

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA
V PRAZE**



**Fakulta životního prostředí
Katedra geoenvironmentálních věd**

**Prostorová variabilita koncentrací rizikových prvků
v nivě řeky Litavky
DIPLOMOVÁ PRÁCE**

Vedoucí práce: Ing. Pavel Šimek, Ph.D.

Diplomant: Bc. Alena Štíhová

2018

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Alena Štíchová

Regionální environmentální správa

Název práce

Prostorová variabilita koncentrací rizikových prvků v nivě řeky Litavky

Název anglicky

Spatial variability of metal(loid)s concentrations in the Litavka river floodplain

Cíle práce

Odběr vzorků zeminy pomocí půdních sond.

Určení koncentrací vybraných toxických kovů v půdních vzorcích využitím XRF.

Vytvoření mapového výstupu a doplnění databáze v ArcGis.

Metodika

Diplomantka zpracuje literární rešerši na dané téma.

V rámci terénních prací diplomantka provede:

- zaměření bodů pro odběr vzorků
- odebrání vzorků zeminy půdní sondou
- popsání půdního profilu a jeho dokumentaci.

V půdních vzorcích bude zjištěno zastoupení vybraných toxických kovů pomocí XRF.

V softwaru ArcGis zpracuje mapový výstup koncentrací toxických kovů na lokalitě.

Doporučený rozsah práce

50

Klíčová slova

těžké kovy, kontaminace, půdní vzorky, hutě, Litavka

Doporučené zdroje informacíDatabáze zahraničních vědeckých časopisů dostupných přes <http://infozdroje.sic.czu.cz/cs>

Khun M. a kol., 2008: Environmentálna geochemia. Geo-grafika, Bratislava

NATO ADVANCED RESEARCH WORKSHOP ON VIABLE METHODS OF SOIL AND WATER POLLUTION MONITORING, PROTECTION AND REMEDIATION (2005 : KRAKOV, POLSKO), – TWARDOWSKA, I. – SEVEROATLANTICKÁ ALIANCE. PUBLIC DIPLOMACY DIVISION. *Soil and water pollution monitoring, protection and remediation*. Dordrecht: Springer, 2006. ISBN 1-4020-4726-6.NĚMEČEK, J. – VÁCHA, R. – PODLEŠÁKOVÁ, E. *Hodnocení kontaminace půd v ČR*. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, 2010. ISBN 978-80-87361-16-0.Siegel R. F., 2002: *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*. Springer – Verlag Berlin HeidelbergVÝZKUMNÝ ÚSTAV ROSTLINNÉ VÝROBY, – TLUSTOŠ, P. – ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE. FAKULTA AGROBIOLOGIE, POTRAVINOVÝCH A PŘÍRODNÍCH ZDROJŮ. *Fytoremediační technologie podporované fytoextrakce : certifikovaná metodika*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, 2012. ISBN 978-80-213-2326-1.**Předběžný termín obhajoby**

2017/18 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Pavel Šimek, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra geoenvironmentálních věd

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2018

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2018

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 07. 04. 2018

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně, pod vedením Ing. Pavla Šimka, Ph.D. Další informace mi poskytl Ing. Vladimír Plucha. Uvedla jsem veškeré publikace, články a informace, ze kterých jsem čerpala.

V Podlesí dne 10. 4. 2018

Poděkování

Chtěla bych tímto poděkovat panu Ing. Pavlu Šimkovi, Ph.D. za odborné vedení mé práce a za cenné informace a připomínky při jejím zpracování. Zároveň bych chtěla poděkovat panu Ing. Vladimíru Pluchovi ze závodu Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. za jeho ochotu při poskytování potřebných informací a podkladů.

V Podlesí dne 10. 4. 2018

Abstrakt

Ke zvýšenému obsahu rizikových prvků v půdě a povrchové i podzemní vodě docházelo v minulosti především dlouhodobou těžební a úpravářenskou činností. Velkým zdrojem znečištění byly hutě v blízkém okolí těžby. K nejvíce zatíženým oblastem v České republice patří Příbramsko v minulosti významné těžbou, zpracováním olovnato-stříbrných rud a hutní činností, která byla příčinou kontaminace půdy a vody rozsáhlých území. Příbramsko se v tomto směru stalo unikátní oblastí. Významným problémem bylo ohrožení ekosystému řeky Litavka v důsledku vyluhování toxických kovů z horninového prostředí infiltrací atmosférických srážek a jejich transportem do toku.

Určení prostorové variability rizikových prvků v nivě řeky Litavky u obce Trhové Dušníky v okrese Příbram bylo hlavním cílem této práce. Zdrojem znečištění byla především huť u Lhoty u Příbrami. Dnešní hutnický závod Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. byl v minulosti hutí stříbrnou, později zde bylo vyráběno olovo. Ekologickou zátěží hutě byla atmosférická depozice rizikových prvků.

Důležitou součástí řešení problémů znečištění životního prostředí je provádění analýz, výzkumů a studií. Měření vzorků odebrané zeminy v zaměřených bodech říční nivy bylo určeno zastoupení toxických kovů, jejich koncentrace a prostorová variabilita na tomto území. Hodnoty zájmových prvků Zn, Pb a As, kterými se tato studie zabývala, byly ovlivněny především vegetací, hloubkou a složením půdy. Byla potvrzena přetrvávající kontaminace toxickými kovy a jejich značná heterogenita.

Klíčová slova: toxické kovy, kontaminace, půdní vzorky, hutě, Litavka

Abstract

In the past mainly mining and ore refining activities caused increased levels of heavy metals and other risk elements in soil, surface water and groundwater. The smelters in the proximity of mining sites were significant source of pollution. Region of Příbram is one of the most affected in the Czech Republic, it was important for its mining and refining activities of lead and silver ore and for smelting of metal ores. This caused contamination of soil and water in large area. The region of Příbram is unique in this respect. Significant threat to the ecosystem of river Litavka was caused by leaching of toxic metals from rock environment and by infiltration of atmospheric precipitation and their transport to the river.

Our main goal was to determine spatial variability of metal(oid)s concentration in the Litavka river floodplain near village Trhové Dušníky in the region of Příbram. A smelter near Lhota u Příbrami was the main source of the pollution. The smelter is currently called Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. In the past it was silver smelter, later it became important for production of lead. Atmospheric deposition of metals and metalloids was ecological burden of the smelter.

Realization of analysis, research and studies is important part of solution of the environmental pollution. The concentration levels and spatial variability of metals and metalloids were determined by measuring soil samples from designated areas of Litavka river floodplain. The elements of interest in this study were Zn, Pb and As. The values were mainly determined by vegetation, depth and composition of the soil. This study confirmed persistent contamination by toxic metals and their significant heterogeneity.

Keywords: toxic metals, contamination, soil samples, smelters, Litavka

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Cíle.....	2
3	Literární rešerše	3
3.1	Ohrožení sfér životního prostředí.....	3
3.1.1	Znečištění životního prostředí, mobilita toxických prvků	3
3.1.2	Biosféra a její ohrožení	5
3.2	Chemické prvky - toxické kovy a jejich vlastnosti	6
3.2.1	Vlastnosti a výskyt toxických kovů	8
3.3	Těžební a hutní průmysl v České republice	10
3.3.1	Ložiska v ČR.....	10
3.3.2	Těžba polymetalických rud v Příbrami	10
3.3.3	Úpravny rud	11
3.3.4	Hutě	11
3.4	Kovohutě Příbram	12
3.4.1	Kovohutě ve vztahu k životnímu prostředí	13
3.4.2	Kontaminanty z Kovohutí a přijatá opatření	14
3.5	Vliv kontaminantů.....	17
3.5.1	Kontaminace půdy	17
3.5.2	Kontaminace vody a sedimentů	21
3.5.3	Kontaminace ovzduší	24
3.5.4	Kontaminanty v rostlinách, fytoremediace	26
3.5.5	Kontaminanty v potravním řetězci.....	29
3.5.6	Vliv toxických látek na živé organismy.....	30
3.6	Sledování rizikových prvků na Příbramsku	32
3.6.1	Studie vzorků půdy	33
3.6.2	Fytoremediace, fytoextrakční metody.....	34
3.6.3	Fytoremediace k určení stupně ohrožení zemědělské půdy.....	35
3.6.4	Projekt Multielementární analýza mechu a humusu v okolí Příbrami. 35	
3.7	Metody obnovy zatížených oblastí.....	36
3.7.1	Přírodní procesy obnovy	36
3.7.2	Remediace, sanace a rekultivace území.....	37
3.7.3	Metody chemické sanace in-situ	39

4	Charakteristika sledované oblasti	41
4.1	Příbramsko.....	41
4.2	Litavka a její okolí.....	41
4.3	Oblast Kovohutí Příbram.....	42
4.4	Trhové Dušníky	43
4.4.1	Vymezení území.....	44
4.4.2	Charakteristika říční nivy	45
5	Současný stav řešené problematiky	47
5.1	Kontaminace půdy v oblasti hutí a toku Litavka v současnosti	47
5.2	Toxické kovy v sedimentech Litavky.....	47
6	Metodika	49
6.1	Zaměření bodů k provedení odběrů.....	49
6.2	Odběr zeminy	50
6.3	Rozdělení vzorků zeminy	51
6.4	Měření hodnot toxických kovů.....	51
6.5	Sušení vzorků	52
6.6	Tvorba mapy.....	53
7	Výsledky	54
7.1	Vyhodnocení některých odběrů s určením půdních druhů.....	54
7.2	Výsledná měření.....	54
7.3	Výsledná mapa odběrných míst s uvedením hodnot rizikových prvků.....	57
8	Diskuse.....	59
9	Závěr	62
10	Přehled literatury a použitých zdrojů.....	63
11	Přílohy.....	69

1 Úvod

Tato diplomová práce je vypracována z důvodu vyhodnocení variability rizikových prvků v půdě říční nivy toku Litavky u obce Trhové Dušníky v okrese Příbram. Na tomto území došlo ke kontaminaci půdy toxickými kovy v důsledku provozu hutě na soutoku Litavky a Obecnického potoka, kde byly zpracovávány rudy již od roku 1793. V souvislosti s touto problematikou je práce zaměřena na literární rešerši týkající se znečištění životního prostředí kontaminujícími látkami, jejich vlivu na živé organismy a na možné způsoby ochrany a obnovy ohrožených ekosystémů.

Zpracováním rud, výrobou stříbra a olova docházelo ke kontaminaci okolního prostředí hutě hlavně atmosférickou depozicí. Dnes je hutnický závod – Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. moderním komplexem, jehož provoz je podmíněn ekologickým chováním. Okolní krajina je však stále zatížena vyššími hodnotami toxických kovů, a to hlavně kadmíem, arzenem, olovem a zinkem. V některých částech území, došlo k nápravě tohoto zatížení v podobě sanace a rekultivace nebo odstranění skládek. Tato oblast byla rovněž předmětem studia, kdy byly odebírány vzorky země a prováděna měření a pokusy, mezi které patří například fyto-remediační účinnost některých rostlin prováděná na území v blízkosti obce Trhové Dušníky.

Dopadem činností Kovohutí Příbram bylo nejen znečištění ovzduší prostřednictvím komínu závodu včetně zastaralých technologií, ale rovněž docházelo v blízkém okolí ke kontaminaci půdy a vody toxickými kovy jak nesaturované i saturované zóny, tak povrchové vody a sedimentu vodotečí. Hlavní příčinou byla skládka sodné strusky, navážky nad skládkou a haldy hutního odpadu umístěné pod Kovohutěmi. Zdrojem znečištění se staly i sedimenty toku Litavka v blízkosti těchto zdrojů znečištění. Jako nápravné opatření byla provedena sanace skládky sodné strusky a hald (Malý, 2011).

Těžba, úpravnictví polymetalických rud a hutnictví měly v oblasti Příbramska významné místo, ale byly zároveň příčinou negativního dopadu na krajinu. Následky byly prokázány řadou analýz, které potvrdily ohrožení ekosystémů v této oblasti v důsledku kontaminace toxickými kovy, která byla způsobena nejen atmosférickou depozicí, ale rovněž průsakem kontaminovaných vod z těžebních hald a jejich okolí.

Analýzou rizik v roce 2009 bylo zjištěno ohrožení ekosystému toku Litavka v oblasti Březových Hor v Příbrami. Ke kontaminaci vody a půdy toxickými kovy došlo jejich vyluhováním z horninového prostředí těžebního odvalu infiltrací atmosférických srážek a následným transportem do Litavky. Hlavními kontaminanty byly určeny arzen, olovo, zinek a kadmium. Sanací a rekultivací bylo v této oblasti významně sníženo ekologické riziko snížením dotace toxických kovů v toku (Suchna, 2009).

Přes všechna opatření provedená k odstranění ekologických rizik oblasti Příbramska jsou stále místa tohoto území, včetně říční nivy toku Litavka, s vysokými obsahy toxických prvků.

2 Cíle

- Na základě odborné literatury, článků a zdrojů zpracovat literární rešerši týkající se ohrožení životního prostředí kontaminací znečišťujícími látkami jako podklad pro tuto studii zaměřenou na území říční nivy toku Litavka v Trhových Dušníchkách.
- Určit koncentraci a prostorovou variabilitu rizikových prvků v říční nivě zájmového území s vyhodnocením vlivů na heterogenitu prvků. Hlavními posuzovanými prvky bude zinek, olovo a arsen.
- Pro určení prostorové variability rizikových prvků v říční nivě budou využity vzorky zeminy odebrané pomocí půdních sond.
- Koncentrace vybraných toxických kovů ve vzorcích budou zjištěny pomocí rentgenového analyzátoru prvků XRF.
- Na základě provedených odběrů zeminy a výsledků měření koncentrací vybraných toxických kovů v dané lokalitě bude vytvořen mapový výstup a doplnění databáze v programu ArcGis.

3 Literární rešerše

3.1 Ohrožení sfér životního prostředí

Vliv antropogenní činnosti se odrazil na globálních změnách v životním prostředí. Dnes už je zřejmé, že převážnou část ekologických problémů na naší planetě způsobili lidé svojí činností. Průmyslová výroba, získávání a výroba energie, těžba, to vše zapříčinilo znečištění ovzduší plynnými sloučeninami způsobujícími kyselé deště, eutrofizaci vod, nadměrné odstraňování vegetace s následkem snížení diverzity, erozi zemského povrchu, produkci toxických látek včetně jejich ukládání nadměrné emise skleníkovými plyny a změnu klimatu. Došlo k narušení ozónové vrstvy Země způsobenému hlavně emisemi freonů, kdy dochází k tzv. skleníkovému efektu a globálnímu oteplování. (Khun a kol, 2008).

V současné době došlo k velkému pokroku v oblasti ochrany životního prostředí. Důležitá jsou i legislativní opatření. Mezi důležitý legislativní nástroje na ochranu životního prostředí patří proces EIA (Environmental Impact Assessment), který posuzuje vlivy konkrétních záměrů na životní prostředí, zkoumá důsledky budoucích projektů, rovněž koncepcí a zájmů. Dále je to proces SEA (Strategic Environmental Assessment). Tento proces, jako strategický dokument, posuzuje vlivy koncepcí, záměrů a plánů. Oproti procesu EIA má vliv na široké aspekty životního prostředí (Proces EIA – online učebnice, 2010).

Ze zákonů zaměřených na ochranu životního prostředí můžeme zmínit Zákon č. 100/2001 Sb, o posuzování vlivů na životní prostředí, který novelizuje zákon č. 244/1992 Sb., který upravuje posuzování vlivů na životní prostředí a veřejné zdraví a postup fyzických osob, právnických osob, správních úřadů a územních samosprávních celků v tomto posuzování.

3.1.1 Znečištění životního prostředí, mobilita toxických prvků

K znečištění životního prostředí dochází v případě selhání kontrolních mechanismů. Příkladem jsou chemické katastrofy s nedozírnými následky na přírodu a živé tvory včetně člověka. Chemická katastrofa v indickém Bhópálu (1984), při které došlo k hromadné otravě, a která se řadí mezi největší, měla na svědomí asi 25 000 lidských obětí. Kromě těchto izolovaných jevů dochází i k chronickým formám chemického znečištění, kdy chemizace široké škály sektorů znamená zátěž pro životní prostředí a ekosystémy se svojí samočisticí schopností na tato znečištění nestačí. Jako první varování před globálním znečištěním na Zemi se projevilo koncem padesátých let minulého století vymírání populací dravého ptactva na severu USA (Polášková a kol., 2011).

