,008	0,003	18,98

Tab. 16 ukazuje, že největší obsah rizikových prvků v roce 2017 bylo v kořenu pampelišky. Listy maliníku v roce 2017 vykazují stejně jako v roce 2018 nejvyšší obsah zinku. Podle nařízení komise (ES) č. 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách, byl překročen obsah olova v kořenech pampelišky.

Tab. 17 Obsah rizikových prvků v rostlinách v lokalitě Kutná Hora 2018

Lokalita		zahrada pampeliška		louka pampeliška		jitrocel	maliník	kopřiva	bez	
Druh rostliny		pampeliška		pampeliška		jitrocel	maliník	kopřiva	bez	
Část rostliny		kořen	list	kořen	list	list	list	list	květ	plod
As	mg/kg	8,29	8,09	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Cd		1,31	1,60	2,34	2,68	0,53	0,001	0,001	0,001	0,001
Cr		7,11	0,96	18,17	3,85	0,004	0,70	0,004	1,81	1,24
Cu		35,75	85,76	110,98	42,45	29,92	39,48	18,2	22,07	27,85
Ni		3,91	0,57	51,12	19,52	3,70	2,97	2,11	1,32	0,92
Pb		9,66	8,84	17,42	6,93	0,008	0,008	1,02	0,008	1,90
V		4,09	0,89	5,23	4,17	1,55	1,44	1,22	1,22	1,62
Zn		87,36	115,11	275,42	281,68	98,75	48,31	35,775	40,3	32,46

Z Tab. 17 lze vyčíst, že kořen i list pampelišky sebrané na louce na Cimburku vykazovaly nejvyšší obsahy všech rizikových prvků kromě arzeny, ten byl zjištěn v nejvyšší koncentraci u pampelišky ze zahrady v blízkosti potoku Vrchlice. Vyšší obsah mědi a zinku byl zjištěn ve všech rostlinách v lokalitě Kutná Hora. Podle nařízení komise (ES) č. 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách, byla překročena hodnota u olova. Obsah olova byl překročen v pampelišce (kořen i list) odebraných na obou stanovištích (zahrada a louka).

Tab. 18 Obsah rizikových prvků v rostlinném materiálu v lokalitě Kutná Hora 2017

Kutná Hora		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
		mg/kg							
maliník	list	0,03	0,22	1,23	9,79	1,70	0,01	1,03	56,52
jitrocel	list	0,03	0,63	0,003	13,07	4,88	0,01	0,71	53,53
pampeliška	kořen	0,03	0,92	1,44	18,20	0,61	3,41	1,58	56,49
kopřiva	list	0,03	0,54	0,38	15,56	1,88	0,01	0,51	36,89
bez	květ	0,03	0,001	0,004	24,23	1,33	2,82	0,003	50,33
bez	plod	0,03	0,001	0,004	7,61	0,81	0,008	0,003	17,35

Z Tab. 18 je vidět, že kořen pampelišky měl vysoký obsah rizikových prvků vzhledem k ostatním léčivým rostlinám. Nejnižší obsah rizikových prvků se nacházel v plodech bezu. Dle nařízení komise (ES) č. 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách, byla překročena hodnota olova. Hodnota olova byla překročena v kořenech pampelišky.



Tab. 19 Obsah rizikových prvků v rostlinném materiálu v lokalitě Příbram 2018

Lokalita		Příbram						
druh rostliny		pampeliška		jitrocel	maliník	kopřiva	bez	
část rostliny		kořen	list	list	list	list	květ	plod
As	mg/kg	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Cd		2,31	1,71	0,69	0,42	0,001	0,001	0,001
Cr		17,37	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,90
Cu		42,24	29,65	12,97	114,49	23,79	26,89	7,02
Ni		9,23	3,89	1,42	1,36	0,41	0,49	0,14
Pb		47,25	9,63	4,91	10,82	15,63	23,39	1,96
V		6,37	1,80	1,46	1,10	1,82	1,35	1,30
Zn		192,48	158,07	152,45	557,17	82	39,97	35,33

Z Tab. 19 je patrné, že listy maliníku měly nejvyšší obsah mědi a zinku ze všech sbíraných rostlin. Vyšší obsah olova byl v květu bezu, ale nejvyšší obsah olova byl vkořenu pampelišky. Podle nařízení komise (ES) č 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách, bylo zjištěno, že obsah olova překročil limit v pampelišce (kořen i list), jitroceli, maliníku, kopřivě a v květu bezu.

Tab. 20 Obsah rizikových prvků v rostlinném materiálu v lokalitě Příbram 2017

Příbram		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
		mg/kg							
maliník	list	0,03	0,58	1,08	12,87	1,75	6,35	0,87	101,40
jitrocel	list	0,03	0,93	0,00	16,67	0,77	2,30	0,66	93,89
pampeliška	kořen	0,03	1,81	2,19	24,75	0,99	9,60	1,26	81,10
kopřiva	list	0,03	0,11	1,47	10,40	0,002	6,95	0,91	59,83
bez	květ	0,03	0,001	1,34	13,72	0,21	5,34	0,003	61,47
bez	plod	0,03	0,001	0,58	4,58	0,78	0,01	0,003	15,26

Z výsledků (viz Tab. 20) bylo patrné, že listy maliníku měly nejvyšší obsah zinku a niklu, ostatní rizikové prvky měly nejvyšší obsah v kořenech pampelišky. Nejnižší obsah rizikových prvků byl v plodech bezu. Dle nařízení komise (ES) č 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách, byl překročen obsah olova. Limit obsahu olova byl překročen v maliníku, pampelišce, kopřivě a květu bezu.

Tab. 21 Obsah rizikových prvků v pampelišce 2018

Lokalita	Česká Kanada				Příbram		Kutná Hora			
	Hadrava		Olšany				zahrada		louka	
část rostliny	kořen	list	kořen	list	kořen	list	kořen	list	kořen	list
As	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	8,29	8,09	0,03	0,03
Cd	1,18	1,08	1,23	1,24	2,31	1,71	1,31	1,60	2,34	2,68
Cr	4,59	0,72	1,16	0,89	17,37	0,004	7,11	0,96	18,17	3,85
Cu	25,34	32,18	273,95	28,20	42,24	29,65	35,75	85,76	110,98	42,45
Ni	6,31	2,66	2,94	0,71	9,23	3,89	3,91	0,57	51,12	19,52
Pb	2,85	2,71	3,13	2,68	47,25	9,63	9,66	8,84	17,42	6,93
V	2,83	1,74	1,82	1,59	6,37	1,80	4,09	0,89	5,23	4,17
Zn	75,38	70,50	70,95	68,36	192,48	158,07	87,36	115,11	275,42	281,68

Tab. 21 ukazuje srovnání kořene a listu pampelišky ve všech třech lokalitách v roce 2018. Největší koncentrace mědi byla zjištěna u kořene v Olšanech v České Kanadě. Ale nejvyšší koncentrace rizikových prvků se nacházely v pampelišce v Kutné Hoře odebrané na louce. Nejvyšší koncentrace olova se ukázala u kořene v Příbrami. Nejmenší obsah rizikových prvků byl zjištěn v lokalitě Česká Kanada u rybníka Hadrava. Podle nařízení komise (ES) č 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách, byla překročena hodnota olova. Obsah olova byl nad limitem u kořene pampelišky sebrané v České Kanadě a v lokalitách Příbram a Kutná Hora byly překročeny obsahy u všech vzorků pampelišky.

Tab. 22 Průměrný obsah rizikových prvků v rostlinném materiálu (mg/kg)

Rostlinný materiál	Česká Kanada		Kutná Hora		Příbram	
	2017	2018	2017	2018	2017	2018
As	0,04	0,03	0,04	1,84	0,04	0,03
Cd	0,29	0,56	0,38	0,94	0,57	0,73
Cr	1,05	1,08	0,51	3,76	1,11	2,61
Cu	11,97	65,40	14,74	45,83	13,83	36,72
Ni	1,82	1,80	1,87	9,57	0,75	2,42
Pb	0,79	2,16	0,64	5,09	5,09	16,22
V	0,36	1,59	0,64	2,38	0,62	2,17
Zn	43,73	66,59	45,18	112,80	68,82	173,92

V roce 2018 v České Kanadě byl nejvyšší průměrný obsah mědi ze všech lokalit, ale vysoké obsahy ostatních rizikových prvků byly v Kutné Hoře a Příbrami. V roce 2017 byly celkové obsahy nižší než v roce 2018 (viz Tab. 22).

Tab. 23 Vliv rostlinné části na obsah rizikových prvků v pampelišce 2018

Kruskal-Wallisův test: Vícenásobné porovnání p hodnot (oboustr.); RP v pampelišce označené rozdíly jsou významné na hl. p <,05000		
Závislá: RP v rostlině	nezávislá proměnná: část léčivé rostliny	
	pampeliška kořen	pampeliška list
pampeliška kořen		0,023453
pampeliška list	0,023453	

Z Kruskal-Wallisova testu vyplývá, že je statisticky významný rozdíl v listech a kořenech pampelišky (viz Tab. 23).

Tab. 24 Vliv lokality na obsah RP 2017 v rostlinném materiálu

Kruskal-Wallisův test: Vícenásobné porovnání p hodnot (oboustr.); RP v rostlině označené rozdíly jsou významné na hl. p <,05000			
Závislá: RP v rostlině	nezávislá proměnná: Lokalita		
	Příbram	Kutná Hora	Česká Kanada
Příbram		0,397036	0,665496
Kutná Hora	0,397036		1,000000
Česká Kanada	0,665496	1,000000	

Tab. 25 Vliv lokality na obsah RP 2018 v rostlinném materiálu

Kruskal-Wallisův test: Vícenásobné porovnání p hodnot (oboustr.); RP v rostlině označené rozdíly jsou významné na hl. p <,05000			
Závislá: RP v rostlině	nezávislá proměnná: Lokalita		
	Příbram	Kutná Hora	Česká Kanada
Příbram		0,254920	1,000000
Kutná Hora	1,000000		1,000000
Česká Kanada	1,000000	0,254920	

Z Tab. 24 a 25 je vidět, že není statisticky významný rozdíl mezi obsahy rizikových prvků v léčivých rostlinách v jednotlivých lokalitách v roce 2017 i v roce 2018.

Tab. 26 Rozdíl obsahů RP mezi jednotlivými druhy rostlin 2018

Kruskal-Wallisův test: Vícenásobné porovnání p hodnot (oboustr.); RP v půdě označené rozdíly jsou významné na hl. p <,05000							
Závislá: RP v rostlině	Nezávislá proměnná: část léčivá rostlina						
	pampeliška kořen	pampeliška list	jitrocel	maliník	kopřiva	bez květ	bez plod
pampeliška kořen		1,000000	0,000715	0,005321	0,000174	0,000101	0,000403
pampeliška list	1,000000		0,445912	1,000000	0,118809	0,083028	0,205476
jitrocel	0,000715	0,445912		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
maliník	0,005321	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000
kopřiva	0,000174	0,118809	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000
bez květ	0,000101	0,083028	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000
bez plod	0,000403	0,205476	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	

Podle Kruskal-Wallisova testu (viz Tab. 26) je patrné, že je statisticky významný rozdíl mezi kořeny pampelišky a ostatními zkoumanými léčivými rostlinami v roce 2018.

Tab. 27 Rozdíl obsahů RP mezi jednotlivými druhy rostlin 2017

Kruskal-Wallisův test: Vícenásobné porovnání p hodnot (oboustr.); RP v půdě označené rozdíly jsou významné na hl. p <,05000						
Závislá: RP v rostlině	Nezávislá proměnná: část léčivá rostlina					
	pampeliška kořen	maliník	jitrocel	kopřiva	bez květ	bez plod
pampeliška kořen		1,000000	0,749955	0,029874	0,031754	0,000011
maliník	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000	0,057462
jitrocel	0,749955	1,000000		1,000000	1,000000	0,117044
kopřiva	0,029874	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000
bez květ	0,031754	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000
bez plod	0,000011	0,057462	0,117044	1,000000	1,000000	

V roce 2017 je statisticky významný rozdíl mezi pampeliškou a kopřivou, mezi pampeliškou a bezem jak květem i plodem (viz Tab. 27).