Látky, které znečišťují životní prostředí, dělíme na anorganické a organické. Mezi hlavní anorganické znečišťující látky patří oxid siřičitý, oxidy dusíku, oxid uhelnatý

a troposférický ozon, mezi organické znečišťující látky patří například benzen nebo benzo[a]pyren, který je polyaromatickým uhlovodíkem (Khun a kol., 2008).

Tyto látky můžeme rozdělit na kontaminanty a polutanty. Kontaminanty jsou látky, které nejsou prokazatelně nebezpečné, naopak polutanty mají škodlivé účinky a dělíme je na primární a sekundární. Primární jsou škodlivé v takové formě, v jaké vstupují do prostředí, sekundární jsou syntetizované chemickými procesy. Hodnocení znečištění je zaměřeno na zdroj znečištění, na samotnou znečišťující látku, na médium přenosu (vzduch, voda půda) a na příjemce znečišťující látky (ekosystémy, organismy). Nejzřejmějším je znečištění ovzduší, které má přímý vliv na čich, zrak a znatelný negativní účinek na vegetaci. Další je znečištění vody pitné a vody, kde jsou ohroženy žijící organismy. Méně zřejmé je znečištění půdy, ve které však zůstává více těchto znečišťujících látek. Voda a vzduch jsou média s velkým potenciálem smíchání a zředění, proto je zde mírnější vliv toxických kovů, oproti půdě, kde dochází k intenzivnější akumulaci a v důsledku její retardační schopnosti některé polutanty (Cu, Pb) mají dobu rezistence v půdě a rostlinách velmi dlouhou. Doba působení těchto polutantů může trvat až tisíce let (Khun a kol., 2008).

Zdroje kontaminace lze rozdělit podle různých kritérií. Jedním z nich jsou zdroje geogenní a antropogenní. Geogenní zdroje kontaminace pocházejí například z horninového prostředí, vulkanické činnosti, termálních vod a antropogenní zdroje jsou důsledkem lidské činnosti, kdy jsou kontaminanty vnášeny do prostředí přímo znečištěním ovzduší nebo kontaminací vod. Podle velikosti můžeme mluvit o zdrojích bodových, nebodových, lineárních a plošných (Rapant a kol., 2004).

Ke znečištění životního prostředí dochází především prostřednictvím pohybu (transportu) látek. Lze konstatovat, že nic v přírodě a krajině nemůže být statické. Organismy, živiny a rovněž energie se neustále pohybují. Pohonem tohoto pohybu jsou živočichové, voda, vítr. Tyto transportní mechanismy jsou důležité z hlediska lokálního i globálního, mohou být krátkodobé, jako například přesun diaspory, přesun prachových částic nebo dlouhodobé, kterými může být sukcesní sled vegetačních formací, které se střídají a mohou přesahovat několikanásobně život pozemských jednotlivců (Kovář, 2008).

Mobilita potenciálně toxických prvků je ovlivněna zrychlujícími faktory (biologické mechanismy), zpomalujícími faktory (sedimentace a filtrace) a chemickými procesy (adsorpce a desorpce, srážení a rozpouštění). Nejlepším příkladem mobilizace toxických prvků je těžební odpad uhelných a rudných dolů a kontaminovaných dnových sedimentů. Vliv zde mají rovněž atmosférické srážky (kyselá dešť). Takto jsou zasaženy lesy, voda a půda hlavně v místech, kde je málo karbonátových hornin, což snižuje pufrací schopnost proti kyselým vstupům. Ve vodách je omezený nebo znemožněný růst organismů, z půdy jsou odnášeny živiny, toxické kovy jsou zde mobilní a snadno dostupné (Khun a kol., 2008).

K přímé aplikaci kontaminantů do životního prostředí dochází hlavně v oblasti průmyslu a zemědělství vypouštěním odpadních vod, hnojiv, komunálního odpadu,

průsakem z technologických potrubí a těžbou, kdy způsobují kontaminaci vod jak anorganickými, tak organickými polutanty (fosfáty, dusičnany, sírany, chloridy, toxické prvky, pesticidy apod.). Pokud jsou kontaminanty přenášeny vodou, vazbou na sedimenty dna negativně ovlivňují vodní systémy (Khun a kol., 2008).

Pro určení výše kontaminace toxickými látkami a k zabránění jejich negativního vlivu na životní prostředí je důležité provádění kontrol včetně přijetí potřebných opatření. Kontroly zaměřené na těžké kovy v prostředí mají několik aspektů. Prvním je identifikace prostředí, ve kterém antropogenní zdroje těžkých kovů představují zdravotní riziko pro ekosystém a jeho obyvatele. Druhým aspektem je eliminace nebo snížení antropogenních zdrojů potenciálně toxických kovů. Třetím aspektem je remediace oblastí představující riziko pro ekosystém. Čtvrtým aspektem je ochrana populace během odstraňování znečištění daného prostředí. Poslední aspekty jsou směřovány k identifikaci prostředí, ve kterých základní koncentrace a distribuce toxických kovů může představovat zdravotní problémy a následně rozhodnout, zda se vyhnout využívání těchto prostředí nebo je použít pro účely, které nepovedou k uvolňování kovů do vody, vzduchu a potravního řetězce (Siegel, 2002).

3.1.2 Biosféra a její ohrožení

Intenzivní ochrana životního prostředí souvisí s epochou, kdy dochází k velkým ztrátám biologické diverzity na celém světě a k devastaci biologických společenstev, která se vytvářela několik milionů let. Postiženy jsou hlavně tropické deštné lesy, pralesy, korálové útesy, mokřady a jiná společenstva. Hrozbou je masové vymírání některých druhů a jedinečných populací (Brown, Laband, 2006).

Biologické společenstvo tvoří s neživým prostředím ekosystém a jeho procesy (koloběh látek a tok energií). Například výpar vody z listů, ze země, rostlin, atmosférické srážky, sníh jsou fází koloběhu vody, vytvoření půdy je procesem rozkladu organické hmoty a horninového materiálu, sluneční záření je zdrojem energie pro růst rostlin prostřednictvím fotosyntézy s následným využitím býložravců a masožravců, dochází ke koloběhu minerálních látek, vzniká tepelná energie. Pro ochranu přírody je velmi důležitá integrita ekosystému, která znamená splnění podmínek neporušenosti a funkčnosti ekosystému (Primack a kol., 2011).

Pokud ekosystém funguje normálně a jeho procesy nejsou ovlivněny antropogenní činností, může být zachováno jeho zdravé prostředí i přes ztrátu některých druhů, které mohou být přirozeně nahrazeny jinými podobnými (Seabloom, 2007). Takovým systémům říkáme stabilní ekosystémy. Ekosystémy můžou reagovat na vnější vlivy tak, že zůstanou v původním stavu. Tato schopnost se nazývá rezistence. Nebo jsou schopné po ukončení vnějšího vlivu se vrátit do původního stavu, kdy hovoříme o resilienci (Knapp a kol., 2005).

Uchovávat životní prostředí ve zdravém a dobrém stavu znamená chránit společenstva, druhy, ekosystém a rovněž genetickou variabilitu před negativními

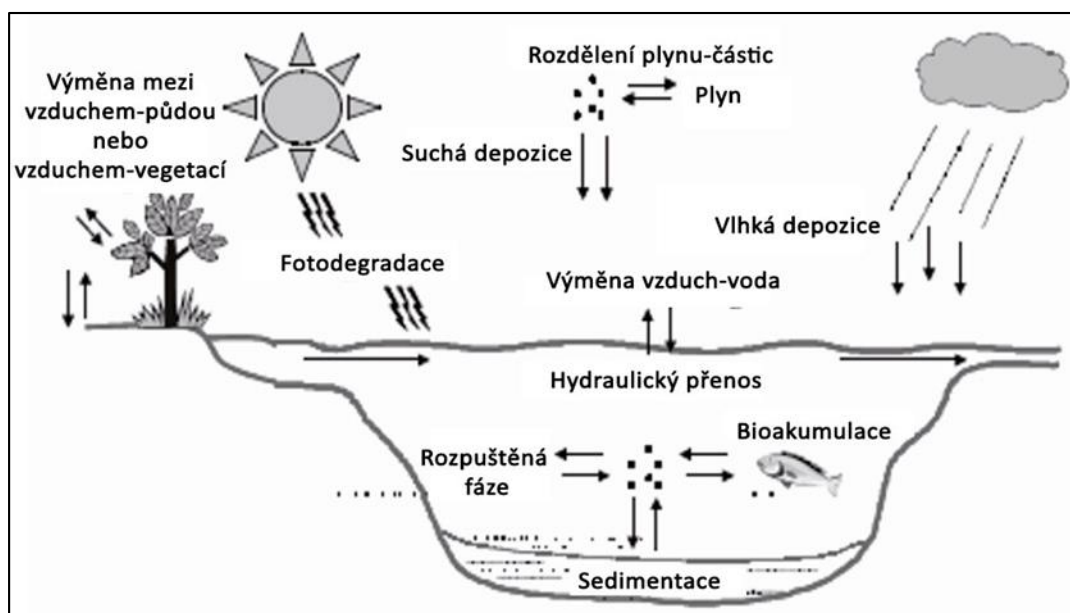
vlivy, a to zejména před vlivy působící vlivem lidské činnosti. Lidé mají velký vliv na snížení hodnoty těchto složek prostředí, kdy vlivem jejich činnosti dochází například k destrukci stanovišť a jejich fragmentaci, znečištění a tedy zhoršení kvality, vliv mají klimatické změny, nadměrné kácení lesů, lov živočichů pro potřeby lidí, šíření některých nemocí. Některé faktory se navzájem ovlivňují (Burgmann M. A. a kol., 2007).

3.2 Chemické prvky - toxické kovy a jejich vlastnosti

Chemické prvky jsou mobilizovány fyzikálními, chemickými a biologickými vektory. Pohybují se v roztocích jako kationty, anionty a iontové komplexy. Zabudovávají se do pevných anorganických fází, např. sediment nebo částice z přírodních nebo antropogenních emisí nebo jsou jimi absorbovány/adsorbovány. To samé platí pro pevné organické fáze (zejména části organismu). V těchto formách jsou chemické prvky transportovány různými způsoby v půdě, ve vodě nebo pomocí atmosférických proudů. Mobilizované těžké kovy mohou být přesunuty do prostředí koncentrací významně vyšších, než je jejich přirozená úroveň. Akumulované prvky těžkých kovů biologicky dostupné jsou toxické pro živé organismy. Pokud se tak stane, představují riziko pro základní vztahy v potravním řetězci, stejně tak pro ekologické niky a ekosystém, ve kterém jsou obsaženy (Siegel, 2002).

V současné době je velmi diskutovaným tématem globální distribuce kontaminujících látek v geosféře. Na celém světě existuje velké množství způsobů, jak měřit hodnotu kontaminace, přesto není přesné mapování globální distribuce těchto prvků možné uskutečnit. Obtížnost je způsobena neustálými změnami, a to výměně těchto znečišťujících látek mezi biosférou, geosférou, hydrosférou a atmosférou. Látky podléhají neustálým biologickým, fyzikálním a chemickým změnám (Twardowska a kol., 2005).

Na obrázku č. 1 je znázorněna dynamika těchto procesů.



Obrázek č. 1 Hlavní procesy zprostředkující přenos znečišťujících látek na dlouhé vzdálenosti (Twardowska a kol., 2005)

(adapter from Fernandez and Grimalt, 2003)

Je těžké kvantifikovat osud znečišťujících látek v geosféře. Je to tím, že tyto látky procházejí různými procesy, a to sorbcí, degradací, plant uptake (příjem rostlinami), vertikálním transportem a vypařováním. Tyto prvky na sebe vzájemně působí komplexně a nelineárně. Hlavními nástroji k překonání těchto problémů jsou tedy modely definující globální distribuci těchto látek. Stav, který znázorňují je ovšem pouze přibližný (Twardowska a kol., 2005).

Mezi nebezpečné patří tedy látky označené jako toxické, mutagenní (vliv na potomstvo), karcinogenní, teratogenní (zrůdný vývoj plodu) a mají efekt kumulace v tělech živých organismů. Jejich rozklad je pomalý nebo mohou působit trvale nepříznivě. Mezi toxické kovy patří: měď, kadmium, kobalt, zinek, rtuť, olovo, nikl. Jejich původ je hlavně z těžebního a hutního průmyslu. Pokud jsou hromaděny v potravním řetězci, jsou rizikem pro živé organismy, a tedy i pro lidský život. Voda může obsahovat nebezpečné látky organické (např. polychlorované bifenoly, chlorované uhlovodíky) a anorganické látky (např. rtuť, olovo, kadmium, arzén). Obsahy toxickým kovů ve vodě mají nepříznivý vliv na její chemické, fyzikální, biologické a bakteriologické vlastnosti, kdy může být následně příčinou negativního vlivu na celou řadu vodních živočichů (např. ryby, perloočky, řasy, sinice, bakterie) a poškození zdraví člověka (Němec, 2006).

Rop (2001) zmiňuje ve svém článku, že mezi cizorodé prvky nejnebezpečnější pro organismy patří arzen, měď, olovo, nikl, kadmium, rtuť, kobalt, stříbro, cín a berylium. Jejich vysoký obsah v půdách může způsobit jejich akumulaci v rostlinách a negativně ovlivnit jejich růst, může dojít i k jejich vymizení. Je známo,

že koncentrace cizorodých prvků jsou vyšší v potravinách rostlinného původu oproti potravinám původu živočišného.

Toxické kovy se vyznačují vysokou schopností akumulovat se v sedimentech, ve vodní fauně a floře. Tato vlastnost se vyjadřuje koncentračním koeficientem. Poměr obohacení toxickými kovy mezi původní půdou a sedimentem je ovlivněn obsahem skeletu v původní půdě. K transportu kovů dochází hlavně ve vazbě na sedimenty, významné jsou však i jejich koncentrace ve vodě. Ke změně koncentrace toxických kovů ve vodě dochází okamžitě po styku s půdou. Ze 4 sledovaných těžkých kovů (Cd, Pb, Ni, Zn) byla zjištěna okamžitá sorbce olova do půdy (téměř 100 %), potom došlo k sorpci kadmia, niklu a zinku. Tímto zjištěním bylo dokázáno, že rychlost sorpce je ovlivněna druhem toxického kovu, a ne typem půdy (Janeček, 2008).

3.2.1 Vlastnosti a výskyt toxických kovů

Toxické kovy, které se staly v zájmové lokalitě obce Trhové Dušníky hlavními rizikovými prvky:

Arzen pochází přirozeně ze zemské kůry, zastoupení má i v mnoha minerálech. Jeho zdrojem je i vulkanická činnost a lesní požáry. Příčinou jeho vzniku je rovněž antropogenní činnost (průmysl, spalování paliv, zpracování rud) s následným znečištěním prostředí. Prostřednictvím spadu nebo vymýváním deštěm se dostává arzen do půdy nebo vody. Zde může přetrvávat velice dlouho s následným zapojením do potravního řetězce. Sloučeniny tohoto prvku jsou vysoce jedovaté a některé jsou prokázanými mutageny, karcinogeny a teratogeny. Kovový arzen bývá označován jako netoxický, v organismu je ale přeměněn ve své toxické sloučeniny, které jsou rozpustnější ve vodě, jsou většinou toxičtější. Arzen má velkou schopnost kumulovat se v sedimentech toků, nádrží a ve vodních organismech, kdy v organismu je metabolizován na toxické látky, především na oxid arzenitý. Pokud dojde k akutní otravě, projevuje se tato průjmami, zvracením, svalovými křečemi, ochrnutím a možná je i zástava srdce. Běžně se vyšší dávky arzenu v životním prostředí nevyskytují. Dlouhodobé působení arzenu může tedy způsobit mutagenitu, karcinogenitu, kardiovaskulární choroby nebo dermatologické poškození (Suchna, 2009).

Toxické koncentrace arzenu v roztoku pro vyšší rostliny jsou uváděny v rozsahu 0,02-7,5 mg.l⁻¹, pro lidský organismus 5-50 mg.den⁻¹. Člověk o váze cca 80 kg má v sobě pouze cca 0,004 g tohoto prvku (Sucharová a kol., 1999).