Tab. 28 Vliv rostlinné části na obsah rizikových prvků v bezu 2017

Kruskal-Wallisův test: Vícenásobné porovnání p hodnot (oboustr.); RP v půdě označené rozdíly jsou významné na hl. p <,05000		
Závislá: RP v rostlině	nezávislá proměnná: část léčivé rostlině	
	bez květ	bez plod
bez květ		0,147700
bez plod	0,147700	

Tab. 29 Vliv rostlinné části na obsah rizikových prvků v bezu 2018

Kruskal-Wallisův test: Vícenásobné porovnání p hodnot (oboustr.); RP v půdě označené rozdíly jsou významné na hl. p <,05000		
Závislá: RP v rostlině	nezávislá proměnná: část léčivé rostlině	
	bez květ	bez plod
bez květ		0,708621
bez plod	0,708621	

Z Tab. 28 je patrné, že není statisticky významný rozdíl mezi květy a plody bezu odebrané v roce 2017. Z Tab. 29 lze vyčíst, že mezi květem a plodem bezu odebraných v roce 2018 není statisticky významný rozdíl.

Tab. 30 Vliv rostlinné části na obsah rizikových prvků v rostlině 2018

Kruskal-Wallisův test: Vícenásobné porovnání p hodnot (oboustr.); RP v půdě označené rozdíly jsou významné na hl. p <,05000				
Závislá: RP v rostlině	nezávislá proměnná: Léčivá rostlina			
	kořen	list	květ	plod
kořen		0,000036	0,000029	0,000115
list	0,000036		0,681122	1,000000
květ	0,000029	0,681122		1,000000
plod	0,000115	1,000000	1,000000	

Podle Kruskal-Wallisova testu je statisticky významný rozdíl v roce 2018 mezi kořenem a listem, kořenem a květem a kořenem a plodem (viz Tab. 30).

Tab. 31 Vliv rostlinné části na obsah RP v rostlině 2017

Kruskal-Wallisův test: Vícenásobné porovnání p hodnot (oboustr.); RP v půdě označené rozdíly jsou významné na hl. p <,05000				
Závislá: RP v rostlině	nezávislá proměnná: Léčivá rostlina			
	list	kořen	květ	plod
list		0,012460	1,000000	0,010731
kořen	0,012460		0,006751	0,000002
květ	1,000000	0,006751		0,424589
plod	0,010731	0,000002	0,424589	

V roce 2017 byl statistický významný rozdíl mezi kořenem a listem, mezi květem a kořenem, mezi listem a plodem a mezi plodem a kořenem (viz Tab. 31).

### 5.3 Přestup rizikových prvků mezi půdou a rostlinným materiálem

Tab. 32 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a částmi léčivých rostlin v Příbrami v roce 2018

Příbram 2018	půda	pampeliška		jitrocel	maliník	kopřiva	bez	
		kořen	list	list	list	list	květ	plod
	mg/kg							
As	0,56	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Cd	0,46	2,31	1,71	0,69	0,42	0,001	0,001	0,001
Cr	0,51	17,37	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,90
Cu	535,5	42,24	29,65	12,97	114,49	23,79	26,89	7,02
Ni	15,16	9,23	3,89	1,42	1,36	0,41	0,49	0,14
Pb	9,99	47,25	9,63	4,91	10,82	15,63	23,39	1,96
V	10,91	1,81	1,80	1,46	1,10	1,82	1,35	1,30
Zn	354,9	192,48	158,07	152,45	557,17	82,00	39,97	35,33

Z Tab. 32 ukazuje, že zvýšený obsah kadmia byl zjištěn v pampelišce (list i kořen), ale i v jitroceli a maliníku. V pampelišce a jitroceli bylo kadmium vyšší než v půdě. Obsah chromu v kořeni pampelišky byl oproti obsahu v půdě poměrně vysoký. Kořen pampelišky, list maliníku, list kopřivy a květ bezu měly vyšší obsah olova, než bylo v půdě. List maliníku měl nejvyšší obsah zinku ze všech léčivých rostlin i vyšší než v půdě.

Tab. 33 Transferový koeficient mezi léčivými rostlinami a půdou v Příbrami 2018

Transferový koeficient					
Příbram 2018	pampeliška/půda	jitrocel/půda	maliník/půda	kopřiva/půda	bez/půda
As	0,054	0,054	0,054	0,054	0,054
Cd	4,370	1,500	0,913	0,002	0,002
Cr	17,033	0,008	0,008	0,008	0,886
Cu	0,067	0,024	0,214	0,044	0,032
Ni	0,433	0,094	0,090	0,027	0,021
Pb	2,847	0,491	1,083	1,565	1,269
V	0,374	0,134	0,101	0,167	0,121
Zn	0,494	0,430	1,570	0,231	0,106

Tab. 33 zobrazuje, že koeficient s hodnotou nad 1 byl zjištěn: mezi pampeliškou a půdou u chromu, kadmia a olova, mezi jitrocelem a půdou u kadmia, mezi maliníkem a půdou u olova a zinku, mezi kopřivou a půdou u olova a mezi bezem a půdou u olova. Transferový koeficient u arzeny byl mezi léčivými rostlinami a půdou odebraných v lokalitě Příbram stejný.

Tab. 34 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a částmi léčivých rostlin v Příbrami v roce 2017

Příbram		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
		mg/kg							
maliník	list	0,03	0,58	1,08	12,87	1,75	6,35	0,87	101,4
	půda	21,77	2,29	24,45	60,15	12,13	156,15	36,81	176,73
jitrocel	list	0,03	0,93	0,003	16,67	0,77	2,30	0,66	93,89
	půda	70,70	6,08	24,04	38,78	13,14	543,51	35,46	628,05
pampeliška	kořen	0,03	1,81	2,19	24,75	0,99	9,60	1,26	81,10
	půda	70,70	6,08	24,04	38,78	13,14	543,51	35,46	628,05
kopřiva	list	0,03	0,11	1,47	10,4	0,002	6,95	0,91	59,83
	půda	50,88	7,18	26,51	34,81	14,49	322,51	41,09	545,63
bez	květ	0,03	0,001	1,34	13,72	0,21	5,34	0,003	61,47
	půda	50,88	7,18	26,51	34,81	14,49	322,51	41,09	545,63

V roce 2017 (viz Tab. 34) byl vždy obsah v půdě vyšší než v léčivé rostlině, ve větším množství přecházely z půdy do rostliny zinek a měď.

Tab. 35 Transferový koeficient mezi léčivými rostlinami a půdou v Příbrami 2017

Příbram 2017	Transferový koeficient				
	maliník/půda	jitrocel/půda	pampeliška/půda	kopřiva/půda	bez/půda
As	0,001	0,0004	0,0004	0,001	0,001
Cd	0,253	0,153	0,298	0,015	0,0001
Cr	0,044	0,0001	0,091	0,055	0,051
Cu	0,214	0,430	0,638	0,299	0,394
Ni	0,144	0,059	0,075	0,0001	0,014
Pb	0,041	0,004	0,018	0,022	0,017
V	0,024	0,019	0,036	0,022	0,0001
Zn	0,574	0,149	0,129	0,110	0,113

Z Tab. 35 lze vyčíst, že transferový koeficient nepřekročil v roce 2017 v Příbrami hodnotu 1, z toho vyplývá, že v půdě byl vyšší obsah rizikových prvků než v léčivých rostlinách.



Tab. 36 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a pampeliškou v Kutné Hoře

Kutná Hora		zahrada 2018			zahrada 2017		louka 2018		
		půda	kořen	list	půda	kořen	půda	kořen	list
As	mg/kg	0,49	8,29	8,09	115,19	0,03	0,55	0,03	0,03
Cd		0,28	1,31	1,60	4,61	0,92	0,34	2,34	2,68
Cr		1,07	7,11	0,96	17,40	1,44	0,64	18,17	3,85
Cu		314,57	35,75	85,76	197,65	18,20	369,43	110,98	42,45
Ni		13,16	3,91	0,57	16,54	0,61	10,75	51,12	19,52
Pb		20,63	9,66	8,84	256,59	3,41	5,05	17,42	6,93
V		8,26	4,09	0,89	20,97	1,58	3,65	5,23	4,17
Zn		186,29	87,36	115,11	2034,97	56,49	232,25	275,42	281,68

Z Tab. 36 je vidět, že pampeliška odebraná na louce byla více kontaminovaná než pampeliška ze zahrady v roce 2018. Ve velkém množství přecházely rizikové prvky z půdy do kořene pampelišky v lokalitě Kutná Hora v roce 2018, kromě arzenu a mědi dosáhly všechny ostatní prvky vyšší obsah v kořenech než v půdě okolo kořenů. Ve všech variantách byl obsah kadmia a chromu vyšší v léčivých rostlinách než v půdě.

Tab. 37 Transferový koeficient mezi pampeliškou a půdou v Kutné Hoře

Transferový koeficient					
Kutná Hora	zahrada 2018		zahrada 2017	louka 2018	
pampeliška	kořen/půda	list/půda	kořen/půda	kořen/půda	list/půda
As	16,918	16,510	0,061	0,055	0,055
Cd	4,679	5,714	3,286	6,882	7,882
Cr	6,645	0,897	1,346	28,391	6,016
Cu	0,114	0,273	0,058	0,300	0,115
Ni	0,297	0,043	0,046	4,755	1,816
Pb	0,468	0,429	0,165	3,450	1,372
V	0,495	0,108	0,191	1,433	1,142
Zn	0,469	0,618	0,303	1,186	1,213

Z Tab. 37 lze vyčíst, že transferový koeficient vyšší než 1 byl zjištěn v roce 2018 u vzorků odebraných na zahradě mezi kořeny pampelišky a půdou u arzenu, kadmia a chromu a mezi listy pampelišky a půdou u arzenu a kadmia. V roce 2017 převýšil koeficient 1 mezi kořeny pampelišky a půdou u kadmia a chromu. Mezi pampeliškou a půdou odebrané v roce 2018 na louce překročil koeficient hodnotu 1 u kadmia, chromu, niklu, olova, vanadu a zinku.

Tab. 38 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a bezu v Kutné Hoře

Kutná Hora	2018				2017		
	bez	půda	květ	plod	půda	květ	plod
As	mg/kg	0,32	0,03	0,03	39,79	0,03	0,03
Cd		0,35	0,001	0,001	3,05	0,001	0,001
Cr		1,42	1,81	1,24	36,28	0,004	0,004
Cu		588,73	22,07	27,85	98,84	24,23	7,61
Ni		26,95	1,32	0,92	40,93	1,33	0,81
Pb		18,43	0,01	1,90	124,40	2,82	0,008
V		9,58	1,22	1,62	37,10	0,003	0,003
Zn		311,57	40,3	32,46	724,52	50,33	17,35

V roce 2018 půda pod bezem byla hodně kontaminovaná mědí a zinkem, ale do biomasy se to nepromítlo. V roce 2017 oproti roku 2018 byl v půdě mnohem vyšší obsah zinku, arzenu, kadmia a olova (viz Tab. 38).

Tab. 39 Transferový koeficient mezi bezem a půdou v Kutné Hoře

Transferový koeficient				
Kutná Hora	2018		2017	
	květ/půda	plod/půda	květ/půda	plod/půda
RP				
As	0,094	0,094	0,001	0,001
Cd	0,003	0,003	0,0003	0,0003
Cr	1,275	0,873	0,0001	0,0001
Cu	0,037	0,047	0,245	0,077
Ni	0,049	0,034	0,032	0,020
Pb	0,001	0,103	0,023	0,0001
V	0,127	0,169	0,0001	0,0001
Zn	0,129	0,104	0,069	0,024

Tab. 39 zobrazuje porovnání mezi květy a plody bezu a půdou v Kutné Hoře v letech 2017 a 2018. Transferový koeficient překročil hodnotu 1 u chromu mezi květy a půdou v roce 2018.