Olovo je nejdéle známým a nejrozšířenějším těžkým kovem vyskytujícím se v půdě, vodách i biosféře. Používá se hlavně v průmyslu a jeho použití v běžném životě je velmi široké. Tento prvek má však negativní účinky na lidské zdraví a na celé ekosystémy. Nejčastější formou akutní otravy olovem v případě intoxikace tímto prvkem je postižení trávicího ústrojí, krvevorného systému a nervového systému. K postižení krvevorného systému (anémie) dochází často v případech profesionální

expozice olovem, k postižení nervového systému, centrálního i periferního může dojít zvýšeným vstřebáváním olova. Rizikovou skupinu zde představují děti. Vodní organismy jsou závislé na kvalitě vody. Toxické koncentrace olova pro určité druhy ryb a v různých typech vod kolísají. Má alergizující, teratogenní účinky, nejsou však dostatečné důkazy o tom, že olovo je pro člověka karcinogenní (Suchna, 2009).

Olovo se dostává do organismu hlavně potravou a přibližně v 10% procentech dýcháním. Ukládá se v játrech, ledvinách a kostech, velké množství tohoto prvku koluje v krvi. Může postihnout centrální nervový systém, a to hlavně u dětí, kdy u nich dochází v tomto případě ke zpomalení psychického vývoje. Má rovněž vliv na změnu krevního obrazu, na propustnost buněk membrán, negativně působí na aktivitu ledvin, jater i mozku. Pokud dojde k akumulaci nadbytečného množství tohoto prvku, způsobuje bolest hlavy, oslabení paměti, pokles aktivity, může dojít i ke snížení intelektu (Khun a kol., 2008).

Jeho obsah v cévnatých rostlinách je 0,1-5,0 mg.kg⁻¹, u dospělého člověka je to asi 0,14 g (Sucharová a kol., 1999).

Zinek se vyskytuje ve všech složkách životního prostředí, tedy i v rostlinném a organickém materiálu. Nejvíce ho však obsahují horniny (zinková ruda). Původ jeho výskytu je tedy přirozený, ale rovněž způsobený emisemi nebo kontaminací odpadních vod při zpracování zinkové rudy. Zinek je nezbytný pro živé organismy, a to především pro jejich růst. Jeho nedostatek může organismům škodit, přebytek však může působit toxicky. Pokud se zaměříme na vodní živočichy, je na sloučeniny tohoto prvku citlivý pstruh a jeho plůdek. S vyšším věkem ryb se však jejich odolnost vůči zinku zvyšuje. Je rovněž podezříván z ko-karcinogenity (Suchna, 2009).

Zinek je tedy důležitou látkou pro organismus. Je součástí enzymů lidského těla. Je součástí reakcí syntézy a stabilizace proteinů, DNA, RNA. Je to strukturální složka v ribozomech a membránách buněk. Velký vliv má na růst, rovněž na hojení a příznivě ovlivňuje imunitní systém. Může však dojít k intoxikaci tímto těžkým kovem, pokud jsou jeho dávky vysoké. Tento negativní vliv se projevuje nevolností, horečkou a zvracením. Horečka může být rovněž zapříčiněna prostřednictvím páry zinku, kdy může dojít i k respirační tísní, bolesti hlavy a pocení. Snížená funkce imunitního systému a chudokrevnost je průvodním znakem chronické intoxikace (Fauci, 2008).

Zinek je pro organismy esenciálním prvkem. Jeho obsahy v rostlinách jsou 15-150 mg.kg⁻¹, u dospělého člověka cca 2,64 g. Kovový zinek včetně jeho solí jsou mírně až středně toxické. Pro rostliny jsou koncentrace solí zinku toxické v hodnotách 60-400 mg.l-1, u člověka jsou to hodnoty 150-600 mg.den-1. U některých sloučenin zinku jsou známé karcinogenní účinky (Sucharová a kol., 1999).

Právě zinek patří mezi nejméně sledovaný toxický prvek, jehož vysoká koncentrace ohrožovala v oblasti Příbramska ekosystém toku Litavky a jeho přilehlého území, jako následek těžební činnosti. Vodní prostředí má při jeho vyšších koncentracích velký vliv na jeho toxicitu a následné ohrožení vodních živočichů. Pokud tyto živočichy konzumuje člověk, je rovněž ohrožen na zdraví, může být však ohrožen i přímo, a to kontaminací vod ve studních (Suchna, 2009).

3.3 Těžební a hutní průmysl v České republice

Těžební a hutní průmysl byl v naší republice významným odvětvím průmyslu, který měl však negativní dopad na životní prostředí. Dlouholetou těžbou, úpravnictvím rud a provozem hutí došlo v oblastech, kde byla tato činnost provozována, ke kontaminaci půdy, vody a ovzduší toxickými kovy. Hlavní příčinou znečištění je vyluhování těžkých kovů z horninového prostředí infiltrací atmosférických srážek a rovněž atmosférickou depozicí, kdy byla zatížena i území vzdálená od zdrojů znečištění desítky kilometrů (Štíhová, 2016).

3.3.1 Ložiska v ČR

Těžba na území naší republiky probíhala v mnoha oblastech ve velkém rozsahu. Stěžejní byla různorodost, komplikovanost a složitost geologické stavby těchto oblastí. Na celém světě je málo takových území, kde je možné na velikostně srovnatelném prostoru vidět tak pestrou škálu geologických jednotek, horninových typů a minerálů (Kafka, 2003).

Pro naši zemi je historicky významná těžba rudních surovin, a to především v oblasti Středočeského kraje. Centrem těžby stříbrných a polymetalických rud byl kutnohorský revír, příbramský a březohorský. Zlato bylo těženo v jílovském revíru, železná ruda v oblasti Barrandien a uran v příbramském revíru. Významná byla hydrotermální žilná ložiska polymetalických rud (Ag, Zn, Pb, Cu) nacházející se především na Kutnohorsku a Příbramsku (Babka, 2007).

3.3.2 Těžba polymetalických rud v Příbrami

Těžební činnost na Příbramsku byla doložena archeologickými nálezy již několik století před prvním písemným dokladem o těžbě a zpracování olovnato-stříbrných rud v této oblasti, který pochází z roku 1311. Pro těžbu byly historicky významné Březové Hory v Příbrami a dále obec Bohutín. Počátkem 16. století nastal vzestup dolování, koncem tohoto století však došlo k úplnému úpadku těžby stříbrných rud. Těžební činnost byla obnovena opět začátkem 18. století a v březohorském rudním revíru nebyla pak již přerušována. Těžba v menších hloubkách nebyla již dostačující, začalo se tedy těžit v hlubších patrech, přebudovávali se a modernizovaly všechna zařízení a provozy. Změny byly dovršeny až v 19. století, kdy se těžba zaměřila i na jiné kovy než polymetalické rudy. Bylo vybudováno pět hlubinných dolů, v dole

Vojtěch v oblasti Březových Hor bylo v roce 1875 poprvé na světě dosaženo hloubky 1 000 m. V roce 1929 došlo k zprovoznění flotační úpravny umožňující efektivnější zpracování chudších a jemnozrnnějších sfaleritových rud. K nárůstu těžby došlo v období po druhé světové válce a zvýšenou produkcí zinku byl do jisté míry vyrovnáván pokles produkce olova a stříbra, způsobený postupným snížením kovnatosti těžených zásob. Významná byla i těžba uranu (Kafka, 2003).

Rozvoj báňského podnikání dosáhl tedy vrcholu v 80. a v 90. letech. Ložisko na Březových Horách mělo tak velký význam, že přesahovalo měřítka evropských a světových ložisek. Celková produkce kovů za celou historii jejich těžby dosáhla dle odhadů výše 453 tisíc tun olova a 3 378 tun stříbra. (Cech příbramských horníků a hutníků, 2014).

Vzhledem k ekonomickým ztrátám v roce 1971 bylo rozhodnuto o zastavení těžby a likvidaci ložisek. Na Březových Horách byla těžba ukončena v roce 1978 a v Bohutíně v roce 1979. Veškerá činnost týkající se těžby a prací v podzemí byla ukončena 5. 10. 1995 u státního podniku Rudné doly Příbram (Kafka, 2003).

3.3.3 Úpravny rud

Již od 16. století byla oblast Březových Hor a okolí blízkého toku Litavky místem pro zřizování úpraven rud, které byly vždy nedílnou součástí těžebních podniků. Činnost těchto úpraven spočívala ve změně fyzikálního nebo chemického složení nerostných surovin za účelem zvýšení jejich užitné hodnoty. Tyto procesy úpravy surovin, včetně jejich samotné těžby, však měly negativní dopad na životní prostředí blízkého okolí (Kafka, 2003).

Ve flotační úpravně na Březových Horách byly zpracovávány a upravovány rudniny obsahující olovo, zinek, kadmium, stříbro a arzen a dále rudniny obsahující antimon a zlato. Ty byly dále drceny a upravovány flotací. Byl tak získáván koncentrát kovů a inertní fáze suspendovaná ve vodě, byly používány anorganické i organické chemikálie. Areál úpravny byl rovněž úložištěm země a navážky hlušiny z dolů. Následkem byla kontaminace tohoto území, kdy se prioritními kontaminanty staly toxické kovy (Pb, Zn, As, Ag, Sb), ropné látky (aromatické uhlovodíky, ropné uhlovodíky, polyaromatické uhlovodíky a nepolární extrahovatelné látky), anorganické látky (především sírany, chloridy, vápník, uhličitany, železo, mangan), polychlorované bifenyly, chlorované uhlovodíky, kyanidy a také radioaktivita (Operační program životního prostředí, 2014).

3.3.4 Hutě

Těžební činnosti byla vždy kromě zřizování úpraven rud provázána budováním hutí v blízkém okolí těžby. První zpráva o nové stříbrné huti na Příbramsku, která se nacházela pod nynějším Starým Podlesím v okolí Litavky, pochází z roku 1525. Tato huť se po ukončení své činnosti rozpadla. Od poloviny 16. Století, téměř sto let, byla

v provozu další stříbrná a olověná huť u Lhoty u Příbrami, jejíž stavbu zahájil horní mistr a huťmistr Jan Antonín Alis na soutoku Litavky a Obecnického potoka. Byla dokončena v roce 1793 a její podoba se neustále měnila. Její výroba byla v době první světové války podřízena válečným účelům, byly tehdy praktikovány neekonomické postupy, zpracovávala se mosaz na měď, kdy všechen zinek přecházel do strusky, byly zvýšeny požadavky olova s využitím antimonu z šachet v Bohutíně. Po skončení války přešla huť včetně báňského podniku do vlastnictví státu a huť se přejmenovala na Státní huť na stříbro a olovo v Příbrami. Během 2. světové války byla rovněž využívána k vojenským účelům a po válce zde začaly být budovány rafinace olova. V té době vznikají Příbramské rudné doly, národní podnik a v roce 1951 vzniká samostatný národní podnik Kovohutě Příbram (Kunický, Vurm, 2011).

3.4 Kovohutě Příbram

Areál hutního závodu (Obrázek č. 2), který má v současné době název Kovohutě Příbram nástupnická a. s. se nachází severozápadně od města Příbram, a to v k.ú. Příbram VI. Severní část tohoto areálu, včetně bývalých hald leží v k.ú. Lhota u Příbramě a oblast bývalé skládky sodné strusky spadá do k.ú. Podlesí nad Litavkou. Nachází se na levém břehu řeky Litavka, kdy na severu sousedí s jejím přítokem, kterým je Obecnický potok. V jižní části areálu je skládka sodné strusky, ve východní části jsou bývalé odvaly a odkaliště. Na pravé straně toku Litavka jsou technologické nádrže a sanované území úložiště kaustifikačních kalů. Na levém břehu řeky, severovýchodně od areálu jsou sanované haldy hutního materiálu. Nejbližšími obcemi tohoto areálu je Lhota u Příbramě a Nové Podlesí (Malý, 2011).



Obrázek č. 2 Areál hutního závodu Kovohutě Příbram, nástupnická a.s. (mapy.cz)

V roce 1994 se staly Kovohutě Příbram akciovou společností a v roce 1997 se zařadila v Evropě mezi hutě, které disponují moderními technologiemi. Po roce 2000 se stala přední evropskou hutí na výrobu olova a stříbra, výjimečnou ve své komplexní technologii a výrobě (Kunický, Vurm, 2011).

Dnes je činnost Kovohutí Příbram nástupnická a.s. rozdělena na divize, a to:

- Divizi Recyklace, která je zaměřena na výkup a recyklaci odpadů olova a slitin olova (autobaterie), produktem je samotné olovo
- Divizi Produkty, pro jejichž výrobu slouží jako základ olovo, antimon, cín a jiné neželezné kovy
- Divizi elektroodpad, zaměřenou na ekologické zpracování elektroodpadu a zpětně odebraného elektrozařízení
- Divizi Drahé kovy, která se zabývá výkupem a recyklací odpadů obsahujících drahé kovy (zlato, stříbro, paladium) (Kovohutě, 2017).

3.4.1 Kovohutě ve vztahu k životnímu prostředí

Činnost kovohutí měla v minulosti velký negativní vliv na všechny oblasti životního prostředí, a to hlavně v důsledku plynných emisí. Výrobou olova vzniká prach, který

se dostává do ovzduší a uniká prostřednictvím pecních plynů. Aby byla omezena ztráta olova a jeho šíření v podobě prachu do okolí, je nutné zabezpečit jeho zachycení a opětovné zpracování. Už zakladatel této hutě Jan Antonín Alis v době její výstavby (1786-1793) nechal na základě znalostí o nevýhodách výroby olova umístit za jednotlivé pece prašné komory. Stavbu situoval do míst vzdálených od města Příbram na soutoku řeky Litavky a Obecnického potoka. Důvodem byla voda, ale i omezení prachového spadu na město (Kunický, Vurm, 2011).

Po roce 1900 byla vybudována centrální kondenzace plynů a v roce 1927 byla díky elektrifikaci huť doplněna o odprašovací systém elektrostatickým odlučovačem prachu, následoval deskový elektrofiltr. Po 2. světové válce zde byly ve velkém množství zpracovávány vyřazené olověné akumulátory obsahující jako odpad i PVC a ebonit. Destiláty z těchto látek přecházející do plynů z pece kondenzovaly na prachu a způsobovaly jeho lepivost a hořlavost s následkem řady havárií. Řešením bylo využívání odlučovačů, praček, absorbérů a jiných zařízení pro odprašování plynů. Větší úspěch mělo až během 80. let minulého století použití prototypových pytlových filtrů a od roku 1997 je v provozu zařízení v podobě speciální dohořivací komory a účinného pytlového filtru umístěných za pecí (Kunický, Vurm, 2011).

S použitím nových rafinačních operací je zde vyráběno olovo a jeho slitiny vyhovující nejnáročnějším požadavkům domácích i zahraničních zákazníků. Kovohutě jsou nyní jedinečnou firmou v České republice, která se zabývá recyklací olova a zpracováním odpadů, které obsahují drahé kovy, a to za předpokladu přísných ekologických ukazatelů. Rovněž vybudování zabezpečených skládek odpadů a čistírny odpadních vod napomohly k odstranění další možné kontaminace prostředí toxickými látkami (Barešová J. a kol., 2003).

3.4.2 Kontaminanty z Kovohutí a přijatá opatření

Na znečištění plynů měla v historii hutě velký vliv emise oxidu siřičitého vznikající především pražením olověných rud a koncentrátů. Ke snížení těchto emisí byla přijímána různá opatření, ale největšího úspěchu bylo dosaženo snížením tohoto prvku v plynech ze šachtové pece prostřednictvím alkalických vod přímo z úložiště sodné strusky, kdy voda začala být používána k chlazení plynů za dohořivací komorou. Byla tak snížena teplota před filtrem a klesl obsah oxidu siřičitého, perzistentních látek a zároveň byla z úložiště odstraňována alkalická voda.

Odpadní vody v oblasti hutě byly čištěny pomocí usazovacích jímek, jejich prostřednictvím docházelo ke snížení odtoku ropných látek a kalů. Významné bylo zprovoznění centrální čistírny odpadních vod v roce 1995, a to s odděleným čištěním splaškových vod a dešťových vod kontaminovaných toxickými kovy. Díky této čistírně a dvojitému kanalizačnímu systému byly vyřazené z provozu některé kanály z dřívější doby, jejichž provozem byla kontaminována voda v řece Litavka.

Nutné bylo i zpracování alkalických zasolených skládkových vod pocházejících ze skládky sodné strusky (Obrázek č. 3), kde docházelo k hromadění těchto

kontaminovaných vod. Tento problém vyřešilo odparné chlazení plynů ze šachtové pece, které bylo uvedeno do provozu v roce 2003 (Kunický, Vurm, 2011).



Obrázek č. 3 Skládka sodné strusky (Seifert Z., 2009, www.pribramsky.denik.cz)

Produktem metalurgické výroby olova a recyklací jsou vždy odpady. V minulosti byly všechny odpady (např. popel, struska, stavební suť) v hutích využívány na různá vyrovnání terénu, potom byly vyváženy na dvě haldy v blízkém okolí. V minulosti obsahovaly akumulátory PVC separátory, a proto byly úniky s obsahem chloru taveny se sodou, kdy vznikala rozpustná sodná struska, pro jejíž ukládání byla zprovozněna skládka sodné strusky. Později bylo uvedeno do provozu zařízení na loužení úletů, byl zoptimalizován provoz a rok 2009 znamenal konec produkce tohoto nebezpečného odpadu. Haldy a prostory kolem komína hutě byly postupně od roku 1996 sanovány a rekultivovány, stejně tak zde byla provedena sanace ostatních zatížených míst, vyčištění kanalizace a skládka sodné strusky, která byla příčinou znečištění řeky Litavka, byla odstraněna (Kunický, Vurm, 2011).

Českou inspekci životního prostředí bylo uloženo provedení nápravných opatření k odstranění závadného stavu v areálu závodu Kovohutě Příbram nástupnická a.s., který byl v minulosti způsoben hutním zpracováním stříbrných a olovených rud, které jsou nebezpečnými látkami. Hlavním cílem těchto opatření bylo tedy zabezpečení skládky sodné strusky, monitoring toku Litavky a sanace haldy odpadu z hutě (ČIŽP, 2011).

Za účelem zajištění neustálé minimalizace negativních vlivů tohoto závodu na životní prostředí, zde byl přijat v roce 2000 environmentální systém řízení (EMS) podle EN ISO 14001 se zaměřením na oblast ochrany vod, ovzduší, odpadů hluku a související ochranu okolní krajiny a přírodního prostředí (Barešová a kol., 2003).

V současné době je po zavedení nových technologií a díky společenské odpovědnosti a ekologickému chování možné konstatovat, že huť už není pro své okolí hrozbou, ale je moderní firmou, která klade důraz na šetrný přístup k životnímu prostředí (Obrázek č. 4).



Obrázek č. 4 Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. (www.kovopb.cz)

3.5 Vliv kontaminantů

Mobilita toxických prvků je příčinou globálního problému. Přírodní uvolňování těchto prvků je postupné a pomalé, oproti uvolňování těchto látek zapříčiněné antropogenní činností, která je příčinou rychlé a výrazné redistribuce v biosféře, a tedy větší kontaminace v pedosféře, hydrosféře i atmosféře.

V biosféře působí toxické prvky na rostliny jako stresový faktor. Ovlivňují jejich růst, změny i zánik. Jejich transportem do živých organismů v konečném důsledku ovlivňují zdraví lidí. Toxické látky se do rostlin dostávají z půdy, kde jsou obsaženy v horninách nebo, kde jsou nashromážděny v důsledku lidské činnosti

Některé stopové prvky v menším množství však živé organismy potřebují. Například Co, Cu, Fe, Mo, Mn, Sr, V, Zn. Množství, které ale překročí potřebnou hranici, už může organismům škodit (Khun a kol., 2008).

Pokud na určitý ekosystém působí nějaký toxikant a způsobuje změnu v jeho struktuře a chování, a to v porovnání se stavem, kdy by toxikant nepůsobil, mluvíme o ekotoxikologickém účinku. Může způsobit primární toxický účinek v konkrétním místě organismu nebo může vyvolat další řadu sekundárních účinků. U jiných organismů může však vyvolat reakce pozitivní (konkurenti).

Vliv toxických látek na dané ekosystémy je tedy individuální. Při jeho hodnocení je důležité rozlišovat:

- **expozici** – přímý kontakt toxikantu s prostředím (cesta vstupu, působení)
 - **účinnost** – změna v ekosystému vyvolaná toxikantem
- Důsledkem přímé expozice je přímý účinek.
 - Bez přímé expozice může dojít k nepřímým účinkům.

Hodnocena je pravděpodobnost rizika vlivu látky na konkrétní prostředí, kdy parametry výstupů z testů toxicity jsou vyjádřeny číselným indexem (LC50 aj.). Je vyhodnocována pravděpodobnost chování látky v procesu, v určité přírodní situaci, možnost přijetí látky organismem, pravděpodobnost setkání organismu s látkou, potenciál k vyvolání účinku, potenciál konkrétního místa (vzdálenost zdroje, směr větru aj.). Je používána metodika Ecological Risk Assessment (Ecora), Environmental Risk Assessment (ERA). Tato hodnocení rizika v ekosystémech jsou velmi podrobně rozpracované postupy (Kopp a kol., 2015).

3.5.1 Kontaminace půdy

V současné době je velkým problémem kontaminace půdy, jejíž ochrana doposud zaostávala za ochranou vody a ovzduší. Důvodem byly půdní vlastnosti, politické a organizační důvody a rovněž důvody týkající se vlastníků půdy. Rovněž se zde odrazila skutečnost, že negativní dopady kontaminované půdy nejsou tak zřetelné jako u vody a ovzduší, vstupy do samotné půdy trvají déle a určení koncentrace a mobility toxických látek je zde velmi složité (Němeček J. a kol., 2010).

Problémy kontaminace půdy jsou způsobeny řadou aspektů. Kromě degradace, záboru, větrné eroze, acidifikace a úbytkem organické hmoty, je ve velké míře půda ohrožována kontaminací způsobenou organickými nebo anorganickými látkami. To může být způsobeno procesy přirozenými a rovněž antropogenní činností. Prvky, které pocházejí z antropogenní činnosti, jsou velice častými a nejdéle působícími kontaminanty. V půdě mohou přetrvávat tisíce let (Alloway, 1990).

Jak zmiňují ve své publikaci Němeček a spol. (2010), přispěli k intenzivnímu řešení problémů kontaminace následující skutečnosti:

- půdy jsou významnými receptory škodlivin, a to areálově i z lokálních zdrojů (stopové prvky, organická xenobiotika, radionuklidy, hnojiva, prostředky ochrany rostlin, protony)
- zdokonalování čištění odpadních vod a emisních výstupů má za následek, že odpady z těchto zdrojů, často aplikované do půdy, jsou výrazně kontaminované
- nejvýraznější hrozbou zdraví jsou staré zátěže
- kontaminovaná půda přispívá ke kontaminaci hydrosféry
- zvýšení vodní eroze vede vedle smyvu půd i k akumulaci sedimentů (často kontaminovaných) v povrchových vodách.

Již v šedesátých letech minulého století byla v naší zemi věnována pozornost sledování vstupů škodlivin do půdy prostřednictvím aplikace recyklovatelných odpadů. Z čistírenských kalů se do půdy kromě přínosných látek (C, N, Ca, Mg), dostávají látky určené jako kontaminanty (As, Cd, Pb, Zn, Cu, Cr, Ni a jiné). Jak u látek určených jako rizikové prvky, tak u látek úrodotovných je však nutné stanovit jejich mezní hodnoty. (Němeček a kol., 2010).

Vnášení toxických prvků do půd může být tedy způsobeno v rámci zvyšování obsahu humusu, a to zpracováním kalů z čistíren odpadních vod, kompostů, aplikací hnojiv. Na produkční a bioenergetický potenciál mají toxické prvky vliv s ohledem na vlastnosti, druhy a typy půd a jejich množství. Potenciálně toxické prvky se dostávají do půdy pomocí oxidů, křemičitanů, uhličitanů, síranů a sulfidů. Odolnost půd je dána druhem a množstvím jílových minerálů, obsahem a kvalitou humusu, oxidů, hliníku, manganu a pH. Pokles pH má za následek uvolnění potenciálně toxických prvků z pevné fáze do roztoku (Khun a kol., 2008).

Co se týká pH, jsou jeho hodnoty pro mobilizaci toxických kovů stěžejní. Mají významný vliv na sorpční schopnosti toxických kovů v půdách a jsou významným ukazatelem pro zvolení možných vhodných metod k odstranění těchto prvků z prostředí. Toxicita prvků je závislá nejen na pH vody, ale dále na teplotě a složení vody. S kyselostí pH tedy toxicita stoupá (Khun a kol., 2008).

Důležitým ukazatelem v oblasti kontaminace půd je distribuce toxických látek. Distribuci prvků v pedosféře řídí proces pedogenézy, který ovlivňuje koncentraci prvků v různých půdních horizontech. Ve vrchních horizontech jsou tedy hlavně

koncentrované prvky Ag, Cd, As, Hg, Cu, Sb, Pb a Zn, které jsou výsledkem atmosférické depozice, adsorpce organickou hmotou a vegetační recyklací. Ve spodních horizontech jsou to především Al, Mg, Fe, Ni, Ti, Sc a Zr. (Bowen, 1979). Půdy ve vrchních horizontech, které obsahují vyšší koncentraci uvedených kontaminantů vlivem antropogenní činnosti, mají vyšší obsah těchto prvků vzhledem k nedostatečnému času pedogenetického procesu ovlivnit redistribuci v půdním profilu (Alloway, 1990).

Významná negativní vlastnost toxických kovů je jejich schopnost bioakumulace, tedy schopnost akumulovat se v sedimentech a ve vodní floře a fauně. Koncentrace nerozpuštěných látek ve vodě mají velký vliv na adsorpci na půdní částice. Změny koncentrací nastávají ihned po styku s půdou. Sledováním 4 těžkých kovů (Cd, Pb, Ni, Zn) bylo prokázáno, že prakticky ihned bylo do půdy sorbováno olovo (téměř 100 %), následně kadmium, nikl a zinek. Rychlost sorpce je ovlivněna druhem toxického kovu mnohem více než druhem půdy. V přírodním vodním prostředí probíhá transport toxických kovů (olovo, chrom, kadmium a rtuť) především ve vazbě na sedimenty, ale koncentrace ve vodě mohou zůstat rovněž vysoké. K samočištění vod od těžkých kovů dochází v přírodě sorpcí jílovými minerály. (Janeček, 2008).

Absorpce kovů na půdní částice, jak zmiňuje Janeček (2008), je závislá na koncentraci nerozpuštěných látek ve vodě. Bylo prokázáno, že při koncentraci nerozpuštěných látek ve výši 0,1 mg na litr vody, zůstalo v daném roztoku 91 – 100 % těžkých kovů (Cd, Ni, Pb, Zn), vázalo se tedy jen 0 – 9 % na pevnou fázi. Při koncentraci nerozpuštěných látek 50 mg na litr, zůstalo v roztoku pouze 1 – 7 % kovů s vazbou na pevnou fázi 93 – 99 %. Důkazem je, že čirá voda bez obsahu nerozpuštěných látek pozbývá schopnosti vazeb látek cizorodých na pevnou fázi, a může dojít k tomu, že ve vodě čisté jsou vyšší hodnoty toxických kovů, než ve vodě zakalené.

Půda je rovněž specifickým médiem pro vstup polutantů do organismů nejen prostřednictvím potravinového řetězce (perorálně, dermálně, inhalačně) a vstupu do hydrosféry. Vedle nárůstu kontaminace půd je zaměřena pedologie na oblast zemědělské půdy s určením kritických parametrů její kontaminace a lesních půd, kdy je limitována mineralizace organických látek (zdroj fytoceenózy). V urbanizovaných oblastech je určována a hodnocena celková zátěž a její redukce, popřípadě i relativní mobilita rizikových stopových prvků. Rizikovost koncentrace polutantů na takových místech je prováděna diferencovaně dle využití půdy. Kritéria jsou stanovena na základě využití oblastí a možného ohrožení zdraví lidí. Přísná kritéria jsou zaměřena například na dětská hřiště, sportoviště, obydlené lokality. Vysoké hodnoty koncentrací polutantů, které jsou přímým ohrožením zdraví, vylučují některé půdy k zemědělskému využití. (Němeček a kol., 2010).

Jak uvádí Němeček a kol. (2010) je pro jednotné označení diferencovaných limitů doporučeno používat pro persistentní polutanty několik úrovní:

- hodnoty pozad'ové
- hodnoty indikační, které se vztahují k definovanému riziku
- sanační a intervenční hodnoty.

U pozad'ových hodnot persistentních kontaminantů jsou určeny jejich svrchní hranice. Geogenní zátěž rizikovými prvky má kritérium rozpustnost a rozložení látek v půdě. Pokud dojde k překročení těchto hodnot, mělo by dojít k zastavení řízených vstupů (aplikace odpadů) a zamezení biologického zemědělství.

Indikační limity ohrožení potravního řetězce mají velice přísné podmínky přesahu hodnot rizikových prvků. Odvozují se z totálních obsahů, mobility, vlastností půdy (pH, obsah jílu, humusu). Při jejich prokázaném překročení je dán zákaz v produkci potravinářských surovin a píce.

Důsledkem intervenčních hodnot je přímé ohrožení zdraví lidí v souvislosti s využitím půdy. Pokud dojde k jejich překročení, přichází na řadu sanace a rovněž zákazy některých využití půd a především zemědělského využití.

Rizikové prvky v půdách mají negativní vliv na:

- půdní mikrobiotu, kdy dochází ke snížení biomasy mikroorganismů a druhové diverzity, přičemž jsou ovlivněny mikrobiologické procesy (syntéza enzymů, rozklad odumřelé hmoty, mineralizace, dýchání)
- půdní faunu, hlavně bezobratlí. Dochází k poklesu výskytu, jejich biomasy a diverzity
- řadu rostlin včetně dřevin. Vliv především na kořenový systém a celkový vývoj rostliny
- terestrickou faunu (např. ptáci, člověk). Dochází k bioakumulaci rizikových prvků a ovlivnění funkcí některých orgánů. Významné jsou zde prvky Pb, Cd a Hg (Tyler a kol., 1989).

Relativní toxicita vybraných toxických prvků je uvedena v tabulce č. 1

Prvek	Půdní fauna, mikrobiota	Kvetoucí rostliny	Terestrická fauna	Člověk
Pb	střední	nízká	střední	vysoká
Cd	vysoká	střední	vysoká	velmi vysoká
Cu	střední	nízká	střední	střední
Zn	střední	nízká	nízká	nízká
Ni	nízká	vysoká	nízká	nízká
Cr	nízká	střední	nízká	nízká
Hg	střední	střední	vysoká	velmi vysoká

Tabulka č. 1 Relativní toxicita některých rizikových prvků v přírodě (Tyler a kol., 1989).

Nejčastěji jsou překračovány v půdách limity Cd, Pb, Zn, As a aromatické a polyaromatické uhlovodíky, rovněž Cr, Ni, Hg, AX (adsorbovatelné organické halogenidy), polychlorované bifenyly a u kalů některé bakterie. Půdy, které jsou u nás nevyhovující k zemědělskému využití, mají velký rozsah. Jako jeden z příkladů můžeme uvést oblast na Příbramsku v okolí závodu Kovohutě Příbram nástupnická, a.s., kde v minulosti provoz tohoto závodu zapříčinil znečištění okolního životního prostředí ve velkém rozsahu. Půda zde byla kontaminována toxickými kovy v rozsahu asi 13 000 ha.

K poškození půdy došlo nejen kontaminací škodlivých látek, ale i zhutněním půdy používáním těžké mechanizace v období intenzifikace zemědělské výroby, při níž byla používána těžká mechanizace, chemické prostředky na ochranu plodin před škůdci, ve velké míře hnojiva a rovněž provozy velkochovů hospodářských zvířat. V současné době probíhá ve vyspělých státech, a to především v Evropě, návrat k tradičním zemědělským postupům s využitím nových vědeckých poznatků a přírodě blízkým technikám. Tento moderní přístup v zemědělské výrobě se nazývá ekologické zemědělství (Polášková a kol., 2011).

Půda je základní složkou zdravé produkce a podstatou kvalitní a nezávadné rostlinné a živočišné potravy. Na ochranu životního prostředí a dodržování stanovených limitů jsou určeny některé legislativní nástroje v podobě zákonů, vyhlášek a norem.

Například limity rizikových prvků a jiných nečistot v půdách stanovuje Vyhláška č. 13/1994 Sb., kterou dále upravuje vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy. Dalším legislativním nástrojem pro ochranu zemědělské půdy je vyhláška č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě, která upravuje a stanovuje podmínky a způsob používání sedimentů na zemědělské půdě, limitní hodnoty rizikových prvků v sedimentu a požadavky na další fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti sedimentu, rovněž na postupy rozboru sedimentů a půdy, včetně metod odběru vzorků.