Tab. 40 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a maliníkem, jitrocelem a kopřivou v Kutné Hoře

Kutná Hora		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
		mg/kg							
2018	půda	0,55	0,28	1,64	820,51	15,7	20,65	9,03	277,5
	maliník	0,03	0,001	0,69	39,48	2,97	0,01	1,44	48,31
2017	půda	74,06	4,06	40,23	70,13	36,46	100,75	46,04	390,46
	maliník	0,03	0,22	1,23	9,79	1,701	0,01	1,03	56,52
2018	půda	0,55	0,34	0,64	369,43	10,75	5,05	3,65	232,25
	jitrocel	0,03	0,53	0,004	29,92	3,70	0,01	1,55	98,75
2017	půda	45,66	1,65	24,57	54,80	18,97	87,83	22,54	128,41
	jitrocel	0,03	0,63	0,003	13,07	4,88	0,01	0,71	53,53
2018	půda	0,5	0,45	0,72	376,78	12,49	6,77	2,33	281,98
	kopřiva	0,03	0,001	0,004	18,20	2,11	1,02	1,22	35,78
2017	půda	44,57	1,53	22,30	41,51	17,38	83,39	20,34	113,28
	kopřiva	0,03	0,54	0,38	15,56	1,88	0,01	0,51	36,89

Tab. 40 ukazuje, že půda sebraná pod maliníkem v roce 2017 měla vyšší obsah rizikových prvků než půda pod maliníkem v roce 2018, kromě mědi, která měla nejvyšší obsah v půdě pod maliníkem v roce 2018. Léčivé rostliny měly menší obsah rizikových prvků než půda pod nimi.

Tab. 41 Transferový koeficient mezi léčivými rostlinami v Kutné Hoře

Transpirační koeficient						
Kutná Hora	2018	2017	2018	2017	2018	2017
	maliník/půda	maliník/půda	jitrocel/půda	jitrocel/půda	kopřiva/půda	kopřiva/půda
As	0,055	0,0004	0,055	0,001	0,060	0,001
Cd	0,004	0,054	1,559	0,001	0,002	0,353
Cr	0,421	0,031	0,006	0,382	0,006	0,017
Cu	0,048	0,140	0,081	0,0001	0,048	0,375
Ni	0,189	0,047	0,344	0,239	0,169	0,108
Pb	0,0005	0,0001	0,002	0,257	0,151	0,0001
V	0,159	0,022	0,425	0,031	0,524	0,025
Zn	0,174	0,145	0,425	0,417	0,127	0,326

Tab. 41 ukazuje porovnání léčivých rostlin a půdy v Kutné Hoře v roce 2017 a 2018. Transferový koeficient převýšil hodnotu 1 u kadmia mezi jitrocelem a půdou v roce 2018.

Tab. 42 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a rostlinným materiálem v České Kanadě 2018

Česká Kanada			As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
			mg/kg							
Hadrava	půda		0,64	0,64	0,24	341,76	13,22	5,94	1,59	363,73
	pampeliška	kořen	0,03	1,18	4,59	25,34	6,31	2,85	2,83	75,38
		list	0,03	1,08	0,72	32,18	2,66	2,71	1,74	70,5
	jitrocel	list	0,03	0,28	0,28	24,44	1,41	0,33	0,86	41,09
Olšany	půda		0,62	0,67	0,19	270,48	33,19	10,24	1,75	328,06
	jitrocel	list	0,03	0,18	1,04	55,48	0,08	2,36	1,28	59,65
	pampeliška	kořen	0,03	1,23	1,16	273,95	2,94	3,13	1,82	70,95
		list	0,03	1,24	0,89	28,2	0,71	2,68	1,59	68,36
	půda		0,64	0,55	0,27	233,95	17,08	9,25	1,87	255,46
	maliník	list	0,03	0,38	0,20	23,01	1,76	0,01	1,78	112,38
	kopřiva	list	0,03	0,001	0,004	20,77	1,18	1,07	2,16	50,81
	bez	květ	0,03	0,001	1,10	23,35	0,96	0,01	0,67	40,38
plod		0,03	0,001	0,79	147,27	0,83	6,46	1,20	76,43	

Měď a zinek byly v porovnání s ostatními rizikovými prvky ve větším zastoupení. Velké množství rizikových prvků bylo zjištěno v kořenech pampelišky, v některých případech byl obsah větší než v půdě okolo ní (viz Tab. 42).

Tab. 43 Transferový koeficient mezi léčivými rostlinami a půdou v České Kanadě (Hadrava) v roce 2018

Transferový koeficient			
Česká Kanada	Hadrava		
	pampeliška		jitrocel/půda
	kořen/půda	list/půda	
As	0,047	0,047	0,047
Cd	1,844	1,688	0,438
Cr	19,125	3,000	1,167
Cu	0,074	0,094	0,072
Ni	0,477	0,201	0,107
Pb	0,480	0,456	0,056
V	1,780	1,094	0,541
Zn	0,207	0,194	0,113

V České Kanadě byl vyšší transferový koeficient, než je hodnota 1, zjištěn mezi pampeliškou (kořen i list) a půdou u kadmia, chromu a vanadu a mezi jitrocelem a půdou byl zjištěn u chromu (viz Tab. 43).

Tab. 44 Transferový koeficient mezi léčivými rostlinami a půdou v Olšanech v České Kanadě (2018)

Transferový koeficient							
Česká Kanada	Olšany						
	jitrocel/ půda	pampeliška		maliník/ půda	kopřiva/ půda	bez	
		kořen/ půda	list/půda			květ/půda	plod/půda
As	0,048	0,05	0,048	0,047	0,047	0,047	0,047
Cd	0,269	1,84	1,851	0,691	0,002	0,002	0,002
Cr	5,474	6,11	4,684	0,741	0,015	4,074	2,926
Cu	0,205	1,01	0,104	0,098	0,089	0,1	0,629
Ni	0,002	0,09	0,021	0,103	0,069	0,056	0,049
Pb	0,23	0,31	0,262	0,001	0,116	0,001	0,698
V	0,731	1,04	0,909	0,952	1,155	0,358	0,642
Zn	0,182	0,22	0,208	0,44	0,199	0,158	0,299

V Tab. 44 jsou zobrazeny transferové koeficienty mezi léčivými rostlinami a půdou v Olšanech. Transferový koeficient vyšší než je hodnota 1, byl zjištěn mezi jitrocelem a půdou u chromu, mezi kořeny pampelišky a půdou u kadmia, chromu, mědi a vanadu, mezi listy pampelišky a půdou u kadmia a chromu, mezi kopřivou a půdou u vanadu, mezi květy bezu a půdou u chromu a mezi plody bezu a půdou u chromu.

Tab. 45 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a rostlinným materiálem v České Kanadě 2017

Česká Kanada		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
		mg/kg							
půda		0,04	0,74	4,85	17,99	2,27	48,75	6,59	62,02
maliník	list	0,03	0,15	0,55	11,15	1,70	0,008	0,34	71,02
půda		4,00	0,99	18,59	22,28	6,72	27,61	26,71	71,85
jitrocel	list	0,03	0,36	1,21	14,61	1,28	1,45	0,003	41,42
půda		0,04	1,00	22,59	31,53	7,34	11,36	37,39	77,51
pampeliška	kořen	0,03	1,22	1,61	23,03	4,90	3,23	1,80	44,63
půda		2,13	0,93	6,22	29,94	3,15	33,62	8,69	86,36
kopřiva	list	0,03	0,001	0,76	4,51	1,17	0,008	0,003	44,97
půda		3,67	0,89	21,12	19,54	3,39	41,03	23,41	92,88
bez	květ	0,03	0,001	1,15	15,12	1,18	0,008	0,003	41,39
bez	plod	0,03	0,001	1,00	3,42	0,81	0,008	0,003	18,98

Obsah olova byl v půdě vyšší a nepřecházel ve velkém množství do léčivé rostliny, kromě kořenů pampelišky, které měly vyšší obsah kadmia, než bylo v půdě. Je patrné, že rizikové prvky jsou biologicky dostupné (viz Tab. 45).

Tab. 46 Transferový koeficient mezi léčivými rostlinami a půdou v České Kanadě v roce 2017

Česká Kanada	Transferový koeficient					
	maliník/půda	jitrocel/půda	pampeliška/půda	kopřiva/půda	bez	
					květ/půda	plod/půda
As	0,750	0,008	0,750	0,014	0,008	0,008
Cd	0,214	0,364	1,220	0,001	0,001	0,001
Cr	0,113	0,065	0,071	0,122	0,054	0,047
Cu	0,620	0,656	0,730	0,151	0,774	0,175
Ni	0,749	0,179	0,668	0,371	0,347	0,238
Pb	0,0002	0,053	0,284	0,0002	0,0002	0,0002
V	0,052	0,0001	0,048	0,0003	0,0001	0,0001
Zn	1,145	0,576	0,576	0,521	0,446	0,204

Mezi maliníkem a půdou u zinku a mezi pampeliškou a půdou u kadmia byla převyšena hodnota 1 u transferového koeficientu (viz Tab. 46).

Tab. 47 Korelace mezi obsahem rizikových prvků v půdě a rostlině v roce 2017

Spearmanovy korelace		
Označ. korelace jsou významné na hl. $p < ,05000$		
Proměnná	v půdě	v rostlině
v půdě	1,000000	-0,107195
v rostlině	-0,107195	1,000000

Podle Spearmanovy korelační analýzy není z naměřených dat statisticky průkazná závislost mezi obsahem rizikových prvků ve vybraných lokalitách v půdě a ve zkoumaných léčivých rostlinách (viz Tab. 47).

Tab. 48 Korelace mezi obsahem rizikových prvků v půdě a rostlině v roce 2018

Spearmanovy korelace		
Označ. korelace jsou významné na hl. $p < ,05000$		
Proměnná	v půdě	v rostlině
v půdě	1,000000	0,015959
v rostlině	0,015959	1,000000

V Tab. 48 je vyhodnocena Spearmanova korelační analýza. Z naměřených dat vyplývá, že není statisticky průkazná závislost mezi obsahy rizikových prvků ve zkoumaných lokalitách v půdě a ve vybraných léčivých rostlinách.

## 6 Diskuze

Naším předpokladem bylo, že obsahy rizikových prvků budou nejnižší v lokalitě Česká Kanada a vysoké hodnoty budou v Kutné Hoře a Příbrami. Jednotlivá odběrová místa ve vybraných lokalitách se od sebe lišila přírodními podmínkami. V roce 2017 se naše předpoklady potvrdily. V roce 2018 se předpoklad nepotvrdil, obsahy rizikových prvků byly mezi lokalitami vyrovnané. Z výsledku Kruskal-Wallisova testu v roce 2017 vykazovaly obsahy rizikových prvků v půdě statisticky významné rozdíly mezi lokalitami Česká Kanada a Příbrami a mezi lokalitou Kutná Hora a Česká Kanada, nicméně mezi lokalitami Příbram a Kutná Hora se nepotvrdil statisticky významný rozdíl. V roce 2018 byly všechny obsahy rizikových prvků ve všech třech lokalitách vyrovnané. To se potvrdilo i statisticky na základě Kruskal-Wallisova testu.

V České Kanadě v roce 2017 překročilo jen kadmium preventivní hodnoty v zemědělské půdě jak pro lehké půdy, tak i pro běžné půdy dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. a v roce 2018 přesáhly měď, kadmium a zinek tyto hodnoty. V roce 2018 překročil obsah mědi indikační hodnoty, při jejichž překročení by mohlo dojít k ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy podle vyhlášky č. 153/2016 Sb.

Ash et al. (2014), Tremlová et al. (2010), Száková et al. (2007) a Tlustoš et al. (2006) uvádějí, že lokalita Kutná Hora je kontaminována převážně z hornické činnosti, těžbou a zpracováním rudy. Dále Ash et al. (2014) uvádějí, že při jejich experimentu v Kutné Hoře překročily preventivní hodnoty dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. pouze olovo a arzen. V této práci však bylo zjištěno, že v lokalitě Kutné Hory v roce 2017 byly překročeny preventivní hodnoty v zemědělské půdě (pro lehké půdy i pro běžné půdy) dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. u arzenu, kadmia, mědi, olova a zinku. Naopak v roce 2018 převýšily preventivní hodnoty jen měď a zinek podle obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě, jak pro běžné i pro lehké půdy, dle vyhlášky č. 153/2016 Sb.

V Kutné Hoře byla v půdních vzorcích převýšena indikační hodnota, při jejímž překročení může dojít k ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy podle vyhlášky č. 153/2016 Sb., a to v roce 2018 u mědi v půdě odebrané pod pampeliškou a zinku u vzorků půdy odebraných pod pampeliškou a bezem. V roce 2017 byla překročena indikační hodnota u mědi u všech odebraných půdních vzorků.

Při porovnání s indikačními hodnotami, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiva podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. vyšlo, že kadmium tuto hodnotu překročilo ve všech odebraných půdních vzorcích v roce 2017 v Kutné Hoře a arzen převýšil indikační hodnotu u půdních vzorků odebraných v Kutné Hoře v roce 2018 pod maliníkem, jitrocelem, pampeliškou a kopřivou.

Ash et al. (2014) publikovali, že v půdních vzorcích z Kutné Hory se nacházely zvýšené obsahy arzenu, mědi, olova a zinku, což souhlasí s výsledky této práce. Kromě arzenu v roce 2018, což bylo nejspíše způsobeno heterogenitou půdního prostředí. Dále uvedli, že v lokalitě Kutná Hora je malá část rizikových prvků biologicky dostupná, nejvíce kadmium a nejméně olovo a arzen. Toto se potvrdilo i v této práci.

Garcia-Sánchez et al. (2015), Tlustoš et al. (2006), Száková et al. (2007), Ettler et al. (2005) a Šichorová et al. (2004) uvádějí, že půda v lokalitě Příbram je charakterizována vysokou akumulací olova a zinku v důsledku průmyslové činnosti. Podle výsledků této práce

se tvrzení potvrdilo v roce 2017, ale v roce 2018 byla odhalena kontaminace půdy pouze zinkem. V roce 2017 byly překročeny preventivní hodnoty pro běžné i lehké půdy u arzenu, kadmia, olova a zinku dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. Měď převýšila preventivní hodnoty jen pro lehké půdy podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. Ve vzorcích půdy z roku 2018 z Příbrami byly převýšeny preventivní hodnoty mědi a zinku jak pro běžné, tak i pro lehké půdy a hodnoty kadmia byly mírně zvýšené pro lehké půdy podle vyhlášky č. 153/2016 Sb.

Při porovnání obsahů rizikových prvků v půdě, v lokalitě Příbram, s indikačními hodnotami, při jejichž překročení by mohlo dojít k ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. bylo zjištěno, že v roce 2017 byl převýšen obsah zinku u půdních vzorků odebraných pod jitrocelem, pampeliškou, kopřivou a bezem. V roce 2018 byla převýšena indikační hodnota mědi v půdních vzorcích.

V Příbrami byla převýšena indikační hodnota, při jejímž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiva podle vyhlášky č. 153/2016 Sb., u kadmia u všech půdních vzorků odebraných v roce 2017. V roce 2018 byla překročena indikační hodnota u kadmia u půdních vzorků odebraných pod jitrocelem, pampeliškou, kopřivou a bezem.

V obou letech, podle Spearmanovy korelační analýzy nebyla potvrzena statisticky průkazná závislost dat mezi obsahem rizikových prvků zkoumaných v půdě a obsahem rizikových prvků v rostlinách.

Celkový obsah rizikových prvků v půdě ukazuje rozsah kontaminace půdy, ale neodpovídá obsahu dostupnému pro rostliny (Glavač e al. 2017).

V této práci byl vypočítán i transferový koeficient (obsah prvku v rostlině/celkový obsah v půdě) podle Sauerbeck & Lübben (1991), kteří publikovali, že hodnoty transferového koeficientu poměrně komplikují aplikaci výsledků výzkumu do legislativních předpisů (převážně limitní hodnoty). Je nutné brát v úvahu i samotnou rostlinu.

V Příbrami v roce 2018 vyšel transferový koeficient nad 1 u chromu, kadmia a olova mezi pampeliškou a půdou, u kadmia mezi jitrocelem a půdou, u olova a zinku mezi maliníkem a půdou, u olova mezi kopřivou a půdou a mezi bezem a půdou. V roce 2017 v Příbrami žádný transferový koeficient nepřekročil hodnotu 1.

V roce 2017 v Kutné Hoře byl překročen transferový koeficient 1 mezi kořeny pampelišky a půdou u kadmia a chromu. V Kutné Hoře v roce 2018 byla převýšena hodnota transferového koeficientu 1 ve vzorcích odebraných na zahradě mezi kořeny pampelišky a půdou u arzenu, kadmia a chromu, mezi listy pampelišky a půdou u arzenu a kadmia, u vzorků pampelišky odebrané na louce u kadmia, chromu, niklu, olova, vanadu a zinku, mezi květem bezu a půdou u chromu a mezi jitrocelem a půdou u kadmia.

Mezi maliníkem a půdou u zinku a mezi pampeliškou a půdou u kadmia byla převýšena hodnota 1 u transferového koeficientu v České Kanadě v roce 2017. V roce 2018 byl transferový koeficient vyšší než hodnota 1 mezi jitrocelem a půdou u chromu, mezi kořeny pampelišky a půdou u kadmia, chromu, mědi a vanadu, mezi listy pampelišky a půdou u kadmia a chromu, mezi kopřivou a půdou u vanadu, mezi květy bezu a půdou u chromu a mezi plody bezu a půdou u chromu.

Tremlová et al. (2010) uvádějí, že arzen v půdách v Kutné Hoře vykazuje nízkou přístupnost pro rostliny. V této práci se ukázalo, že v Kutné Hoře v roce 2018 byl velmi vysoký transferový koeficient arzenu mezi pampeliškou (kořen i list) a půdou ve vzorcích



odebraných na zahradě. Ostatní hodnoty odpovídají tvrzení, že je arzen v této lokalitě jen málo přístupný rostlinám. Němeček et al. (2010) publikovali, že v lokalitě Kutná Hora je nutné počítat se zvýšeným transferem (z půdy do rostliny) při zvýšené koncentraci v půdě. To souhlasí i s výsledky této práce.

Tremlová et al. (2010) publikovali, že kadmium v půdě v Příbrami vykazovalo vysokou přístupnost pro rostliny. V roce 2017 se tvrzení v této práci nepotvrdilo, žádná hodnota transferového koeficientu nepřevýšila 0,3. V roce 2018 se tvrzení v této práci částečně potvrdilo mezi pampeliškou a půdou, mezi jitrocelem a půdou a mezi maliníkem a půdou. Mezi kopřivou a půdou a mezi bezem a půdou se toto nepotvrdilo.

Podlešáková et al. (2001) a Ust'ak & Vácha (1998) publikovali, že zinek, chrom a kadmium vykazují vysoký transfer mezi půdou a rostlinami. To se potvrdilo i v této práci. Sánka et al. (2014) uvádějí, že arzen vykazuje nízký transfer mezi půdou a rostlinou. To se potvrdilo i v této práci kromě transferového koeficientu v Kutné Hoře v roce 2018 mezi pampeliškou a půdou odebranou na zahradě. Dále Ust'ak & Vácha (1998) publikovali, že obsahy mědi a zinku mezi jednotlivými rostlinami velmi kolísají, což se potvrdilo i v této práci. Nejnížší hodnota transferového koeficientu pro nikl byla zaznamenána v Příbrami v roce 2017 mezi kopřivou a půdou. Nejvyšší transferový koeficient pro nikl byl zaznamenán mezi kořenem pampelišky a půdou odebranou v Kutné Hoře v roce 2018 na louce. Měď měla nejnížší hodnotu transferového koeficientu mezi jitrocelem a půdou odebranou v roce 2017 v Kutné Hoře. Nejvyšší hodnota transferového koeficientu pro měď byla zaznamenána mezi kořenem pampelišky a půdou odebranou v Olšanech v České Kanadě v roce 2018. V této práci bylo zaznamenáno i kolísání mezi jednotlivými lokalitami.

Collier et al. (2016) uvádějí, že pampeliška lékařská je vhodný modelový druh pro výzkum kontaminovaných oblastí, protože akumuluje rizikové prvky, je k nim tolerantní, a to především k mědi, zinku a olovu. K větší akumulaci rizikových prvků dochází v kořeni než v listech pampelišky. To se potvrdilo i v této práci. Ve všech třech lokalitách byl stanoven nejvyšší obsah v kořenech pampelišky v obou letech. V roce 2018 byly zkoumány i listy pampelišky a došlo ke statistickému porovnání mezi kořenem i listem pampelišky podle Kruskal-Wallisova testu, který odhalil statisticky významný rozdíl mezi obsahy rizikových prvků v listech a kořenech pampelišky. To odpovídá závěrům Galal & Shehata (2015), kteří popsali, že kořen byl hlavní cestou přestupu prvků z půdy do rostliny. Vstup přes kořen převažoval nad vedlejšími vstupy přes nadzemní biomasu. V kořenech dochází k hromadění prvků, a to i rizikových.

Collier et al. (2016) publikovali, že rostliny pampelišky odebrané z nekontaminované oblasti vykazovaly nižší obsah rizikových prvků než v lokalitách kontaminovaných, což se v této práci nepotvrdilo, protože v lokalitě Česká Kanada (kontrolní nekontaminovaná oblast), byly naměřeny u některých rizikových prvků vyšší obsahy ve srovnání s ostatními lokalitami.

Při porovnání průměrných obsahů rizikových prvků v částech léčivých rostlin byl v roce 2018 celkový obsah rizikových prvků vyšší než v roce 2017 ve všech zkoumaných lokalitách. Při statistickém porovnání obsahu rizikových prvků v léčivých rostlinách v obou zkoumaných letech pomocí Kruskal-Wallisova testu, nebyl prokázán statisticky významný rozdíl mezi obsahy rizikových prvků v léčivých rostlinách v jednotlivých lokalitách.

Zheljzkov et al. (2008) publikovali, že hromadění rizikových prvků závisí na rostlinném druhu, což se potvrdilo i v této práci. Při statistickém vyhodnocení rozdílu

obsahu rizikových prvků v jednotlivých druzích léčivých rostlin pomocí Kruskal-Wallisova testu, byl prokázán statisticky významný rozdíl v obsahu rizikových prvků mezi kořeny pampelišky a ostatními léčivými rostlinami v roce 2018. V roce 2017 byl statisticky významný rozdíl mezi pampeliškou a kopřivou, mezi pampeliškou a bezem, a to jak květy, tak i plody. Glavač et al. (2017) uvedli, že kopřiva obsahovala méně kadmia a více mědi, toto se potvrdilo i v této práci.

Glavač et al. (2017) publikovali, že existuje velká variabilita mezi akumulací rizikových prvků v rostlinném těle, která je u kopřivy nižší než u jitrocele, což koresponduje s výsledky této práce. V porovnání kopřivy a jitrocele měl jitrocel vyšší obsah rizikových prvků na všech lokalitách v obou letech. Dále Glavač et al. (2017) uvedli, že olovo a zinek se akumulují v rostlinách. To se potvrdilo i v této práci na všech lokalitách. Nejnižší v lokalitě Česká Kanada a nejvyšší v Příbrami.

Králová et al. (2014) publikovali, že kadmium se řadí k prvkům, které se snadno přemísťují do nadzemní biomasy rostlin a tím se snadno začleňují do potravního řetězce. Toto tvrzení se potvrdilo i v této práci, při porovnání obsahu kadmia v kořenech a listech pampelišky převažoval obsah kadmia v listech.

Sillanpaa & Jansson (1992) uvádějí, že v rostlinách se nejvíce olova ukládá v kořenech. V nadzemních částech rostlin se nachází menší koncentrace, a to i v místech s vysokou kontaminací olova. To se v této práci nepotvrdilo, protože v roce 2018 bylo naměřeno v České Kanadě (v této práci nejméně kontaminované lokalitě) v nadzemní části (plod bezu černého) rostliny vyšší obsah olova než v kořeni pampelišky. To mohl způsobit atmosférický spad například z lokálního znečištění, spalování fosilních paliv, nicméně toto v práci bylo podrobněji zjišťováno.

Při porovnání s nařízením komise (ES) č. 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách, bylo zjištěno, že v České Kanadě byl převyšeno limit u olova v plodech bezu a v kořeni pampelišky (Olšany) v roce 2018. V roce 2017 byl převyšeno limit u olova v kořeni pampelišky. V Kutné Hoře byl převyšeno limit u olova v pampelišce v obou zkoumaných letech. V Příbrami byl překročen limit u olova v maliníku, pampelišce, kopřivě a květu bezu v obou zkoumaných letech.

Kenšová et al. (2014) publikovali, že i malé množství olova má akutní i chronické účinky na lidské zdraví. Olovo působí negativně na neurologickou, kardiovaskulární, gastrointestinální a rozmnožovací soustavu a má karcinogenní účinky na lidský organismus.