3.5.2 Kontaminace vody a sedimentů

Voda je významným prvkem, který je pro životní prostředí páteří ekologické stability krajiny, ovlivňuje jak její biotickou, tak i abiotickou složku, a to se zpětnou vazbou na danou složku hydrickou (Kender, 2000).

Ke znečištění vody, které má negativní dopad na ekosystémy a tím spojené zdraví lidí, a ohrožení biodiverzity, dochází většinou v oblastech s vysokou hustotou obyvatelstva. Škodlivé látky, jako jsou herbicidy, pesticidy, ropné produkty, toxické kovy, detergenty a odpady vzniklé z průmyslové činnosti a zemědělství, ohrožují vodní prostředí. V některých případech jsou odpady z průmyslu a zemědělství nelegálně ukládány v řekách, jezerech a oceánech. Toxické odpady jsou ve vodním prostředí obzvláště nebezpečné, a to vzhledem k možnému transportu do větších vzdáleností, oproti lokálnímu uložení odpadu v půdě, a dále toxické látky mohou být

i v malé koncentraci letální pro některé vodní organismy. Vlivem potravního řetězce tak dochází k vyšší koncentraci těchto škodlivin u dalších živočichů (např. dravci), kteří se těmito organismy živí (Ellison, 2004).

Ke znečištění povrchové vody dochází prostřednictvím odtokové vody a erozních sedimentů, které jsou nosiči kontaminantů. Pokud pronikají tyto nebezpečné látky do vod stojatých, jsou ohroženy především zdroje pitné vody. Příkladem je eutrofizace, ke které dochází prostřednictvím příliš vysokého obsahu živin v půdě, které se následně dostanou do vodních zdrojů. K ochraně zdrojů pitné vody jsou vymezeny zóny k ochraně povrchových vod, které však zahrnují pouze bližší okolí samotné nádrže. V oblasti tekoucích vod, jsou nejvíce zatíženy široké říční nivy, které jsou v zatížených oblastech nejvíce kontaminovány, a to jak odpadními vodami, tak atmosférickou depozicí. Podzemní vody jsou důležitým faktorem průsaku relace mezi evapotranspirací a atmosférickými srážkami (Němeček a kol., 2010).

Tekoucí voda tvoří z celkového objemu povrchové sladké vody pouze 2 %, je ovšem velice důležitá jak pro hydrologický cyklus, tak pro existenci života. Pokud jsou vodní toky znečištěny, jsou schopny se prostřednictvím fyzikálních, chemických a biologických procesů zbavit znečišťujících látek přírodního i antropogenního původu, a to prostřednictvím procesů samočištění. Tento proces je však limitován, a pokud je znečištění tak vysoké, že samočištění nemá dostačující účinek, je nutné, aby se lidé zapojili a pomohli odstranit nebo zmírnit následky znečištění přírodního prostředí (Komínková, 2014).

Znečištění povrchových a podzemních vod, které bývají zdrojem pitné vody, je velkým problémem nejen na evropské úrovni, ale i celosvětovým problémem. Přesto, že byla přijata spousta opatření, jako je například ohlašování množství vypuštěných nebezpečných chemikálií (E-PRTR) nebo integrovaný systém prevence znečišťování (IPPC), dochází dále na různých místech k únikům kontaminantů.

Zdrojem může být únik chemikálií z výroby, z transportu znečišťujících látek, z dopravy, ze skládek a spaloven, dále splachy ze zemědělských pozemků a kontaminanty produkované domácnostmi, kdy se v minulých letech staly novým kontaminantem vod zbytky léčiv (beta-blokátory, jodovaná média, nesteroidní protizánětlivá léčiva a antibiotika) a rovněž estrogény, které mají vliv na endokrinní systém (EDC) (Polášková a kol., 2011).

Specifickým zdrojem kontaminace vod je těžební činnost. V oblastech zatížených těžbou jsou povrchové vody ovlivněny důlními vodami. Velký význam má čištění těchto vod, a to před vypouštěním do recipientů. Znečištění zde zapříčiňují rudná ložiska obsahující velké množství těžkých kovů a jiných prvků. Z uranových ložisek jsou typickými kontaminanty uran a radium. Dalšími znečišťujícími látkami jsou ropné látky, maziva nebo polychlorované bifenylly související s použitou technologií. Příčinou znečištění povrchových vod jsou dále spady prachu v okolí odkališť, dopravních tras a rovněž případné splachové vody z rudných plat (Kafka, 2003).

Velice citlivé vůči negativním vlivům lidské činnosti jsou v této oblasti podzemní vody, které jsou propojeny se všemi ostatními složkami životního prostředí, a to prostřednictvím infiltrujících srážkových a povrchových vod, kdy se stává v podstatě médiem, ve kterém se dějí důležité procesy. Mohou být znečištěny kontaminanty, které jsou do těchto vod transportovány prostřednictvím průsaků z těžebních odvalů a odkališť, které nebyly v minulosti při budování dostatečně izolovány od propustného podloží. Toxické kovy, flotační činidla a další chemické látky jsou pak obsaženy v průsakových technologických i atmosférických vodách, které dále ovlivňují kvalitu podzemních vod. Řešení těchto problémů je potom velice náročné. Průsakové vody musí být jímány a čištěny před vypuštěním do životního prostředí, případně je nutné provést sanační a rekultivační opatření (Kafka, 2003).

Hlavním zdrojem znečištění vody jsou tedy odpadní vody z těžby, zpracování rud, z válcoven, úpraven rud, z průmyslu hutního a dále průmyslu textilního, chemického, zemědělského. Odpad vzniklý při těžbě užitkové suroviny (ruda) a dále odvaly a rovněž odkaliště jsou prioritním zdrojem kontaminace vod. Co se týká úpraven rud, záleží na druhu zpracování. Pokud je zpracovávána olovnatá ruda, dochází ke zvýšení množství Pb, Cu, Cd a Zn. V případě Ni a Cu dochází v životním prostředí k navýšení Co, Pb, Zn a Mn včetně Ni a Cu. Při zpracování Zn se do prostředí uvolňují Zn, Cu, Cd a Pb (Khun a kol., 2008).

Voda umožňuje transport a migraci prvků, kdy důležitá je rozpustnost těchto prvků. Koncentrace látek ve vodě je ovlivněna řadou chemických a fyzikálně-chemických procesů, mezi které patří především procesy sorpční, chemické přeměny a biochemické transformace. Sorpční schopnosti může ovlivnit délka transportu rozpuštěné látky povrchovou vodou a rychlost tekoucí vody může mít za následek negativní či pozitivní vliv. Chemické přeměny způsobují změnu koncentrací toxických prvků (oxidačně-redukční procesy, tvorba komplexních sloučenin). Mezi biochemické transformace patří oxidačně-redukční procesy, které jsou katalyzované bakteriálními enzymy. Toxické kovy, které se nejvíce vyskytují ve vodě, jsou Pb, Cd a Hg. Mají velkou schopnost se akumulovat v sedimentech, a to převážně ve formě sulfidů (Khun a kol., 2008).

Obsah toxických kovů ve vodě je jedním z hygienických a vodohospodářských ukazatelů. Vyskytují se ve vodě jako jednoduché anionty, kationty, nebo neutrální molekuly či komplexní anionty. Podle množství a formy výskytu daného toxického prvku je daná i jeho toxicita. V současné době jsou největším nebezpečím urbanizované oblasti, kde dochází k hromadění kontaminantů, jejich splachování atmosférickými srážkami z povrchu a odtoku do povrchových vod, kanalizací a do čistíren odpadních vod. Toxické látky nezůstávají pouze ve vodě, ale v krátké době přecházejí do sedimentů a vodních organismů (Štarmanová a kol., 2010).

Na znečištění vody navazuje kontaminace sedimentů, které se vyskytují v říčních nivách.

Jak uvádí Borovec (1994) ve svém článku, je v heterogenních systémech, mezi které patří půda, říční sedimenty a rovněž částice aerosolů, transformace a distribuce kovů velmi složitá. Na složení říčního sedimentu, tedy i na obsahu toxických kovů má významný vliv jeho původ. Může být alogenní, kdy složky vznikají mimo říční sediment a až transportem se dostávají do řeky, endogenní, a to v případě, že složky vznikají přímo ve vodě toku a autigenní, které vznikají přímo v sedimentu po jejich uložení před konsolidací.

Součástí říčního sedimentu tvoří intersticiální roztoky (intergranulární) zaplňující póry mezi zrny sedimentu. Jako tzv. převodní můstky slouží k transportu toxického prvku z jedné složky do druhé, což má za následek mnohonásobně větší koncentraci rozpuštěných látek v tomto roztoku oproti vodě v řece. Usazením partikulární hmoty dochází v řece k překrývání sedimentu, který je usazen na dně jako původní, a tak dochází k jeho vrstvení. Čím je větší jejich hloubka, tím větší je omezení výměny mezi vodou nad sedimentem a roztokem v tomto sedimentu. Rozkladem organické hmoty klesá obsah kyslíku do jeho vyčerpání. Bakterie přepínají na redukci sulfátů a vznikají tedy sulfidy. V tomto případě se vytváří anoxidické redukční prostředí, jehož produkty se uvolňují do intersticiálních roztoků a dosahují zde vysokých hodnot. Minerální látky nejsou stabilní a rozpouští se. V různě hlubokých vrstvách sedimentu je tedy obsah toxických prvků odlišný. Do říční vody se mohou jak intersticiální roztoky, tak partikulární hmota dostat opět různými procesy (fyzikální disturbance, proudy, biologická aktivita, inženýrské práce atd.).

Sedimenty mají velkou schopnost na sebe vázat toxické prvky a v některých případech nedojde ani při vysokých hodnotách prvku k jeho nasycení (například u kadmia). Ze sedimentu se toxické kovy, které se váží jak na organickou složku, tak k jílovým minerálům, uvolňují v závislosti na chemismu sedimentu i vody, na množství organické hmoty, vlastnostech daného kovu, oxidačního stupně, oxidačně-redukčního potenciálu (redoxu), stability a druhu vazeb a na pH (Nordberg a kol., 2011).

3.5.3 Kontaminace ovzduší

Lidé svojí činností velice negativně ovlivňují další sféru životního prostředí, a tou je ovzduší. Produkce škodlivin způsobuje kontaminaci ovzduší znečišťujícími látkami, které ohrožují životní prostředí a s ním lidské zdraví. I zde je důležité se zaměřit na odstranění zdrojů způsobujících negativní dopady v této oblasti, popř. snížení nebo odstranění negativních vlivů. Kromě přijatých a provedených opatření je důležitá i legislativa. Legislativa v Evropě má v dnešní době velkou snahu řešit nové poznatky týkající se vlivu antropogenní činnosti na ovzduší se zaměřením na omezení produkce škodlivin, které se do ovzduší dostávají (Polášková a kol., 2011).

V České republice je legislativním nástrojem na ochranu ovzduší například Zákon č. 369/2016 Sb., o ochraně ovzduší, který je novelou zákona o ovzduší a kterým se mění Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, ve znění pozdějších předpisů.,

a zákon č. 634/2004 Sb., o správních poplatcích, ve znění pozdějších předpisů. Tato novela zákona má za úkol posílit ochranu ovzduší před znečišťujícími látkami. Zavádí přísnější imisní limity pro jemné prachové částice s průměrem do dvou a půl mikrometru (PM_{2,5}), stanovuje přímou kontrolu kotlů, které provozují jednotlivé domácnosti, je zde zahrnuto efektivnější a pružnější vyhlášení smogových situací a vzájemné uznávání plaket cizích států pro vjezd vozidel do nízko emisních zón.

Na znečištění ovzduší se podílejí hlavně emise z průmyslu, dopravy, spalování fosilních paliv a zpracování kovů. U některých stopových prvků (např. Se, As, Pb, Sn, Cd, Br, Te) dochází k jejich nárůstu a mnohonásobně zvýšenému obsahu v ovzduší. Kontaminující látky se tedy dostávají do životního prostředí přenosem přes atmosféru, přímou aplikací a prostřednictvím kontaminovaných vod. Atmosférou se látky přenášejí na různé vzdálenosti, především v blízkosti zdrojů kontaminace. K očištění atmosféry pak dochází vymýváním, vypršením, gravitací a přímým zachycením o nerovnosti povrchu, a to cestou mokrého a suchého spadu. Ten je však příčinou akumulace látek v geologických složkách (Khun a kol., 2008).

Transport látek atmosférou může být lokální (do 50 km), regionální (několik stovek km) a globální (celý rezervoár Země). K přímému ohrožení lidského zdraví, ale i ostatních živočichů dochází především inhalací toxických látek z ovzduší. Zdrojem lokálního znečištění jsou tepelné elektrárny, velkým zdrojem byla vždy samotná těžba nerostných surovin, jejich zpracování a využití. Například emise olova způsobená lidskou činností je 17,5 krát vyšší než emise přirozená, u kadmia je 8krát vyšší. Přírodní emise rtuti je však oproti tomu 2 krát vyšší než emise způsobená lidskou činností. Atmosférické znečištění vede samozřejmě prostřednictvím srážek ke znečištění povrchových a podzemních vod (Cibulka a kol., 1991).

Znečištění můžeme rozdělit na bodové a plošné (komíny, erozní plochy), stacionární a mobilní (domácí topeniště, dopravní prostředky), lokální a dálkový přenos (vliv má výška komínů).

Velké množství znečišťujících látek v atmosféře pochází tedy z bodových zdrojů, a to hlavně z komínů elektráren a hutí, rovněž spalováním na skládkách. Přesto, že v řadě těchto zařízení byly již použity moderní technologie ohleduplné k ochraně životního prostředí, stále jsou napravovány důsledky emisí z těchto zdrojů. Co se týká znečištění z komínů, má jistě na rozptyl a obsah kontaminantů v atmosféře vliv množství vzduchu, rychlost větru a výška, do které můžou emise stoupat (Khun a kol., 2008).

Kouřové vlečky komínů způsobují rozptyl kontaminujících látek z tohoto bodového zdroje znečištění a způsobují depozici těchto látek v atmosféře. Kromě parametrů množství a rychlosti proudění vzduchu, je tedy důležitá výška komínu, směr proudění vzduchu, škála částic, obsah vodního aerosolu, povrch území. Z atmosféry se mohou znečišťující látky dostat prostřednictvím vegetace, a to rostlinnými povrchy nadzemních částí (listy) a podzemními orgány (kořeny). Součástí transportu

jsou depoziční mechanismy (intercepce, retence, adsorpce, impakce, translokace) (Kovář, 2008).

Významnými zdroji znečištění atmosféry arzenem a rtutí jsou emise ze spalování ropy a uhlí v elektrárnách a průmyslových komplexech jako jsou slévárny, ale také z uhlí a oleje, které jsou spalovány za účelem vytápění domů. Atmosférická depozita těchto potenciálně toxických kovů se dostávají do země a oceánů. Dále jsou přesouvány erozí půdy, tekoucí vodou a oceánskými proudy do míst, kde se akumuluje. Transport atmosférou může kovy přenášet do křehkých životních prostředí, jako je například arktická oblast (Siegel, 2002).

3.5.4 Kontaminanty v rostlinách, fytoremediace

Rostliny jsou ovlivněny místem růstu, kdy složení půdy je závislé na geochemickém složení hornin, ze kterých vznikly, a které mají vliv na obsah stopových prvků v půdě i rostlinách. Mají tak vliv na odlišné obsahy Cu, Cr, I, Fe, Zn a Se, rovněž na větší množství As, Cd, F, Pb a Se (Khun a kol., 2008).

Toxické prvky působí na rostliny jako stresový faktor. Ovlivňují jejich růst, změny i zánik. Jejich transportem do živých organismů v konečném důsledku ovlivňují zdraví lidí. Toxické látky se do rostlin dostávají z půdy, kde jsou obsaženy v horninách nebo, kde jsou nashromážděny v důsledku lidské činnosti. Některé stopové prvky v menším množství však živé organismy potřebují. Například Co, Cu, Fe, Mo, Mn, Sr, V, Zn. Množství, které ale překročí potřebnou hranici, už může organismům škodit (Khun a kol., 2008).