Awodele et al. (2013) a Vácha (2019) uvádějí, že u léčivých rostlin, které vyrostly na půdě kontaminované rizikovými prvky, může docházet k přesunu rizikových prvků z půdy do rostlin. Z těchto rostlin se rizikové prvky dostávají do lidského potravního řetězce, a proto je důležité provádět hodnocení obsahu rizikových prvků v léčivých rostlinách.

Fischer et al. (2017) a Glavač et al. (2017) publikovali, že i při nízké koncentraci rizikových prvků v léčivých rostlinách může dojít ke zvýšenému zdravotnímu riziku při konzumaci těchto rostlin a výrobků z nich. Zheljakov et al. (2008) naopak publikovali, že obsahy rizikových prvků v léčivých rostlinách a jejich produktech jsou nízké.

Khan et al. (2008) publikovali, že při konzumaci léčivých rostlin kontaminovaných rizikovými prvky, může dojít k narušení funkce centrálního nervového systému, jater, plic srdce, ledvin a mozku.

Vědeckou hypotézou této práce byl předpoklad, že zdravotní stav půdy, konkrétně kontaminace rizikovými prvky, může výrazně ovlivnit obsah těchto prvků ve vybraných léčivých rostlinách. Z této práce vyplývá, že obsahy rizikových prvků v půdních vzorcích a vzorcích biomasy odebraných ve zkoumaných lokalitách velmi kolísají v jednotlivých letech. Značné rozdíly obsahu rizikových prvků byly nalezeny i mezi vybranými léčivými rostlinami. Pro jednoznačnou odpověď by bylo potřeba provést další zkoumání.

## 7 Závěr

Cílem této práce bylo vybrat vhodnou lokalitu kontaminovanou rizikovými prvky, odebrat vzorky půdy a vzorky léčivých rostlin zde rostoucích a provést stanovení obsahu rizikových prvků v půdních a rostlinných vzorcích. Následně bylo cílem zhodnotit obsahy rizikových prvků z hlediska legislativy a z hlediska možných nežádoucích vlivů na lidský organismus. Pro tuto práci byly vybrány jako kontaminované oblasti Příbram a Kutná Hora a pro srovnání nekontaminovaná oblast Česká Kanada. Ve všech oblastech byly sebrány tyto části léčivých rostlin: květy a plody bezu černého, listy jitrocele kopinatého, listy kopřivy dvoudomé, listy ostružiníku maliníku a kořeny a listy pampelišky lékařské. Analýzy byly prováděny pro 8 rizikových prvků (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, V, Zn).

Hlavní závěry práce:

- V roce 2017 byl potvrzen statisticky významný rozdíl mezi půdou z Kutné Hory a půdou z České Kanady a mezi půdou z Příbrami a půdou z České Kanady. V roce 2018 se však statisticky významný rozdíl mezi lokalitami nepotvrdil.
- Nebyl prokázán statisticky významný rozdíl v obsahu rizikových prvků mezi léčivými rostlinami v jednotlivých lokalitách.
- Byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi obsahy rizikových prvků v kořenech a listech pampelišky lékařské.
- Byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi částmi léčivých rostlin (mezi kořenem a listem, kořenem a květem, kořenem a plodem).
- Nejvyšší obsahy rizikových prvků z částí léčivých rostlin vykazovaly kořeny pampelišky lékařské a nejnižší obsahy rizikových prvků obsahovaly listy kopřivy dvoudomé.
- V České Kanadě byla překročena preventivní hodnota obsahu rizikových prvků v půdě u kadmia a mědi. Indikační hodnota, při jejímž překročení by mohlo dojít k ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy podle vyhlášky č. 153/2016 Sb., byla překročena u mědi.
- V Kutné Hoře prvky arzen, kadmium, měď, olovo a zinek překročily preventivní hodnoty podle vyhlášky č. 153/2016 Sb. obsahů rizikových prvků v půdě. Indikační hodnota, při jejímž překročení by mohlo dojít k ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy podle vyhlášky č. 153/2016 Sb., byla překročena u mědi a zinku. Indikační hodnota, při jejímž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiva podle vyhlášky č. 153/2016 Sb., byla převyšena u kadmia a arzenu.
- V Příbrami byla překročena preventivní hodnota obsahu rizikových prvků v půdě u arzenu, kadmia, olova a zinku. Indikační hodnota, při jejímž překročení by mohlo dojít k ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy dle vyhlášky č. 153/2016 Sb., byla překročena u mědi a zinku. Indikační hodnota, při jejímž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiva podle vyhlášky č. 153/2016 Sb., byla převyšena u kadmia.

- V České Kanadě byla převyšena limitní hodnota nařízení komise (ES) č. 1881/2006 u olova v plodech bezu a v kořenech pampelišky.
- V Kutné Hoře byla převyšena limitní hodnota nařízení komise (ES) č. 1881/2006 u olova v pampelišce.
- V Příbrami byla převyšena limitní hodnota nařízení komise (ES) č. 1881/2006 u olova v maliníku, pampelišce, kopřivě a květu bezu.
- U léčivých rostlin a jejich produktů je důležité sledovat hladinu kontaminace rizikovými prvky. Na kontaminaci rizikovými prvky se nepodílí pouze půda, ale i podzemní voda, atmosférický spad a prašnost.
- Závěrem je doporučení, že z rizikových oblastí by neměly být léčivé rostliny sbírány.

## 8 Seznam literatury

- Adriano DC. 2001. Trace element in terrestrial environments. Springer Science& Business Media, New York.
- Alaoui-Sossé B, Genet P, Vinit-Dunand F, Toussaint ML, Epron D, Badot PM. 2004. Effect of copper on growth in cucumber plants (*Cucumis sativus*) and its relationships with carbohydrate accumulation and changes in ion contents. *Plant science* **166**:1213-1218.
- Ash C, Borůvka L, Tejnecký V, Nikodem A, Šebek O, Drábek O. 2014. Potentially toxic element distribution in soils from the Ag-smelting slag of Kutná Hora (Czech Republic): Descriptive and prediction analyses. *Journal of Geochemical Exploration* **144**:328-336.
- Awodele O, Popoola TD, Amadi KC, Coker HAB, Akintonwa A. 2013. Traditional medicinal plants in Nigeria-Remedies or risks. *Journal of Ethnopharmacology* **150**:614-618.
- Barthwal J, Nair S, Kakkar P. 2008. Heavy Metal Accumulation in Medicinal Plants Collected from Environmentally Different Sites. *Biomedical and Environmental Sciences* **21**:319-324.
- Bencko V, Cikrt M, Lener J. 1995. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Grada Publishing, Praha.
- Beneš S. 1994. *Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí, II. část*. Ministerstvo zemědělství České republiky v Agrospojce, Praha.
- Bhargava A, Carmona FF, Bhargava M, Srivastava S. 2012. Approaches for enhance phytoextraction of heavy metals. *Journal of Environmental Management* **105**:103-120.
- Borůvka L, Huan-Wei Ch, Kozák J, Křišťoufková S. 1996. Heavy contamination of soil with cadmium, lead and zinc in the alluvium of the Litavka river. *Rostlinná Vyroba* **42**:543-550.
- Borůvka L, Vacha R. 2006. Litavka river alluvium as a model area heavily polluted with potentially risk elements. *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils* **68**:267-298.
- Brooks RR. 1994. *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. Editor: Farago ME. *Plants and the Chemical Elements*. Available from <http://doi.wiley.com/10.1002/9783527615919.ch4> (accessed January 2008).
- Bulisová J. 2003. *Ottova všeobecná encyklopedie ve dvou svazcích*. OTTOVO NAKLADATELSTVÍ, Praha.
- Collier MH, Boughter SA, Dameron MP, Gribbins KM, Keane B, Shann JR, Rogstad SH. 2016. Uptake and distribution of copper, lead, and zinc in dandelions (*Taraxacum officinale*; *Asteraceae*) sampled from polluted and nonpolluted soils. *The Journal of the Torrey Botanical Society* **144**:47-57.
- Cordell G. 1995. Changing strategies in natural products chemistry. *Phytochemistry* **40**:1585-1612.
- Čechmánková J, Skála J, Hladík J, Vácha R. 2015. Zátěž zemědělských půd a rostlin rizikovými látkami s vazbou na potravní řetězec. *Živa* **6**:134-135.
- Český lékopis. 2017. Ministerstvo zdravotnictví. Grada Publishing, Praha.
- Davis BD, Billings JR, Ryland RK. 1994. *Evaluation of nursing process documentation*. *Journal of Advanced Nursing*. Available from

- <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2648.1994.tb01175.x> (accessed May 1994).
- Đurža O, Khun M. 2002. Environmentálna geochemia niektorých ťažkých kovov. Vydavateľstvo UK, Bratislava.
- Ettler V, Mihaljevič M, Šebek O, Molek M, Grygar T, Zeman J. 2005. Geochemical and Pb isotopic evidence for sources and dispersal of metal contamination in stream sediments from the mining and smelting district of Příbram, Czech Republic. *Environmental Pollution* **142**:409-417.
- Fargašová A. 2008. Environmentálna toxikológia a všeobecná ekotoxikológia. Orman, Bratislava.
- Fischer A, Brodziak-Dopierala B, Loska K, Stojko J. 2017. The Assessment of Toxic Metals in Plants Used in Cosmetics and Cosmetology. *International journal of environmental research and public health* **14**:1280.
- Fišer J, Nováková M, Macek T. 2014. Mechanismy snižující toxicitu rizikových prvků u rostlin. *Chemické listy* **108**:566–571.
- Galal TM, Shehata HS. 2015. Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Plantago major* L. grown in contaminated soil under the effect of traffic pollution. *Ecological Indicators* **48**:244-251.
- García – Sánchez, M., García – Romera, I., Cajthami, T., Tlustoš, P., Száková, J. 2015. Changes in soil microbial community functionality and structure in a metal-polluted site: the effect of digestate and fly ash applications. *Journal of environmental management* **162**:63–73.
- Glavač NK, Djogo S, Ražić S, Kreft S, Veber M. 2017. Accumulation of heavy metals from soil in medicinal plants. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology* **68**:236-244.
- Hagner M, Romantschuk M, Penttinen OP, Egfors A, Marchand C, Augustsson A. 2018. Assessing toxicity of metal contaminated soil from glassworks sites with a battery of biotests. *Science of The Total Environment* **613-614**:30-38.
- Hall JL. 2002. Cellular mechanism for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of experimental botany* **53**:1-11.
- Harding J. 2004. *The Herb Bible: A Complete Guide to Growing and Using Herbs*. Parragon Publishing, Bath UK.
- Hazrat A, Khan E, Sajad MA. 2013. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. *Chemosphere* **81**:869-881
- Holzbecher Z, Churaček J. 1987. *Analytická chemie*. SNTL, Praha.
- Hon Z. 2013. *Základy toxikologie pro obor vodního hospodářství*. Vysoká škola evropských a regionálních studií, České Budějovice.
- Honary S, Zahir F. 2013. Effect of Zeta Potential on the Properties of Nano-Drug Delivery systems - A Review (Part 1). *Tropical Journal of Pharmaceutical Research* **12**:255-264.
- Horák J, Hejeman M. 2016. 800 years of mining and smelting in Kutná Hora region (the Czech Republic) - spatial and multivariate meta-analysis of contamination studies. *Journal of Soils Sediments* **16**:1584-1598.
- Horáková M, Lischke P, Grnwald A. 1986. *Chemické a fyzikální metody analýzy vod*. Státní nakladatelství technické literatury, Praha.

- Hou X, Jones BT. 2006. Inductively Coupled Plasma/Optical Emission Spectrometry. Encyclopedia of Analytical Chemistry: Applications, Theory and Instrumentation DOI: 10.1002/9780470027318.a5110. ISBN 0471976709.
- Huml L, et al. 2016. Fatty acids, minerals, phenolics and vitamins in the seeds of *Inocarpus fagifer*, a Pacific Island underutilized legume. Journal of Applied and Food Quality **89**:264-269.
- Inta A, Trisonthi P, Trisonthu CH. 2013. Analysis of traditional knowledge in medicinal plants used by Yuan in Thailand. Journal of Ethnopharmacology **149**:344-351.
- Jones K. 2016. Black Elderberry Monograph: Medicinal Research Review of Sambucus Nigra L. BookBaby, Bolzano.
- Kabata-Pendias A. 2004. Soil-plant transfer of trace elements-an environmental issue. Geoderma **122**:143-149.
- Kabata-Pendias A. 2000. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, London.
- Kárník T, Křištofová D. 2010. Metalurgie olova v České republice a nejlepší dostupné technologie z hlediska IPPC. VŠB – TU, Ostrava. Available from metal2012.tanger.cz/files/proceedings/metal\_00/papers/634.pdf (accessed November 2010).
- Kenšová R, Hynek D, Adam V, Kizek R. 2014. Působení olova na živé organismy. Journal of Metallomics and Nanotechnologies **3**:35-37.
- Khan SA, Khan L, Hussain I, Marwat KB, Akhtar N. 2008. Profele heavy metals in selected medicinal plants. Pakistan Journal of Weed Science Research **14**:101-110.
- Kidd P, et al. 2015. Agronomic practices for improving gentle remediation of trace element-contaminated soils. International journal of phytoremediation **17**:1005-1037.
- Komínková D. 2011. Ekotoxikologie. České vysoké učení technické, Praha.
- Komise evropských společenství. 2006. Nařízení komise (ES) č. 1881/2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách. Evropská unie.
- Králová L, Száková J, Kubík Š, Tlustoš P, Balík J. 2010. The variability of arsenic and other risk element uptake by individual plant species growing on contaminated soil. Soil and Sediment Contamination. International Journal **19**:617-634.
- Kulhari A, Sheorayan A, Bajar S, Sarkar S, Chadhury A, Kalia RK. 2013. Investigation of heavy metals in frequently utilized medicinal plants collected from environmentally diverse locations of north western India. Springerplus DOI: 10.1186/2193-1801-2-676.
- Lair GJ, Zehetner F, Fiebig M, Gerzabek MH, van Gestel CAM, Hein T, Hohensinner S, Hsu P, Jones KC, Jordan G, Koelmans AA, Poot A, Slijkerman DME, Totsche KU, Bondar-Kunze E, Barth JAC. 2009. How do long-term development and periodical ganges of river-floodplain systems affect the of contaminants? Results from European rivers. Environmental Pollution **157**:3183-3514.
- Loučka T. 2014. Chemie životního prostředí. Univerzita J. E. Purkyně, Ústí nad Labem.
- McGeer J, Henningsen G, Lanno R, Fisher N, Sappington K, Drexler J. 2004. Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals. Risk Assessment Forum, Washington DC. Available from <https://archive.epa.gov/osa/raf/web/pdf/biofinal81904.pdf> (accessed August 2004).



- Mikanova O, Kubat J, Mikhailovskaya N, Voeroes I. et al. 2001. Influence of heavy metal pollution on some soil-biological parameters in the alluvium of the Litavka river. AGRIS, Praha.
- 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. Pages 2692–2699 in Sbírka zákonů České republiky, 2016, částka 59. Česká republika.
- Navrátil T, Rohovec J. 2006. Olovo – vlastnosti, historie a budoucnost používání. *Vesmír* **9**:85.
- Němeček J, Vácha R, Podlešáková E. 2010. Hodnocení kontaminace půd v ČR. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha.
- Novák J, Skalický M. 2009. Botanika. Powerprint, Praha.
- Pauliš P. 2000. Intoxikace životního prostředí v kutnohorském rudním revíru. Pages 36–40 in Kutnohorsko - vlastivědný sborník. Kuttna, Kutná Hora.
- Pavlíková D, Macek T, Macková M, Rurá M, Száková J, Tlustoš P. 2004. The evaluation of cadmium, zinc and nickel accumulation ability of transgenic Tobago Bering different transgenes. *Plant soil and environment* **12**:513-517.
- Petríková V, Ust'ak S, Roth J. 1995. Těžké kovy v půdách a zemědělských plodinách v pěti různě imisně zatížených lokalitách ČR. *Rostlinná výroba* **41**:17-23.
- Podlešáková E, Němeček J, Vácha R. 2001. Mobility and bioavailability of trace elements in soils. Pages 21-42 in Iskandar IK, Kirkham MB, editors. Trace Elements in Soil: Bioavailability, Flux, and Transfer. CRC Press, London.
- Rieuwerts J, Farago M. 1996. Heavy metal pollution in the vicinity of a secondary lead smelter in the Czech Republic. *Applied Geochemistry* **11**:17-23.
- Rop O. 2001. Výskyt cizorodých prvků v půdách České republiky a možnosti jejich imobilizace. Úroda. Available from <https://uroda.cz/vyskyt-cizorodych-prvku-v-pudach-ceske-republiky-a-moznosti-jejich-imbilizace/> (accessed June 2001).
- Rubcov VC, Beneš K. 1980. Zelená lékárna. Lidové nakladatelství, Praha.
- Sánka M, Materna J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Sánka et al. 2014. Metodické postupy k omezení vstupu rizikových látek do rostlinné produkce v oblastech postižených periodickými povodněmi. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Brno. Available from <https://knihovna.vumop.cz/files/374> (accessed November 2014).
- Sauerbeck D, Lübben S. 1991. Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Forschungszentrum, Jülich.
- Savichev AT, Vodyanitskii YN. 2011. X-ray radiometric determinative of lanthanides (praseodymium, neodymium and samarium) in soil. *Eurasian Soil Science*. Available from <http://link.springer.com/10.1134/S1064229311040089> (accessed April 2011).
- Selfertová E. 2015. Sběru léčivých bylin se věnuje víc než polovina základních škol. *Zemědělec*, Praha. Available from <https://zemedelec.cz/sberu-lecivych-bylin-se-venuje-vic-nez-polovina-zakladnich-skol/> (accessed March 2015).

- Sillanpaa M, Jansson H. 1992. Status of cadmium, lead, cobalt and selenium in soils and plants of thirty countries. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Soudek P, Víchová L, Valenová Š, Podlipná R, Malá J, Vaněk T. 2006. Arsen a jeho příjem rostlinami. *Chemické listy* **100**:323-329.
- Spohn M, Golte-Bechtle M. 2015. Was blüht denn da?. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. KG, Stuttgart.
- Stužka V. 2000. Analytická atomová optická spektrometrie. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc.
- Susarla S, Medina VF, McCutcheon SC. 2002. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering* **18**:647-658.
- Szaková J, Mikaljevič M, Tlustoš P. 2007. Mobilita, transformace a základní metody stanovení sloučenin arsenu v půdě a rostlinách. *Chemické listy* **101**:367-405.
- Šarapatka B. 2014. Pedologie a ochrana půdy. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Šichorová K, Tlustoš P, Szaková J, Kořínek K, Balík J. 2004. Horizontal and vertical variability of heavy metals in the soil of a polluted area. *Plant Soil and Environment* **12**:525-534.
- Tichý M. 2002. Toxikologie pro chemika. Karolium, Praha.
- Tlustoš P, Szaková J, Šichorová K, Pavlíková D, Balík J. 2006. Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha. Available from [www.phytosanitary.org/projekty/2007/VVF\\_08\\_2007.pdf](http://www.phytosanitary.org/projekty/2007/VVF_08_2007.pdf) (accessed January 2019).
- Tremlová J, Szaková J, Tlustoš P. 2010. Hodnocení možného vlivu rizikových prvků obsažených v půdě na organismus člověka. *Chemické listy* **104**:349-352.
- Turkdogan MK, Fevzi K, Kazim K, Ilyas T, Ismai, U. 2003. Heavy metals in soil, vegetables and fruits in the endemic upper gastrointestinal cancer region of Turkey. *Environmental Toxicants Pharmacy* **13**:175-179.
- Ust'ak S, Váňa J. 1998. Transfer rizikových prvků z kontaminované půdy do vybraných energetických rostlin. *Rostlinná výroba* **44**:477-485.
- Vácha R. 2019. Kontaminace půdy. Česká technologická platforma pro zemědělství. Available from <https://www.ctpz.cz/vyzkum/kontaminace-pudy-857> (accessed February 2019).
- Vácha R, Podlešáková E, Němeček J, Poláček O. 2002. Immobilization of As, Cd, Pb and Zn in agricultural soils by the use of organic and inorganic additives. *Plant Soil and Environment* **48**:335-342.
- Vaněk A, Komárek M, Chrástný V, Bečka D, Mihaljevič M, Šebek O, Panušková G, Schusterová Z. 2010. Thallium uptake by white mustard (*Sinapis alba* L.) grown on moderately contaminated soils. Agro-environmental implications. *Journal of Hazardous Materials* **182**:303-308.
- Vaněk T, Soudek P, Podlipná R, Petrová Š, Landa P. 2017. Fytoremediace a možnosti její aplikace. Středisko společných činností AV ČR, Praha.
- Vangronsveld J, et al. 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research* **16**:765-794.
- Waller PA, Pickering WF. 1993. The effect of pH on the lability of lead and cadmium sorbed on humic acid particles. *Chem. Spec. Bioavailab* **5**:11-22.

- Yadav KK, Gupta N, Kumar V, Singh JK. 2017. Bioremediation of heavy metals from contaminated sites using potential species: a review. *Indian journal of environmental protection* **37**:65-84.
- Yamashita CI, Saiki M, Vasconcellos MBA, Sertié JAA. 2005. Characterization of trace elements in *Casearia* medicinal plant by neutron activation analysis. *Applied Radiation and Isotopes* **63**:841–846.
- Yousaf B, Liu G, Abbas Q, Wang R, Imtiaz M, Zia-ur-Rehman M. 2017. Investigating the uptake and acquisition of potentially toxic elements in plants and health risks associated with the addition of fresh biowaste amendments to industrially contaminated soil. *Land Degradation & Development* **28**:2596–2607.
- Zbírál J. 2015. Stanovení obsahu arzenu, kobaltu, chromu a niklu metodou ICP-OES. ÚKZÚZ, Praha. Available from <https://docplayer.cz/39018192-Jednotne-pracovni-postupy-zkouseni-krmiv-stanoveni-obsahu-arsenu-kobaltu-chromu-a-niklu-metodou-icp-oes.html> (accessed December 2015).
- Zehnálek J, Kryštofová O, Adam V, Kizek R. 2010. Zemědělské plodiny využitelné pro hyperakumulaci těžkých kovů a fytoremediace. Cukr-listy, Brno. Available from [www.cukr-listy.cz/on\\_line/2010/PDF/419.PDF](http://www.cukr-listy.cz/on_line/2010/PDF/419.PDF) (accessed November 2010).
- Zheljzkov VD, Jeliaskova EA, Kovacheva N, Dzhurmanski A. 2008. Metal uptake by medicinal plant species grown in soils contaminated by a smelter. *Environmental and Experimental Botany* **64**:207-216.