Přestup rizikových prvků do rostlin závisí na vlastnostech půdy a na schopnostech rostlin prvky přijímat. V souvislosti s tímto přestupem určujeme prvky fytotoxické (Zn, Ni), kdy u některých rostlin dochází ke značnému snížení výnosů plodin a prvky zoo- a humanotoxické (Cd, Pb, Hg, Ti), kdy je ohroženo zdraví člověka a zvířat. Pokud se posuzuje kvalita surovin v potravinářství, je pozornost zaměřena hlavně na As, Pb, Hg, Cd, Ti, u pícnin je to Pb, Cd, As, Cu, Ni, Hg, Ti a u fytotoxicity As, Ni, Cu, Zn. Z provedených průzkumů je patrná nebezpečná kritická zátěž rostlin kořenovým přestupem rizikových prvků a akumulací v podzemních užitných orgánech (Němeček a kol., 2010).

Hodnocení rizikových prvků podle Němečka a kol. (2010):

- **kadmium** – kritická zátěž rostlin, je nejmobilnější, nejvyšší přestup do rostlin, vysoká zoo- a humanotoxicita. K fytotoxicitě dochází při extrémní zátěži, kritická hodnota 1,1 mg.kg⁻¹ suš. pro pícniny
- **olovo** – nízká mobilita v půdě, nízký přenos do rostlin, vysoká zoo- a humanotoxicita. Nejpřísnější hodnota 5 mg.kg⁻¹ suš.
- **arzen** – stopový prvek odlišný od jiných vzhledem k transferu do rostlin. Má nízkou pozitivní závislost mobility na pH, nízká mobilita, transfer do rostlin,

vysoká zoo- a humanotoxicita, někdy i fytotoxicita. Nejpřísnější hodnota 2 mg.kg^{-1} suš.

- **měď** – esenciální prvek, při zvýšeném obsahu a mobilitě zootomický pro některá zvířata a fytotoxický. Nízká mobilita v půdě, zvýšený příjem rostlinami. Nejpřísnější limit 10 mg.kg^{-1}
- **zinek** – stopový prvek s vysokou mobilitou v půdě a transferem do rostlin, výrazná toxicita pro vyšší rostliny a půdní mikroorganismy. Kritické hodnoty fytotoxicity pro pícniny kolem 25 mg.kg^{-1} suš.
- **nikl, kobalt, mangan** – zvýšená mobilita, nízký transferový faktor, omezená toxicita. Kritická hodnota zátěže rostliny 5 mg.kg^{-1} suš.

Němeček a kol. (2010) zmiňuje dále ve své publikaci, že k ochraně rostlin před vstupy rizikových prvků v kritických hodnotách, je nutné určit tyto jejich zákonitosti:

- rozpustnost a vazby v půdách
- jejich přestup z půdy do rostlin v souvislosti s jejich mobilitou a vlastnostmi půdy
- způsob a schopnost jejich příjmu určitou skupinou rostlin
- toxikologické důsledky jejich příjmu rostlinou s návazností na vstup do potravního řetězce.

Další cestou ke vstupu kontaminantů do rostlin jsou rovněž atmosférické spady, záplavy a již zmiňovaná aplikace odpadů a pesticidů. Mobilita rizikových prvků je stanovena jednodušším postupem ve formě stanovení mobilní a potenciálně mobilizovatelné frakce a složitějším postupem sekvenční analýzy.

Při použití jednoduššího postupu určení mobility rizikových prvků jsou výsledky následující (Podlešáková, Němeček, 1996):

- první skupinou rizikových prvků jsou Cd, Mn, Zn, Ni a Co, kdy v daném sledu ubývá podíl potenciálně mobilizovatelné i mobilní frakce
- druhou skupinu tvoří Pb a Cu s vysokou potenciálně mobilizovatelnou, avšak nízkou mobilní frakcí
- třetí skupina prvků, mezi které patří As, Be a Cr má extrémně nízkou potenciální mobilitu a hlavně V a Cr malým podílem první frakce.

Sekvenční analýzou lze určit, že první skupina uvedená v jednodušších postupech, která je nejmobilnější a zahrnuje specii odpovídající mobilní frakci, signalizuje nárůst při klesajícím pH a je snadno mobilizovatelná. Druhá skupina poukazuje na specii uzavřenou volnými amorfními oxidy (Fe, Mn) a organicky vázanou specii, méně reaguje na pH, odpovídá potenciálně mobilizovatelné frakci jednoduššího postupu. Co se týká třetí skupiny, jsou součástí specie vázané pevně amorfními a rovněž krystalovanými oxidy - hydroxidy Fe. Mobilizovatelná je minimálně. Je zde ještě čtvrtá skupina, která je podílem pevně vázané frakce prostřednictvím silikátů.

Na vstupu rizikových prvků do rostlin nemají tedy vliv pouze vlastnosti půdy, ale hlavně samotná rostlina. Podle chemického složení rostliny záleží na růstovém médiu. Je zde důležitá vazba rostliny na půdní složku. Rostlinami jsou lépe přijímány z půdního roztoku ionty či chaláty, mohou to být i organické sloučeniny. Proces příjmu ovlivňuje enzymatický proces, koncentrace a formy výskytu, toxicita, iontová kompetice a interakce (Tlustoš a kol., 2005).

Prostředníkem příjmu látek u rostlin jsou kromě kořenového systému i nadzemní části rostlin, tedy listy. Například kontaminace rostlin imisemi olova. Látky se v rostlině dostávají dále do ostatních pletiv a rovněž do kořenů. Na příjem olova rostlinou a na jeho transport z kořenů do nadzemních částí rostlin má velký vliv hodnota pH a redox potenciál. Pokud je redox potenciál nízký a pH vysoké, je Pb hlavně akumulováno v kořenech rostliny. Hodnoty pH, oxidačně-redukční stav, kompetice iontů, hydrolýza, chelatace, polymerace a tvorba nerozpustných solí mají velký vliv na mobilitu kovů (Tlustoš a kol., 2005).

Místem příjmu látek prostřednictvím půdního roztoku je vrstva půdy v bezprostřední blízkosti kořenů (rhizosféra), která je rovněž funkcí kořenů ovlivňována. Například uvolňujícími se buňkami, lyzáty, slizovitými látkami a organickými látkami s následným vlivem na rozpustnost prvků a jejich transportu do rostlin, a to nepřímo vlivem mikroorganismů (jejich aktivity), fyzikálními vlastnostmi a pH nebo přímou cestou využitím chelátů, srážením nebo oxidačně redukční reakcí iontů s exudáty. Mezi prvky, které jsou rostlinou přijímány, a jsou snadno pohyblivé, patří hlavně Zn, Cd, Mo. Nacházíme je tedy převážně v nadzemní části rostlin, které mohou být později potravou pro živé organismy (Tlustoš, 2005 ex Reddy a Patrick, 1977). Středně jsou pohyblivé v rostlině prvky Ni, Co, Cu a nejméně jsou pohyblivé prvky Cr, Pb a Hg (Alloway, 1990).

Využívání zelených rostlin k odstranění znečišťujících látek z daného prostředí, kdy jsou rostliny využívány k fixaci nebo akumulaci a rozkladu rizikových prvků se nazývá **fytoremediace**.

Rizikové prvky a jejich vstup do půdy jsou vážnou hrozbou hlavně v oblasti zemědělství, a to především proto, že mohou vstoupit do potravního řetězce. Jednou z metod vhodných pro odstranění těchto prvků z půdy je **metoda fytoextrakční**. Využívá rostliny s velkou produkcí biomasy, kde je pravděpodobnost odebrání většího množství rizikových prvků z půdy a je zde využívána zvýšená aplikace chemických sloučenin (chalátů), které desorbují toxické kovy z půdy, vytvářejí silné vodorozpustné komplexy, které jsou potom prostřednictvím fytoextrakce odebrány rostlinnými kořeny z půdního prostředí. Chelát tedy nejdříve desorbuje toxické kovy z půdy, ty se potom přemístí do rhizosféry (části půdy prorostlé kořeny dané rostliny) a nakonec je přijme rostlina svými kořeny (Tlustoš a kol., 2012).

Co se týká mikroorganismů, je jejich reakce na chelátová činidla různá. Při provádění výzkumů byly v některých případech zjištěny negativní vlivy, například v podobě snížení mikrobiálních aktivit a schopností využívat organické substráty,

jiné studie neprokázaly negativní vliv nebo v malé míře. Po uplynutí třech let nižší dávky (3 mmol EDTA kg⁻¹) výrazně obsah mikrobiální biomasy neovlivňovaly, ovšem vyšší dávky (6 a 9 mmol EDTA g⁻¹ půdy) jí snižovaly.

Byla prokázána zvýšená mobilita základních živin (Ca, Mg, K a P) a stopových prvků (Mn, Fe) v souvislosti s aplikací EDTA, kdy průvodním jevem může být i kompetice těchto prvků s prvky rizikovými. Tato skutečnost může mít vliv na zvýšení výživy rostlina nebo naopak, k vyplavení živin, a tedy ztrátě úrodnosti (Tlustoš a kol., 2012).

Na fytoextrakční metody, a tedy procesy fytoremediace, je rovněž zaměřena kapitola Sledování rizikových prvků na Příbramsku.

3.5.5 Kontaminanty v potravním řetězci

Rostliny, jako článek potravního řetězce, fungují jako prostředníci mezi půdou zatíženou kontaminanty a možným ohrožením lidského zdraví. Pro jeho ochranu je důležitá ochrana potravního řetězce, tedy zabránění nebo omezení vstupu rizikových látek z půdy do rostlin, které jsou pěstovány za účelem konzumace.

Vzhledem k dlouhodobému přetrvávání toxických látek v životním prostředí a jejich bioakumulaci v organismech, jsou v současné době komplexně posuzovány typy znečištění ve všech složkách životního prostředí za účelem zjištění kvality a bezpečnosti potravních řetězců. V tomto případě je samozřejmě důležitá oblast bezpečnosti potravin. I nízké hodnoty kontaminantů v půdě a krmivu, u kterých je těžké předvídat jejich transportní a bioakumulační procesy, mohou mít vliv na jejich přechod do vyššího stupně trofické pyramidy, kdy v konečné fázi může negativně působit i na zdraví člověka (Polášková a kol., 2011).

Existují tři hlavní cesty, kterými se dostávají potencionálně toxické kovy z přírodních zdrojů do živých organismů. První je prostřednictvím atmosféry, a to buď přímo respirací, nebo nepřímo depozicí ve vodě a v půdě. Druhou je skrze pitnou vodu, vodu na vaření a vodu určenou k zalévání pěstovaných rostlin. Třetí cestou je potravinový řetězec, který na začátku získává svou potravu prostřednictvím komplexu atmosféra, půda, voda. Jedním z hlavních zdrojů kovů v potravinovém řetězci je vychytávání kovů rostlinami (Siegel, 2002).

Co se týká úrovně kontaminace podle světových organizací, jsou maximální úrovně kontaminace (MCLs, Maximum contaminant levels) pro potencionálně toxické kovy a další anorganické a organické látky ve vodě a potravinách stanoveny různými organizacemi, mezi které patří například Světová zdravotnická organizace a další organizace v USA a jinde ve světě. MCLs a jsou stanoveny na základě laboratorních studií a zdravotních záznamů týkajících se toxicity kovů a dopadu na lidské zdraví. Tyto hodnoty podstupují neustálý vývoj s tím, jak se mění znalosti o jejich účincích (Siegel, 2002).

K médiím indikujícím zdravotní status prostředí patří určení kritických fází v plánování studie posuzující zdravotní status ekosystému. Úkolem je:

- 1) Určit, které vzorky mohou být použity.
- 2) Pochopit, co vzorek reprezentuje v místě (plocha, objem) a čase.
- 3) Být si vědom, jak se chemické prvky mohou být vázány ve vzorku (fyzikálně i chemicky).
- 4) Určit ideální měřítka vzorkování.

Existuje mnoho typů vzorků pro hodnocení a monitorování geochemických parametrů prostředí. Například vzorky atmosférické (emise, částice, aerosol), hydrosférické (déšť, řeky, moře, mokřady, vodárny), půdní, sedimenty a životní formy (flóra a fauna) (Siegel, 2002).

3.5.6 Vliv toxických látek na živé organismy

Toxické kovy mají tendenci se akumulovat v organismech až do dosažení toxických hladin, kdy mohou vyvolat klinické symptomy. Poškození může být permanentní, a to jak vzhledem k možné reprodukci, tak životaschopnosti organismů (Siegel, 2002).

Schopnost živých organismů zachytit chemické látky v takovém množství, v jakém mohou být zahrnuté do metabolismu organismu, nazýváme biopřístupnost. Toxické látky se sklonem k bioakumulaci se označují jako PBT (Persistent, Bioaccumulativ, Toxic) a mají schopnost cirkulace mezi jednotlivými složkami životního prostředí. Mohou se dostat do lidského organismu prostřednictvím potravy, dýcháním nebo kontaktem s pokožkou. Nemusejí být okamžitým ohrožením, ale vzhledem k jejich množství a konkrétnímu organismu působí v rozsahu různě dlouhých období, kdy může následně dojít například k onemocnění rakovinou. Oproti tomu se však může nedostatek některých chemických prvků v lidském těle projevit negativně (Holoubek, 2001).

Působení toxických látek na jednotlivé organismy je odlišný. Na toto má vliv skutečnost, že organismy pocházejí z různých taxonomických úrovní. Nízká míra tolerance organismu k danému faktoru je vyjádřena předponou STENO (je úzkým intervalem tolerance) a vysoká míra tolerance je vyjádřena předponou EURY (je širokým intervalem tolerance). Vliv na účinnost toxikantů má i genetická variabilita, pohlaví, zdravotní stav, důležitá je výživa jedince, kdy hladovění zvyšuje toxické působení látek. To je zvýšeno i stresem organismu. Toxické látky mohou působit samostatně nebo působí jako směs těchto látek (Kopp a kol., 2015).

Některé látky se vyznačují schopností poškozovat genetický materiál (genotoxicita). Látky poškozující strukturu nukleových kyselin (RNA, DNA) jsou mutageny. Způsobují nádorová onemocnění nebo poškození časného vývoje. Účinek se může projevit za delší dobu působení, může být přenesen i na další generaci.

Projevem působení toxikantů jsou reakce:

- **biochemické** – jsou prvotními indikátory vlivu škodlivých látek na organismus, v tomto procesu mají toxikanty vliv na metabolismus organismů, reagují s molekulami a blokují jejich dráhy. Nejvíce jsou zasaženy buněčné struktury (fosfolipidové membrány) a dále proteiny (enzymy)
- **fyziologické** – tyto reakce způsobené toxikanty ovlivňují činnost orgánů a tělních soustav. Působení může být například hepatotoxické (játra), pneumotoxické (dýchací soustava), nefrotické (ledviny), neurotoxické (nervová soustava).

Toxikanty mohou způsobovat snižování příjmu energie, nebo vyčerpání zásob, narušení nervové a cévní soustavy, otravy, narušení imunitního systému, proces rozmnožování, hormonální cyklus, funkci, činnost endokrinní soustavy (žlázy s vnitřní sekrecí) aj. Může dojít i ke změně chování organismů (snížení koordinace a rychlosti pohybu, narušení instinktivního chování). Toxicita látek může být kategorizována podle doby projevu (Tabulka č. 2). Vlivem mnoha faktorů může doba, za kterou se projeví po expozici negativní účinky toxických látek, trvat několik vteřin až desítky let. Stejně tak účinky mohou být krátkodobé či dlouhodobé, a to například v souvislosti s velikostí dávky toxikantu (Kopp a kol., 2015).

TOXICITA	CHARAKTERISTIKA	TRVÁNÍ TESTU
akutní	účinek okamžitý, hodiny až dny	24–96 hod.
subakutní	účinek ve střednědobém horizontu	28 dní
subchronická	účinek dlouhodobý, ale kratší než délka života	3 měsíce
chronická	měřítkem je délka života organismu	2 roky

Tabulka č. 2 Kategorizace toxicity látek podle doby projevu (Kopp a kol., 2015)

Reakce organismů mohou mít různý rozsah, a to vzhledem k různým úrovním znečištění. Na kontaminované prostředí může reagovat např. jedinec, reakce se může však odrazit na celém společenstvu (Tabulka č. 3)

cytologie (buňky)	poškozené funkce buněk nebo částí tkání a pletiv, mikroskopicky až makroskopicky znatelné symptomy (místně nezelné plochy)
jedinec	kolaps funkcí (odpad listů, celkové zhroucení), zablokování fenologické fáze (nevytvoření květu, semen), toxický efekt poškození dědičné výbavy (nevyklíčení semen, úhyn)
populace	variabilita je přesažena impaktem, neovlivnění pouze jedinci, nastává totální mortalita
společenstvo	zhroucení ekosystému, extince druhů, nástup invazních alochtonních druhů

Tabulka č. 3 Odpověď organismů na vliv znečištění v různých úrovních (Kovář, 2008).