## 9 Seznam tabulek a seznam obrázků

Tabulky:

<i>Tab. 1 Indikační hodnoty rizikových prvků, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat (mg/kg sušiny)</i> .....	21
<i>Tab. 2 Preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě zjištěné extrakcí lučavkou královskou (mg/kg sušiny)</i> .....	23
<i>Tab. 3 Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv (mg/kg sušiny)</i> .....	24
<i>Tab. 4 Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být podezření z ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy (mg/kg sušiny)</i> .....	24
<i>Tab. 5 Přírodní podmínky lokality Příbram</i> .....	29
<i>Tab. 6 Přírodní podmínky lokality Kutná Hora</i> .....	30
<i>Tab. 7 Přírodní podmínky lokality Česká Kanada</i> .....	32
<i>Tab. 8 Data sběru</i> .....	33
<i>Tab. 9 Obsah rizikových prvků v půdě v lokalitě Česká Kanada</i> .....	35
<i>Tab. 10 Obsah rizikových prvků v půdě v lokalitě Kutná Hora</i> .....	36
<i>Tab. 11 Obsah rizikových prvků v půdě v lokalitě Příbram</i> .....	37
<i>Tab. 12 Porovnání průměrného obsahu rizikových prvků v půdě (mg/kg)</i> .....	38
<i>Tab. 13 Vliv lokality na akumulaci rizikových prvků v půdě v roce 2017</i> .....	38
<i>Tab. 14 Vliv lokality na akumulaci rizikových prvků v půdě v roce 2018</i> .....	38
<i>Tab. 15 Obsah rizikových prvků v rostlinách v lokalitě Česká Kanada v roce 2018</i> .....	39
<i>Tab. 16 Obsah rizikových prvků v rostlinách v lokalitě Česká Kanada v roce 2017</i> .....	39
<i>Tab. 17 Obsah rizikových prvků v rostlinách v lokalitě Kutná Hora 2018</i> .....	40
<i>Tab. 18 Obsah rizikových prvků v rostlinném materiálu v lokalitě Kutná Hora 2017</i> .....	40
<i>Tab. 19 Obsah rizikových prvků v rostlinném materiálu v lokalitě Příbram 2018</i> .....	41
<i>Tab. 20 Obsah rizikových prvků v rostlinném materiálu v lokalitě Příbram 2017</i> .....	41
<i>Tab. 21 Obsah rizikových prvků v pampelišce 2018</i> .....	42
<i>Tab. 22 Průměrný obsah rizikových prvků v rostlinném materiálu (mg/kg)</i> .....	42
<i>Tab. 23 Vliv rostlinné části na obsah rizikových prvků v pampelišce 2018</i> .....	43
<i>Tab. 24 Vliv lokality na obsah RP 2017 v rostlinném materiálu</i> .....	43
<i>Tab. 25 Vliv lokality na obsah RP 2018 v rostlinném materiálu</i> .....	43
<i>Tab. 26 Rozdíl obsahů RP mezi jednotlivými druhy rostlin 2018</i> .....	44
<i>Tab. 27 Rozdíl obsahů RP mezi jednotlivými druhy rostlin 2017</i> .....	44
<i>Tab. 28 Vliv rostlinné části na obsah rizikových prvků v bezu 2017</i> .....	45
<i>Tab. 29 Vliv rostlinné části na obsah rizikových prvků v bezu 2018</i> .....	45
<i>Tab. 30 Vliv rostlinné části na obsah rizikových prvků v rostlině 2018</i> .....	45
<i>Tab. 31 Vliv rostlinné části na obsah RP v rostlině 2017</i> .....	46
<i>Tab. 32 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a částmi léčivých rostlin v Příbrami v roce 2018</i> .....	47
<i>Tab. 33 Transferový koeficient mezi léčivými rostlinami a půdou v Příbrami 2018</i> .....	47
<i>Tab. 34 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a částmi léčivých rostlin v Příbrami v roce 2017</i> .....	48
<i>Tab. 35 Transferový koeficient mezi léčivými rostlinami a půdou v Příbrami 2017</i> .....	48

<i>Tab. 36 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a pampeliškou v Kutné Hoře</i>	49
<i>Tab. 37 Transferový koeficient mezi pampeliškou a půdou v Kutné Hoře</i>	49
<i>Tab. 38 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a bezou v Kutné Hoře</i>	50
<i>Tab. 39 Transferový koeficient mezi bezem a půdou v Kutné Hoře</i>	50
<i>Tab. 40 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a maliníkem, jitrocelem a kopřivou v Kutné Hoře</i>	51
<i>Tab. 41 Transferový koeficient mezi léčivými rostlinami v Kutné Hoře</i>	51
<i>Tab. 42 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a rostlinným materiálem v České Kanadě 2018</i>	52
<i>Tab. 43 Transferový koeficient mezi léčivými rostlinami a půdou v České Kanadě (Hadrava) v roce 2018</i>	52
<i>Tab. 44 Transferový koeficient mezi léčivými rostlinami a půdou v Olšanech v České Kanadě (2018)</i>	53
<i>Tab. 45 Porovnání obsahu rizikových prvků mezi půdou a rostlinným materiálem v České Kanadě 2017</i>	53
<i>Tab. 46 Transferový koeficient mezi léčivými rostlinami a půdou v České Kanadě v roce 2017</i>	54
<i>Tab. 47 Korelace mezi obsahem rizikových prvků v půdě a rostlině v roce 2017</i>	54
<i>Tab. 48 Korelace mezi obsahem rizikových prvků v půdě a rostlině v roce 2018</i>	54

**Obrázky:**

<i>Obr. 1: Místo odběru vzorků (zdroj: <a href="http://www.mapy.cz">www.mapy.cz</a>)</i>	29
<i>Obr. 2 Místo odběrů vzorků (zdroj: <a href="http://www.mapy.cz">www.mapy.cz</a>)</i>	30
<i>Obr. 3 Místo odběrů vzorků u rybníku Hadrava (zdroj: <a href="http://www.mapy.cz">www.mapy.cz</a>)</i>	31
<i>Obr. 4 Místo odběrů vzorků u obce Olšany (zdroj: <a href="http://www.mapy.cz">www.mapy.cz</a>)</i>	31

## 10 Seznam použitých zkratek

ČR – Česká Republika

DL – detekční limit

ICP-OES – optická emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem

IPPC – integrovaná prevence a omezování

USD - americký dolar

AV – akademie věd

VŠB – TU – Vysoká škola báňská – Technická univerzita

## 11 Samostatné přílohy

*Příloha 1 – Tab. PI: Obsah rizikových prvků ve vzorcích půd 2018*

lokality	půda pod léčivou rostlinou	opak.	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
			mg/kg							
Příbram	bez, jitrocel, kopřiva, maliník, pampeliška	1	0,551	0,539	0,518	527,614	15,278	9,732	10,604	377,419
Příbram	bez, jitrocel, kopřiva, maliník, pampeliška	2	0,573	0,378	0,500	543,374	15,052	10,254	11,214	332,426
Kutná Hora zahrada	pampeliška	1	0,495	0,311	1,154	314,607	13,477	18,682	8,516	192,649
Kutná Hora zahrada	pampeliška	2	0,486	0,257	0,987	314,532	12,837	22,569	7,995	179,922
Kutná Hora	bez	1	0,294	0,319	1,408	583,519	26,980	18,714	9,701	318,750
Kutná Hora	bez	2	0,342	0,376	1,437	593,951	26,918	18,136	9,460	304,391
Kutná Hora	maliník	1	0,531	0,284	1,701	862,321	16,099	21,059	8,523	285,691
Kutná Hora	maliník	2	0,569	0,284	1,577	778,708	15,292	20,242	9,536	269,300
Kutná Hora	pampeliška, jitrocel	1	0,552	0,315	0,645	347,427	10,455	4,936	3,509	219,554
Kutná Hora	pampeliška, jitrocel	2	0,553	0,356	0,643	391,437	11,047	5,172	3,790	244,952
Kutná Hora louka	kopřiva	1	0,512	0,456	0,512	374,097	12,276	6,786	2,287	270,971
Kutná Hora louka	kopřiva	2	0,482	0,444	0,920	379,457	12,699	6,763	2,373	292,988
Česká Kanada Hadrava	jitrocel, pampeliška	1	0,634	0,621	0,218	333,155	12,852	5,996	1,557	351,378
Česká Kanada Hadrava	jitrocel, pampeliška	2	0,639	0,660	0,252	350,363	13,584	5,884	1,623	376,073
Česká Kanada Olšany	jitrocel, pampeliška	1	0,616	0,596	0,208	248,613	31,531	9,314	1,604	279,348
Česká Kanada Olšany	jitrocel, pampeliška	2	0,616	0,749	0,173	292,356	34,855	11,172	1,890	376,764

Česká Kanada Olšany	bez, maliník, kopřiva	1	0,638	0,534	0,344	229,449	16,974	9,433	1,885	247,241
Česká Kanada Olšany	bez, maliník, kopřiva	2	0,634	0,565	0,189	238,449	17,188	9,061	1,864	263,677

*Příloha 2 – Tab. PII: Obsah rizikových prvků v rostlinném materiálu 2018*

Lokalit	druh rostliny	část rostliny	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
			mg/kg							
Česká Kanada Hadrava	pampeliška	kořen	0,034	1,213	4,457	24,477	5,906	2,106	2,990	72,608
Česká Kanada Hadrava	pampeliška	kořen	0,034	1,142	4,723	26,198	6,696	3,581	2,665	78,149
Česká Kanada Hadrava	pampeliška	list	0,034	1,018	0,004	36,020	2,219	0,008	1,382	60,250
Česká Kanada Hadrava	pampeliška	list	0,034	1,133	1,070	28,328	3,090	4,647	2,096	80,740
Česká Kanada Hadrava	jitrocel	list	0,034	0,284	0,004	27,771	1,217	0,008	0,781	45,082
Česká Kanada Hadrava	jitrocel	list	0,034	0,270	0,560	21,100	1,600	0,650	0,934	37,123
Česká Kanada Olšany	pampeliška	kořen	0,034	1,197	0,921	318,703	2,111	3,976	1,871	76,162
Česká Kanada Olšany	pampeliška	kořen	0,034	1,250	1,386	229,200	3,760	2,265	1,760	65,737
Česká Kanada Olšany	pampeliška	list	0,034	1,125	0,765	21,788	0,002	0,008	1,676	64,863
Česká Kanada Olšany	pampeliška	list	0,034	1,343	1,008	34,602	1,420	5,346	1,488	71,857
Česká Kanada Olšany	jitrocel	list	0,034	0,102	0,868	62,998	0,002	2,317	1,148	54,594
Česká Kanada Olšany	jitrocel	list	0,034	0,350	1,210	47,950	0,147	2,400	1,400	64,779
Česká Kanada Olšany	maliník	list	0,034	0,382	0,004	17,918	2,121	0,008	2,124	101,557
Česká Kanada Olšany	maliník	list	0,034	0,370	0,400	28,100	1,400	0,008	1,433	123,257



Česká Kanada Olšany	kopřiva	list	0,034	0,001	0,004	27,240	1,224	2,126	1,669	52,096
Česká Kanada Olšany	kopřiva	list	0,034	0,001	0,004	14,300	1,143	0,008	2,639	49,530
Česká Kanada Olšany	bez	květ	0,034	0,001	0,793	25,158	0,962	0,008	0,693	41,216
Česká Kanada Olšany	bez	květ	0,034	0,001	1,400	21,540	0,946	0,008	0,652	39,543
Česká Kanada Olšany	bez	plod	0,034	0,001	0,004	171,541	0,002	0,008	1,243	43,467
Česká Kanada Olšany	bez	plod	0,034	0,001	1,569	122,993	1,654	12,920	1,163	109,395
Příbram	pampeliška	kořen	0,034	4,418	13,843	52,384	8,854	38,388	6,233	262,655
Příbram	pampeliška	kořen	0,034	0,191	20,900	32,100	9,600	56,100	6,500	122,328
Příbram	pampeliška	list	0,034	1,892	0,004	24,588	3,168	9,841	1,552	153,086
Příbram	pampeliška	list	0,034	1,523	0,004	34,714	4,600	9,411	2,036	163,049
Příbram	jitrocel	list	0,034	0,675	0,004	13,716	1,462	5,586	1,170	120,189
Příbram	jitrocel	list	0,034	0,699	0,004	12,220	1,378	4,220	1,743	184,732
Příbram	maliník	list	0,034	0,390	0,004	103,570	1,321	10,358	1,104	117,817
Příbram	maliník	list	0,034	0,452	0,004	125,400	1,400	11,270	1,087	996,520
Příbram	kopřiva	list	0,034	0,001	0,004	24,924	0,502	17,522	1,588	90,977
Příbram	kopřiva	list	0,034	0,001	0,004	22,658	0,320	13,733	2,038	73,021
Příbram	bez	květ	0,034	0,001	0,004	23,063	0,603	17,734	1,478	49,184
Příbram	bez	květ	0,034	0,001	0,004	30,720	0,372	29,054	1,208	30,762
Příbram	bez	plod	0,034	0,001	0,985	7,996	0,002	1,817	1,196	33,543
Příbram	bez	plod	0,034	0,001	0,805	6,044	0,274	2,104	1,393	37,124
Kutná Hora zahrada	pampeliška	kořen	8,761	1,233	7,279	27,691	2,920	9,045	5,183	82,401
Kutná Hora zahrada	pampeliška	kořen	7,823	1,383	6,933	43,810	4,902	10,274	2,985	92,307
Kutná Hora zahrada	pampeliška	list	7,153	1,817	0,982	95,305	0,601	8,915	0,891	103,835
Kutná Hora zahrada	pampeliška	list	9,024	1,383	0,936	76,209	0,542	8,753	0,876	126,382
Kutná Hora louka	pampeliška	kořen	0,034	2,266	18,090	41,321	49,884	21,567	5,586	241,349
Kutná Hora louka	pampeliška	kořen	0,034	2,402	18,254	180,633	52,354	13,262	4,867	309,486
Kutná Hora louka	pampeliška	list	0,034	2,898	2,929	54,903	19,392	5,484	2,954	298,734

Kutná Hora louka	pampeliška	list	0,034	2,452	4,769	29,986	19,654	8,378	5,393	264,616
Kutná Hora	jitrocel	list	0,034	0,694	0,004	27,701	3,413	0,008	2,024	95,865
Kutná Hora	jitrocel	list	0,034	0,369	0,004	32,134	3,979	0,008	1,071	101,627
Kutná Hora	maliník	list	0,034	0,001	0,004	28,854	2,731	0,008	1,126	44,067
Kutná Hora	maliník	list	0,034	0,001	1,381	50,115	3,211	0,008	1,735	52,546
Kutná Hora	kopřiva	list	0,034	0,001	0,004	19,601	1,947	0,008	0,880	37,886
Kutná Hora	kopřiva	list	0,034	0,001	0,004	16,798	2,273	2,033	1,555	33,662
Kutná Hora	bez	květ	0,034	0,001	2,605	18,786	1,492	0,008	0,583	38,840
Kutná Hora	bez	květ	0,034	0,001	1,014	25,338	1,148	0,008	1,854	41,759
Kutná Hora	bez	plod	0,034	0,001	1,444	36,734	1,210	3,793	1,480	42,736
Kutná Hora	bez	plod	0,034	0,001	1,028	18,956	0,631	0,008	1,764	22,172

Příloha 3 – Tab. PIII: Lokalizace sběrných míst

Lokalita	Souřadnice	Druh rostliny
Příbram	49.6907297N, 13.9848486E	<i>Rubus idaeus</i>
		<i>Plantago lanceolata</i>
	49.690990N, 13.984967E	<i>Taraxacum officinale</i>
		<i>Taraxacum officinale</i>
		<i>Urtica dioica</i>
		<i>Sambucus nigra</i>
49.6907297N, 13.9848486E	<i>Sambucus nigra</i>	
Kutná Hora	49.930496N, 15.254916E	<i>Rubus idaeus</i>
		<i>Plantago lanceolata</i>
	49.928806N, 15.244550E	<i>Taraxacum officinale</i>
		<i>Taraxacum officinale</i>
		<i>Taraxacum officinale</i>
		<i>Taraxacum officinale</i>
49.933892N, 15.258217E	<i>Urtica dioica</i>	
49.928806N, 15.244550E	<i>Sambucus nigra</i>	
49.9318656N, 15.2576414E	<i>Sambucus nigra</i>	
Česká Kanada	49.1283592N, 15.2581236E	<i>Rubus idaeus</i>
		<i>Plantago lanceolata</i>
		<i>Taraxacum officinale</i>
		<i>Taraxacum officinale</i>
		<i>Urtica dioica</i>
		<i>Sambucus nigra</i>
	<i>Sambucus nigra</i>	
	49.1485408N, 15.3595067E	<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Taraxacum officinale</i>		
	<i>Taraxacum officinale</i>	

Příloha 4 – Tab. PIV: Obsah rizikových prvků v rostlinném materiálu 2017

léčivá rostlina	lokalita	část rostliny	opakování	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
				mg/kg							
maliník	Příbram	list	1	0,03	0,60	1,10	14,42	1,54	6,53	1,03	97,87
maliník	Příbram	list	2	0,03	0,55	1,06	11,32	1,96	6,16	0,71	104,93
jitrocel	Příbram	list	1	0,03	1,00	0,004	14,94	0,72	3,00	0,28	91,51
jitrocel	Příbram	list	2	0,03	0,86	0,004	18,39	0,81	1,60	1,04	96,26
pampeliška	Příbram	kořen	1	0,03	1,71	2,08	25,77	0,92	9,86	1,01	83,43
pampeliška	Příbram	kořen	2	0,03	1,91	2,29	23,73	1,06	9,34	1,50	78,76
kopřiva	Příbram	list	1	0,03	0,001	1,33	10,53	0,002	8,73	1,10	59,62
kopřiva	Příbram	list	2	0,03	0,21	1,60	10,26	0,002	5,16	0,71	60,04
bez	Příbram	květ	1	0,03	0,001	1,60	12,39	0,002	3,90	0,003	62,15
bez	Příbram	květ	2	0,03	0,001	1,07	15,05	0,41	6,78	0,003	60,79
bez	Příbram	plod	1	0,03	0,001	0,004	0,03	0,65	0,01	0,003	14,13
bez	Příbram	plod	2	0,03	0,001	1,15	9,13	0,90	0,01	0,003	16,39
maliník	Kutná Hora	list	1	0,03	0,001	0,85	10,29	1,61	0,01	0,74	58,50
maliník	Kutná Hora	list	2	0,03	0,44	1,60	9,28	1,79	0,01	1,31	54,54
jitrocel	Kutná Hora	list	1	0,03	0,54	0,004	15,01	7,06	0,01	0,74	53,08
jitrocel	Kutná Hora	list	2	0,03	0,72	0,004	11,13	2,70	0,01	0,67	53,97
pampeliška	Kutná Hora	kořen	1	0,03	0,67	1,64	14,74	0,61	3,13	1,37	53,56
pampeliška	Kutná Hora	kořen	2	0,03	1,17	1,23	21,66	0,61	3,69	1,78	59,41
kopřiva	Kutná Hora	list	1	0,03	1,08	0,75	15,74	1,81	0,01	0,003	36,42
kopřiva	Kutná Hora	list	2	0,03	0,001	0,004	15,38	1,95	0,01	1,01	37,36
bez	Kutná Hora	květ	1	0,03	0,001	0,004	26,57	1,18	2,17	0,003	52,18
bez	Kutná Hora	květ	2	0,03	0,001	0,004	21,88	1,48	3,46	0,003	48,47
bez	Kutná Hora	plod	1	0,03	0,001	0,004	8,15	0,48	0,01	0,003	17,88
bez	Kutná Hora	plod	2	0,03	0,001	0,004	7,06	1,13	0,01	0,003	16,81
maliník	Česká Kanada	list	1	0,03	0,001	0,004	12,03	1,60	0,01	0,003	70,10
maliník	Česká Kanada	list	2	0,03	0,29	1,10	10,26	1,79	0,01	0,68	71,93

jitrocel	Česká Kanada	list	2	0,03	0,36	1,05	8,59	0,77	0,01	0,003	37,01
pampeliška	Česká Kanada	kořen	1	0,03	1,25	1,81	22,92	4,97	4,17	1,76	45,28
pampeliška	Česká Kanada	kořen	2	0,03	1,18	1,40	23,13	4,82	2,29	1,84	43,98
kopřiva	Česká Kanada	list	1	0,03	0,001	1,52	8,99	1,10	0,01	0,003	46,44
kopřiva	Česká Kanada	list	2	0,03	0,001	0,004	0,03	1,23	0,01	0,003	43,49
bez	Česká Kanada	květ	1	0,03	0,001	1,02	15,13	0,92	0,01	0,003	39,53
bez	Česká Kanada	květ	2	0,03	0,001	1,28	15,11	1,44	0,01	0,003	43,24
bez	Česká Kanada	plod	1	0,03	0,001	0,86	0,03	0,77	0,01	0,003	18,87
bez	Česká Kanada	plod	2	0,03	0,001	1,14	6,80	0,84	0,01	0,003	19,08

*Příloha 4 – Tab. PV: Obsah rizikových prvků v půdě 2017*

lokality	půdy pod léčivou rostlinou		opakování	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
				mg/kg							
Příbram	maliník	list	1	23,04	2,41	23,38	58,91	12,03	180,27	36,38	172,43
Příbram	maliník	list	2	20,59	34,67	25,51	61,39	12,24	132,04	37,25	181,02
Příbram	jitrocel	list	1	91,28	6,00	25,07	30,54	13,36	626,80	35,20	636,60
Příbram	jitrocel	list	2	50,12	6,16	23,01	47,03	12,91	460,22	35,71	619,50
Příbram	pampeliška	kořen	1	91,28	6,00	25,07	30,53	13,36	626,80	35,20	636,60
Příbram	pampeliška	kořen	2	50,12	6,16	23,01	47,03	12,91	460,22	35,71	619,50
Příbram	kopřiva	list	1	49,90	7,21	26,79	34,18	14,77	335,89	42,29	557,91
Příbram	kopřiva	list	2	51,86	7,14	26,23	35,43	14,20	309,13	39,88	533,35
Příbram	bez	květ	1	49,90	7,21	26,79	34,18	14,77	335,89	42,29	557,91
Příbram	bez	květ	2	51,86	7,14	26,23	35,43	14,20	309,13	39,88	533,35
Příbram	bez	plod	1	49,90	7,21	26,79	34,18	14,77	335,89	42,29	557,91
Příbram	bez	plod	2	51,86	7,14	26,23	35,43	14,20	309,13	39,88	533,35
Kutná Hora	maliník	list	1	74,05	4,08	40,59	77,58	37,54	102,26	46,99	403,58
Kutná Hora	maliník	list	2	74,07	4,04	39,87	62,68	35,37	99,23	45,08	377,34
Kutná Hora	jitrocel	list	1	46,98	1,70	24,89	57,14	19,37	85,56	22,69	130,71
Kutná Hora	jitrocel	list	2	44,33	1,59	24,24	52,46	18,56	90,09	22,38	126,11
Kutná Hora	pampeliška	kořen	1	114,94	4,64	17,46	208,10	17,19	264,18	21,03	2059,18

Kutná Hora	pampeliška	kořen	2	115,44	4,58	17,34	187,19	15,89	249,00	20,91	2010,76
Kutná Hora	kopřiva	list	1	44,91	1,49	22,52	53,80	17,35	79,14	20,31	119,92
Kutná Hora	kopřiva	list	2	44,23	1,57	22,08	29,22	17,40	87,63	20,36	106,64
Kutná Hora	bez	květ	1	37,81	2,99	35,07	103,76	38,65	124,18	36,50	835,71
Kutná Hora	bez	květ	2	41,76	3,10	37,49	93,91	43,21	124,62	37,69	613,32
Kutná Hora	bez	plod	1	37,81	2,99	35,07	103,76	38,65	124,18	36,50	835,71
Kutná Hora	bez	plod	2	41,76	3,10	37,49	93,91	43,21	124,62	37,69	613,32
Česká Kanada	maliník	list	1	0,04	0,68	5,02	16,34	2,34	50,38	6,62	62,66
Česká Kanada	maliník	list	2	0,04	0,71	4,67	19,64	2,19	47,11	6,55	61,37
Česká Kanada	jitrocel	list	1	4,09	1,03	19,35	31,91	6,93	28,63	26,62	76,03
Česká Kanada	jitrocel	list	2	3,91	0,95	17,83	12,65	6,51	26,57	26,79	67,67
Česká Kanada	pampeliška	kořen	1	0,04	1,03	22,41	32,43	7,45	11,69	37,55	68,64
Česká Kanada	pampeliška	kořen	2	0,04	0,96	22,77	30,63	7,23	11,02	37,23	86,37
Česká Kanada	kopřiva	list	1	0,04	0,88	6,11	21,92	3,15	32,71	8,73	82,14
Česká Kanada	kopřiva	list	2	4,21	0,98	6,32	37,95	3,14	34,53	8,66	90,57
Česká Kanada	bez	květ	1	3,45	0,85	20,21	22,18	3,49	41,52	23,46	95,25
Česká Kanada	bez	květ	2	3,88	0,93	22,03	16,90	3,30	40,54	23,34	90,51
Česká Kanada	bez	plod	1	3,45	0,85	20,21	22,18	3,49	41,52	23,46	95,25
Česká Kanada	bez	plod	2	3,88	0,93	22,03	16,90	3,30	40,54	23,34	90,51

*Příloha 6 – Obr. PVI: Lokalita Příbram, odběrné místo všech léčivých rostlinách*



*Příloha 7 – Obr. PVII: Kutná Hora louka „na Cimburku“, odběrní místo *Plantago lanceolata* a *Taraxacum officinale**





*Příloha 8 – Obr. PVIII: Lokalita Kutná Hora sběr Rubus idaeus*



*Příloha 9 – Obr. PIX: Lokalita Česká Kanada odběr Rubus idaeus*





*Příloha 10 – Obr. PX: Lokalita Česká Kanada, odběr Rubus idaeus, Plantago lanceolata, Taraxacum officinale, Urtica dioica a Sambucus nigra*