Stupeň rizika kontaminace toxickými kovy pro některé vodní organismy můžeme porovnat i v tabulce č. 4, kde jsou uvedeny ekotoxikologické hodnoty některých kontaminantů a zároveň průměrné a maximální hodnoty naměřené v toku řeky Litavka na Příbramsku.

Kontaminant	Ekotoxikologické působení	Koncentrace v Litavce, mg.l ⁻¹	
		prům.	max.
As	LC50 korýši = 37 – 98 mg.l ⁻¹ . LD50 krysa = 13,39 mg.kg ⁻¹ LD50 myš = 46,2 mg.kg ⁻¹	6,5	7,5
Pb	Toxické koncentrace pro ryby = 0,1 - 10 mg.l ⁻¹ NOAEL losos = 0,004 mg.l ⁻¹ LC prvoci = max0,5 mg.l ⁻¹ LC nitěnky = max0,1 mg.l ⁻¹ LC bentické organismy = 0,2 mg.l ⁻¹	0,02	0,02
Sb	EC50 fytoplankton = 4,15 ug.l ⁻¹ LC50 pstruh duhový, 24 hod = 15 ug.l ⁻¹ LC50 dafnie, 48 hod = 530 ug.l ⁻¹	0,01	0,01
Zn	LC zoobentos = 0,4 mg.l ⁻¹ LC larvy jepice = 0,3 mg.l ⁻¹ LC korýši = 0,2 mg.l ⁻¹ LC prvoci = max1 mg.l ⁻¹	0,28	0,54

Tabulka č. 4 Ekotoxikologické parametry vybraných prioritních kontaminantů, ve srovnání s koncentracemi v povrchové vodě Litavky (Suchna, 2009)

Ekotoxikologické účinky kontaminantů uvedených v tabulce jsou na jednotlivé organismy vyhodnoceny vztahem mezi dávkou látky a jejím účinkem.

Může tak být stanovena např.:

- nejvyšší dávka nebo koncentrace, kdy nebyl zjištěn žádný škodlivý efekt (NOAEL)
- nejnižší koncentrace, při které je sledován výrazný vliv na organismus (LOEC)
- letální dávka nebo koncentrace, která způsobí úmrtí 50% jedinců sledovaných organismů (LC₅₀, LD₅₀)
- schopnost látky kumulovat se v organismech – biokoncentrační faktor.

3.6 Sledování rizikových prvků na Příbramsku

V současné době je Příbramsko oblastí, kde byla těžební činnost ukončena včetně činnosti úpravárenství rud. Ve své činnosti pokračuje hutní závod Kovohutě Příbram nástupnická a.s., jejíž provoz je nyní podmíněn novými ekologickými technologiemi. Zatížení této oblasti kontaminujícími látkami z provozu hutě bylo v minulých letech odstraněno, následky těchto činností však přetrvávají. Odrazily se na složení půdy,

na jejím znečištění toxickými látkami a v souvislosti s tím i znečištění podzemních a povrchových vod. V porovnání s jinými oblastmi, kde byla rovněž provozována těžební a hutní činnost, je oblast Příbramska v tomto směru unikátní, a proto zde byla za účelem odhalení stupně kontaminace provedena řada studií a projektů.

3.6.1 Studie vzorků půdy

Toufarová zmiňuje ve své práci (2008), že co se týká klíčových analýz vzorků půdy v souvislosti se sledováním kontaminantů na zkoumaných lokalitách, je nutné sledovat parametry půd z hlediska pedologického. Je důležité sledovat **zrnitost půdy**, která udává velikost a poměrné zastoupení půdních frakcí. Tato charakteristika půdy se vysokou měrou podílí na pedogenetických procesech a rovněž na agronomické a ekologické začlenění půd. Jako příklad uvádí nejpoužívanější Novákovu klasifikace zrnitosti půd a půdního druhu (Tabulka č. 5).

Procento jílnatých částic, menších než 0,01 mm	Označení půdního druhu		
0 – 10	Písčítá	p	lehké
10 – 20	Hlinitopísčítá	hp	
20 – 30	Písčitohlinitá	ph	střední
30 – 45	Hlinitá	h	
45 - 60	Jílovitohlinitá	jh	těžké
60 – 75	Jílovitá	jv	
> 75	Jíl	j	

Tabulka č. 5 Klasifikace zrnitosti půd a půdního druhu (Toufarová, 2008)

Důležitá je rovněž **půdní reakce**, která se označuje hodnotou pH. Půdní pH se určuje jako výměnné či aktivní. pH výměnné hodnotí ionty vázané sorpčním komplexem a určuje se výluhem neutrálních solí (KCl, CaCl₂). Určuje se jako pH/KCl, nebo pH/CaCl₂. Aktivní pH je pH půdního roztoku, určuje se prostřednictvím vodního výluhu s označením pH/H₂O. Pro agrochemii (vypočítávání dávek vápenatých hnojiv pro vápnění) a pro kategorizaci půd je používáno pH výměnné. Půda je rovněž hodnocena podle **kationové sorpční kapacity**, která je významným ukazatelem schopnosti půdy poutat na sebe živiny, ovšem i rizikové prvky (Toufarová, 2008).

V oblasti Příbramska zkoumala jedna ze studií (Rieuwerts, Farago, 1996) vzorky povrchové půdy (0–5cm a 15–30 cm) v těžební oblasti a oblastí hutí v Příbrami, a dále v obydlených oblastech, které se nacházejí v blízkém okolí tohoto města. Analýza odebraných vzorků potvrdila obsahy toxických kovů, a to olova, zinku, mědi, kadmia antimonu a arzenu za pomoci ICP-AES. Vysoké koncentrace uvedených toxických prvků byly naměřeny především v oblastech hutí a v jejich okolí. Menší hodnoty koncentrací byly naměřeny v oblasti těžby a rovněž v centru města. Koncentrace toxických kovů klesaly se vzdáleností od místa hutě. Vyšší, a tedy nadlimitní hodnoty koncentrací toxických kovů byly zjištěny v některých

obydlených oblastech, kdy zdrojem znečištění byl s největší pravděpodobností komín závodu Kovohutě Příbram.

Na obsah a izotopové složení olova v nánosů rašeliny byl zaměřen další výzkum v oblasti Hřebeny vrchoviny Brdy v blízkosti města Příbram. Odebrané vzorky z nánosů této rašeliny byly stáří, které se datovalo až do 18. století. Naměřená koncentrace olova v rašelině se měnila a zvyšovala úměrně s nárůstem produkce olověných rud v Příbrami v určitých obdobích. Nejvyšší hodnoty tohoto toxického prvku odpovídaly rokům 1960 a 1970, které se vyznačovaly maximální produkcí. Co se týká úrovně usazování olova v současné době, je způsobena především erozí kontaminované půdy ze skládek zeminy, mezi které patří těžební haldy a v oblasti hutí jsou to haldy navezené sodné strusky (Mihaljevič a kol., 2006).

3.6.2 Fytoremediace, fytoextrakční metody

V oblasti fytoremediační schopnosti rostlin byla na Příbramsku uskutečněna řada výzkumů. Velká pozornost byla zaměřena hlavně na oblasti podléhající řadu let negativním vlivům kontaminace rizikovými prvky zapříčiněné činností hutě. Byly vybrány pozemky s bezprostředně kontaminovanou půdou, kde byly naměřeny vysoké limity Cd, Pb a rovněž Zn.

Byly například prováděny pokusy za pomoci fytoextrakční metody s použitím chelátu EDTA (ethylendiamintetraoctová kyselina), a to dvěma způsoby. Aplikací do nádob a aplikací přímo v polním prostředí. Jako fytoremediační rostliny byly použity kukuřice setá a pšenice setá. Výsledkem bylo zjištění, že obsahy olova v biomase (sušině) nadzemní části kukuřice seté se zvyšovaly lineárně v závislosti na obsahu dávek EDTA. Při nádobovém pokusu, kdy byla použita nejvyšší jednorázová dávka, byl zjištěn i nejvyšší obsah olova. Výraznější fytoremediační schopnost rostlin se projevila v nádobách oproti polním podmínkám, což bylo způsobeno tím, že v nádobách jsou všechny kořeny ve styku s půdou, která je ošetřena. V podmínkách přírodních (polních) prorůstají kořeny do větší hloubky, kde již půda ošetřena není (Tlustoš a kol., 2012).

Fytoremediací se zabýval rovněž projekt Využití genomiky a genetického inženýrství pro vyhledávání a přípravu genotypů rostlin schopných degradovat kontaminanty životního prostředí, kdy podstata metody byla zaměřena na pěstování rostlin na kontaminovaných místech v závislosti na parametrech počasí a klimatických podmínkách. Klimatické podmínky mají během vegetačního období velký vliv na prosperitu rostlin, a tedy i na průběh fytoremediačních procesů (Toufarová, 2008).

Pro realizaci výše uvedeného projektu byly vybrány průmyslové zóny s výskytem různých kontaminací, především těžkými kovy. Pro experiment byly jako rostliny vybrány topol osika (*Populustremula*), který je velice variabilní a rychle rostoucí dřevina odolná vůči chladu a další rostlinou byl len setý (*Linum usitatissimum L.*). Z výsledků bylo patrné, že ve vzorcích listů stromků je nejvyšší akumulace prvků

olova a kadmia, v menší míře mědi a v malé míře rtuti a arzenu. Ve lnu setém byla naměřena vysoká akumulace zinku a olova v listové a kořenové části této rostliny. Nejvíce kadmia a rtuti bylo naměřeno v kořenech, v semenech rostliny to byl především nikl a v listech arzen (Toufarová, 2008).

3.6.3 Fytoremediace k určení stupně ohrožení zemědělské půdy

Velkým problémem je kontaminace zemědělské půdy. Tlustoš a kol. (2005) se ve své práci týkající se této kontaminace zaměřil rovněž na oblast katastrálního území obce Lhota u Příbrami v blízkosti Kovohutí Příbram. Obsahy prvků As, Cd, Pb a Zn z odebraných vzorků zeminy mnohdy překročily limitní obsah, a proto byly důkladně sledovány. Nejvyšší hodnoty byly určeny v blízkosti komína hutě, tedy hlavního zdroje znečištění. Pozornost byla věnována i jejich hodnotám v kulturních plodinách pěstovaných na orné půdě a určených k potravinářským účelům. Mezi sledované plodiny byly zařazeny řepka, kukuřice, obilniny (pšenice, ječmen, žito). Vzhledem ke zjištěným obsahům rizikových prvků bylo doporučeno na dané lokalitě nepěstovat obilniny a řepku určené pro potravinářské využití. V místech nižších obsahů Cd a Pb bylo doporučeno pěstovat kukuřici a ječmen pro krmné účely, v místech vysoké koncentrace bylo doporučeno provedení opatření ke snížení kontaminace prostřednictvím remediačních technologií.

3.6.4 Projekt Multielementární analýza mechu a humusu v okolí Příbrami

V tomto projektu byly odebrány a analyzovány vzorky mechu *Pleuroziumschreberi* a nadložního humusu (H-horizont) z jehličnatých lesů v blízkém okolí Kovohutí Příbram, které se staly zdrojem znečištění tohoto území. Významný vliv zde měla atmosférická depozice kontaminujících látek pocházející z činnosti hutě. Úroveň znečištění mechu a humusu byly zjišťovány ve vzdálenosti 15 km od zdroje znečištění, kterým byl komín kovohutí. Hodnoty ročních emisí uvedených v tabulce č. 6 ukazují, že od roku 1969 do roku 1998 byly tyto hodnoty na základě přijatých opatření významně sníženy (Sucharová a kol., 1999).

Rok	Emise SO ₂ (t)	EmisePb (t)	Rok	Emise SO ₂ (t)	Emise Pb (t)
1969	2558	624	1984	262	36
1970	2738	615	1985	172	20
1971	2764	520	1986	238	25
1972	2100	498	1987	233	27
1973	368	340	1988	458	25
1974	480	265	1989	362	19
1975	477	222	1990	280	16
1976	295	197	1991	214	8
1977	422	206	1992	206	7
1978	293	210	1993	201	4
1979	222	204	1994	671	5
1980	290	231	1995	502	4
1981	311	234	1996	306	3
1982	147	259	1997	122	2
1983	239	15	1998	87,3	1,3

Tabulka č. 6 Množství ročních emisí z Kovohutí Příbram (Sucharová a kol., 1999)

Na základě této analýzy, kdy byly jako hlavní sledované kontaminanty určeny rovněž Pb, Cd, As, Zn, bylo navrženo alternativní využití oblasti (orná půda), snížení prašnosti hald prostřednictvím rekultivace, využití správného vegetačního krytu s vhodnou údržbou a bezpečným využitím (Sucharová a kol., 1999).

3.7 Metody obnovy zatížených oblastí

Obnova je opačným případem ochrany. V místech životního prostředí, kde není už v podstatě co chránit, je na místě zvážit obnovu a určit, co konkrétně bude obnovováno. Může to být například soubor rostlin a živočichů, kteří se na daném území vyskytovali před ničivým faktorem přirozeně (renaturace, obnova přírody, rekonstrukce přírody). To je ovšem možné za předpokladu, že se nezměnily abiotické podmínky, aby zde mohly původní společenstva opět přežít. Dále to může být soubor rostlin a živočichů, který je podobný původnímu (rehabilitace, revitalizace, remediace). Rovněž to může být zcela odlišné společenstvo od původního, které je schopné se na daném místě usadit (rekultivace, remediace, náhrada, navrácení rostlinného krytu) (Kovář, 2008).

3.7.1 Přírodní procesy obnovy

Schopností krajiny vstřebávat změny, zachovávat stálé prostředí, schopnost návratu do původního stavu po narušení a zvolení nového stavu, který by byl vhodný pro

další existenci, je rovnováha (homeostáze) krajiny. Ta je společná všem soustavám, kde se nacházejí živé prvky, a kde se během evoluce vyvinula jako základní podmínka pro přežití v důsledku neustálých změn ve světě. Procesy přírodní obnovy jsou různé dlouhé. Mohou trvat řádově několik hodin nebo dnů, mohou však probíhat v úseku lidského života nebo historické délky (Cílek a kol., 2011).

Těžba může zapříčinit přímou likvidaci stávajících ekosystémů. Není však vždy nutná nákladná rekultivace, ale krajinu lze ponechat vlivu spontánní sukcese. Pokud byla těžba šetrná, mohou si v těchto chudších biotopech některé organismy najít náhradní stanoviště a dojde k pozvolné rehabilitaci prostředí přirozenou cestou. Není zde využita technická rekultivace, ale spontánní sukcese může být mírně řízena nebo uměle blokována v zájmu udržení biodiverzity. Tento proces obnovy je pro přírodu nejlepší a pro lidi nejlevnější. V České republice jsou příkladem některá maloplošná chráněná území na místech, kde dříve byla prováděna těžba (Primack a kol., 2011).

K obnově ekosystému a společenstev lze tedy přistupovat několika způsoby:

- ponecháním území svému osudu
- nahrazením jiným produktivním ekosystémem
- rehabilitací, tedy nahrazení některých stávajících ekosystémových funkcí podobnými
- úplnou obnovou ekologických procesů v součinnosti s odstraněním negativní faktorů (Primack a kol., 2011).

Jsou ale oblasti, které vzhledem ke svému zatížení antropogenní činností, potřebují při procesu obnovy využít jiné metody. Pokud je zatížení rozsáhlé a ve velké míře ohrožuje životní prostředí, je ponechání přírodních procesů k odstranění negativních následků příliš časově náročné a ohrožení včetně negativních vlivů by trvalo dlouho. V tomto případě je nutné pro odstranění rizika přijmout taková opatření, která pomohou zjednat nápravu v kratším časovém úseku, a to zvláště, pokud se negativní vliv odráží na živých organismech a především na zdraví lidí (Štíhová, 2016).

3.7.2 Remediacce, sanace a rekultivace území

Remediační technologie zaměřené na prostředí kontaminované těžkými kovy jsou komplexní a mohou zahrnovat kombinaci fyzikálních, chemických a biologických metod. Ty zahrnují imobilizaci, záchyt, izolaci, extrakci, likvidaci potencionálně toxických kovů. Nejlepší přístup k remediaci je založen na vyčištění prostředí takovým způsobem, aby ho jeho obyvatelé mohli bezpečně používat. Pokud to není možné v rámci ekonomických možností, jsou krátkodobé cíle zaměřeny na snížení přísunu kontaminantů ze znečišťujícího zdroje, jakmile to ekonomické a technologické zdroje umožňují, směřují cíle k eliminaci znečištění (Siegel, 2002).

Dekontaminace – remediace půd je tedy obnovou postižených území, při které je možné použít náročných mechanických či chemických postupů, ovšem v současné době se stále častěji používá biologická forma remediace. Uplatňují se zde speciálně

vyšlechtěné nebo geneticky pozměněné bakterie, které způsobují biodegradaci některých chemikálií. Řada běžných půdních bakterií má schopnost rozkládat svými enzymy některé nečistoty, jako jsou polyaromatické uhlovodíky (PAU), skupinu benzen (BTEX), toluen, xylen, ethylbenzen. Někdy postačí vylepšit jejich existenční podmínky tzv. biostimulací (Polášková a kol., 2011).

K sanaci půdy je využívána rovněž fytoremediace. Je to využití vyšších rostlin schopných akumulovat anorganické látky a případně rozkládat látky organické. Fytoremediace je využívána hlavně v místech, která jsou kontaminována toxickými kovy a je uskutečňována prostřednictvím mechanismů:

- fytostabilizace: látky jsou vázány nebo jiným způsobem imobilizovány v rostlině, popř. v jejich blízkém okolí
- rhizodegradace: prostřednictvím exudátů rostliny je rozklad bakteriemi stimulován v oblasti kořenového systému
- fytohydraulika: schopnost hluboce kořenících rostlin vázat či rozkládat toxické kovy z podzemní vody
- fytoextrakce (fytoakumulace): rostliny přijímají znečišťující látky svými kořeny. Tyto degradují nebo hromadí v nadzemních orgánech. K odstranění takto kontaminovaných rostlin dojde například jejich spálením a recyklací kovů po sklizni těchto rostlin
- fytovolatilizace: odstranění těkavých látek z půdy nebo vody prostřednictvím transpirace
- fyto degradace: biotransformování kontaminantů v orgánech rostliny.

V oblasti fytoremediace jsou využívány hlavně rostliny s velkou akumulací schopností a možností dalšího využití (biopaliva). Patří sem například vrba, topol, technické konopí a další. Je to způsob obnovy, který je vhodnější do oblastí s nižší koncentrací kontaminantů. Je rovněž využívána rhizoremediace, tedy způsob kombinování vyšších rostlin s mikroorganismy (Polášková a kol., 2011).

Dalším možným řešením k odstranění kontaminace půd anorganickými rizikovými látkami, je překrytí odpadů plastovou izolací nebo rostlinami. U plastové izolace je však nutná po čase její výměna, rostliny intoxikace pouze zmírňují a neodstraňují ji. Mezi snadné opatření patří zakrytí jinou zeminou, odvoz intoxikované zeminy. Další je metoda přemývání půdy, která se však používá hlavně k remediačním asanačním půdy ve vodě kontaminované rizikovými látkami. Na menších plochách (zahrádky, skleníky) je možné použít metodu zředění půdní hmoty kontaminované s jinou zeminou, rašelinou kompostem nebo použitím vápnění půdy, které však patří k metodám chemickým, způsobujícím zneutralizování půdní kyselosti. Rovněž je možné aplikovat přírodní asanační hmoty (bentoni, zeolit a další) nebo organické asanační hmoty (Šarapatka a kol., 2002).

Obnově přírodního prostředí značně napomáhají technická opatření, kterými jsou sanace a rekultivace. Tato opatření mají velký význam v oblastech, kde je obnova zaměřena na odstraňování starých ekologických zátěží. Většinou pro konkrétní oblast existuje několik variant technologických postupů. Rozdíl může nastat v intenzitě, použitých technických prostředků, technologii a dosaženého ekologického přínosu. Významné místo má způsob výskytu daného kontaminantu v horninovém prostředí a jeho interakce s prostředím přírodním. Následuje zvolení místa sanace a konkrétní technologie. Může být zvolena i kombinace více sanačních metod (Černík, 2010).

Příkladem takové obnovy bylo provedení sanace a rekultivace na území Březových Hor v Příbrami (obrázky Přílohy č. 1). Infiltrací srážkových vod zde docházelo k vyluhování toxických kovů (zinek, olovo, kadmium) z půdy a jejich transportu po svažitém terénu do toku Litavka.

Byly zde odstraněny stavby bývalé úpravny rud s následnou sanací a rekultivací tohoto areálu a rekultivací těžebního odvalu. Technická rekultivace odvalu zahrnovala přetvarování povrchu, a to především jeho sklonu, a dále navezení přibližně 54 tisíc tun nové zeminy. Plocha byla zatravněna, osázena stromky a doplněna odvodňovacími prvky (Řehoř, 2013).

Postsanační monitoring potvrdil splnění cílových parametrů sanace, a to jak snížením infiltrace srážkových vod do podzemních, tak snížením obsahů zinku v toku Litavky, Průměrná koncentrace zinku v povrchové vodě v profilu DB-3 před zahájením nápravných opatření činila $0,68 \text{ mg.l}^{-1}$ a po dokončení se snížila na $0,28 \text{ mg.l}^{-1}$. Požadovaná koncentrace Zn $0,55 \text{ mg.l}^{-1}$ byla tedy splněna (Holeček, 2015).

3.7.3 Metody chemické sanace in-situ

V dnešní době jsou používané sanační technologie založeny převážně na fyzikálních principech. Jedná se hlavně o sanační čerpání venting a odtěžbu. Tyto technologie jsou však časově a finančně náročné, někdy i málo účinné. Do popředí zájmu se tedy v současnosti dostaly rychlejší metody in situ nevyžadující dlouhodobé přípravy a instalace technologií. Jedná se o krátkodobý zásak činidel do půdy. K této netradiční metodě je však někdy přistupováno s nedůvěrou. Je zde nutná podrobná znalost principů a samotného provádění laboratorních a pilotních testů na konkrétním území. I přesto může dojít k nežádoucím procesům, které bývají způsobeny například malou znalostí o daném horninovém prostředí (Černík, 2010).

Přirozený stav podzemní vody a horninového prostředí je dán základními parametry, mezi které patří mimo acidity (pH) rovněž oxidačně-redukční potenciál (E_H) určující chování látek, tedy i kontaminantů. Při změně těchto parametrů je pravděpodobnost, že dojde i ke změnám chemického stavu kontaminantů. Může tak dojít například ke změně rozpustnosti, formy nebo transformaci na jinou látku (Černík, 2010).

Základní chemické metody se zakládají na změnách oxidačně-redukčních a acidobazických podmínek prostředí. Zahrnují solidifikaci, stabilizaci kontaminantů,

biologické metody. Biologické a fyzikální metody lze kombinovat. Oxidačně-redukční procesy jsou výhodnou technologií v rychlém snížení koncentrace cílových kontaminantů, kdy vznikají netoxické látky. Technologie je snadná a není nákladná. V in situ chemická oxidace se využívá činidel obsahujících prvky ve vysokém oxidačním stavu. Ty jsou za normálních podmínek nestabilní, ale pokud se v jejich blízkosti vyskytují látky, které mají schopnost ztratit elektrony, tato činidla jim je odnímají. V in situ chemická redukce se používá činidel snadno uvolňujících elektrony, kdy jejich stabilita leží na spodní hranici stability vody nebo leží pod ní. Předmětem zájmu je metoda řadící se mezi reduktivní abiotické sanační metody, a která využívá aplikaci elementárního nanoželeza. To je aplikováno do horninového prostředí ve formě vodné suspenze vtláčením. Koncentrace jsou dány v řádech jednotek gramů na litr. Výhodou této metody je reaktivita s velkým množstvím kontaminantů a rovněž významné je šetrné působení na životní prostředí s vynaložením nízkých nákladů (Černík, 2010).

Každá z chemických metod je vhodná pro určité prostředí. Metoda chemické oxidace je používána hlavně k sanaci kontaminovaných podzemních vod, kde je vysoká koncentrace organických látek a není možné použít jiné sanační techniky. Metoda chemická redukce je používána spíše pro sanaci menších kontaminovaných míst. Je využívána aplikace redukčního činidla přímo do pásma nasycení pomocí vrtů nebo pod tlakem. Tato metoda je používána u kontaminantů, které jsou citlivé na změnu redukčních podmínek a při znečištění organickými látkami. Chemické metody vyžadují velkou znalost geochemických podmínek. Při jejich špatné aplikaci by mohlo dojít k nežádoucím účinkům v momentě reakce s prostředím (Frankovská a kol., 2010).

4 Charakteristika sledované oblasti

4.1 Příbramsko

Jak je již uvedeno v kapitole Těžební a hutní průmysl v České republice, sahá historie těžební činnosti na Příbramsku do období středověku. V roce 1579 byla Příbram povýšena na královské horní město a byla zde otevřena báňská škola.

Veškerá těžební, úpravárenská a hutní činnost, které Příbram proslavily, měly ovšem velmi negativní vliv na životní prostředí této oblasti. Docházelo k znečištění ovzduší, kontaminaci půdy a vody toxickými kovy. Prioritními kontaminanty této oblasti byly určeny: Pb, Zn, As, Cd a Sb (Suchna, 2009).

V současné době probíhá odstraňování zátěže životního prostředí způsobené těžební a hutní činností na Příbramsku. Byla provedena už celá řada nápravných opatření v podobě sanací a rekultivací území, došlo k přijetí nových ekologických technologií zaměřených na ochranu životního prostředí, pozitivní vliv mělo i samotné ukončení těžební činnosti.

4.2 Litavka a její okolí

Sledované území, na které je zaměřena tato práce, se nachází v oblasti Příbramska ve Středočeském kraji. Tímto územím protéká řeka Litavka.

Řeka Litavka odvodňuje zhruba čtvrtinu srážkově nejbohatších oblastí pohoří Brd. Brdy jsou členitou vrchovinou ve středních Čechách a jsou nejstarším evropským pohořím. Kolem jihovýchodního úpatí tohoto pohoří vedou dva pásy zrudnění, které vznikly ve stykové oblasti starých mořských usazenin a žhavých hornin českého plutonu (žula, granodiorit). V jednom z pásem (linie obcí Láz, Bohutín, Březové Hory, Trhové Dušníky) převažují kovové rudy stříbra, druhé pásmo (linie obcí Kamenná, Bytíz, Daleké Dušníky) je nalezištěm uranu (Dvořák, Holečková, 2006).

Tato řeka pramení v nadmořské výšce 765 m blízko obce Láz a vtéká do řeky Berounky v Berouně ve výšce 218 m. Jejím významným přítokem je Příbramský potok. Celková délka řeky je 58,3 km. Její spád byl v minulosti využit metalurgií, která byla v podbrdsku provozována a později i pro důlní činnost v této oblasti historicky významnou. Tato činnost ovlivňovala i celkový ráz krajiny v okolí toku Litavka. Rozšíření údolí, kterým protéká tato řeka, a díky jejímu spádu, vznikly dva zásobní rybníky k mlýnům a kovhutím za starým Podlesím (Dejmal, 2000).

Vlivem těžební činnosti a úpravnictvím rud, které probíhaly v oblasti Březových Hor v Příbrami, došlo v povodí Litavky kromě jiných znečištění (acidifikace, eutrofizace, organické a bakteriologické znečištění) k znečištění jejího toku a okolního prostředí toxickými kovy a ropnými látkami, které se odrazily na zhoršení jakosti vody s ohrožením zdejších ekosystémů. Tyto kontaminanty se dostávaly do Litavky

prostřednictvím Příbramského potoka přijímajícího důlní vody, velký vliv měly i splachy a průsaky z hald vytěženého materiálu. Zvýšený obsah kovů byl zjištěn rovněž v mase a vnitřnostech ryb této řeky (Duras a kol., 2000).

Analýzou rizik v roce 2009 bylo zjištěno ohrožení ekosystému povrchové vodoteče řeky Litavky, a to vlivem dotace toxickými kovy v blízkosti bývalé úpravny rud. Vyluhování zinku a jiných toxických kovů z horninového prostředí a rovněž infiltrace atmosférických srážek zapříčinily znečištění povrchové vodoteče Litavka. Vody kontaminované zvýšeným obsahem zinku pronikaly do mělkého kvartérního kolektoru tvořeného fluviálními štěrkopískovými sedimenty, a tak docházelo k následnému znečišťování řeky (EDB-Evropská databanka, 2014).

Na Příbramsku byly v rámci výzkumu znečištění vody zkoumány říční sedimenty toku řeky Litavka a dále Příbramského potoka. Jako hlavní zdroje znečištění byly metodou analýzy izotopu olova určeny těžba a hutní průmysl olova. Co se týká hutního průmyslu v oblasti zpracování autobaterií, má na znečištění zanedbatelný vliv (Ettler a kol., 2006).

Ze samotného areálu Kovohutí nedocházelo k významnému znečištění podzemních vod, ani Litavky nebo Obecnického potoka. Hlavním ohniskem kontaminace byla skládka sodné strusky a haldy hutního odpadu (Malý, 2011).

Oblast toku Litavka byla určena jako unikátní oblast v České republice k provedení studie hodnotící metody používané ke stanovení míry znečištění rizikovými prvky, kterými se staly hlavně Zn, Cu a Pb. Studie je zaměřena na chování a vliv těchto prvků na životní prostředí a vliv na samotného člověka. Remediační experimenty byly na základě různých změn půdy zaměřeny na snížení pohybu rizikových prvků a jejich biologické dostupnosti. Zdrojem znečištění byly určeny záplavy znečištěnou vodou, specifické složení podloží a rovněž atmosférické usazování spadu z kovohutí. Modelovým územím k prezentaci využívání metod určujících rozsah znečištění a možností jeho snížení či odstranění, byla použita oblast v okolí toku Litavka na Příbramsku (Borůvka, Vácha, 2006).

4.3 Oblast Kovohutí Příbram

Oblast v okolí Kovohutí Příbram je vysoce kontaminována toxickými látkami, a to především olovem. Huť založená v roce 1786 do roku 1996 vyrobila 1112 tun olova. Oproti ostatním hutím v Příbrami, které za 500 let své existence vyprodukovaly zhruba 16 tun olova, je zřetelný vysoký podíl této hutě na znečištění životního prostředí Příbramska. Okolní území byla zasažena působením odpadních plynů z této výroby, odpadních vod a odpadů ze samotné výroby (Jaňour a kol., 2000).

Areál Kovohutí Příbram, který má rozlohu cca 184.000 m², byl vždy využíván k hutnímu zpracování olovených a stříbrných rud pocházejících z okolních důlních revírů. Dříve byl materiál z odvalů a hald používán k vybudování a úpravě cest nebo

terénu v okolí, a to i prostor areálu Kovohutí. Docházelo tak k druhotnému šíření tohoto materiálu vysoce kontaminovaného toxickými kovy. Dalším zdrojem kontaminace půdy v okruhu 1,5 km byl původní komín, kdy hlavními kontaminanty byly Pb, Zn, Cd, As a Sb. Ohnisky kontaminace se staly i prostory skládky sodné strusky, navážek nad skládkou a haldy hutního odpadu (halda č. I a č. II.) nacházející se pod Kovohutěmi (Malý, 2011).

Malý (2011) uvádí v Aktualizované analýze rizik, která měla za úkol zhodnotit ekologické a humánní riziko vyplývající ze znečištění nesaturované a saturované zóny v prostoru skládky sodné strusky Kovohutí, že docházelo ke značnému vyluhování těžkých kovů z této skládky, a to především As a Pb. Odpady na skládce obsahovaly rovněž v menším množství i Sn, Sb a Cu.

Jak je uvedeno v kapitole Kovohutě Příbram, došlo oproti minulosti k postupnému odhalování škodlivosti toxických látek produkovaných hutí, a to především olova. Vybudováním odprašovacích systémů v podobě odlučovacích kouřových komor, které sloužily k usazování prachu z plynů hutě, bylo zamezováno úletu emisí do ovzduší. Později byl tento způsob snížení znečištění postupně řešen elektrostatickými odlučovači, v roce 1972 pytlovým filtrem, mokrým odlučovačem. Každé řešení mělo i své nedostatky, přesto došlo ke snížení celkové emise prachu obsahujícího olovo cca o 60%. K podstatnému snížení emisí došlo však zastavením zpracování olověných rud a rovněž koncentrátů. Nyní je zde olovo vyráběno z vyřazených akumulátorů a olověných odpadů (Jaňour a kol., 2000).

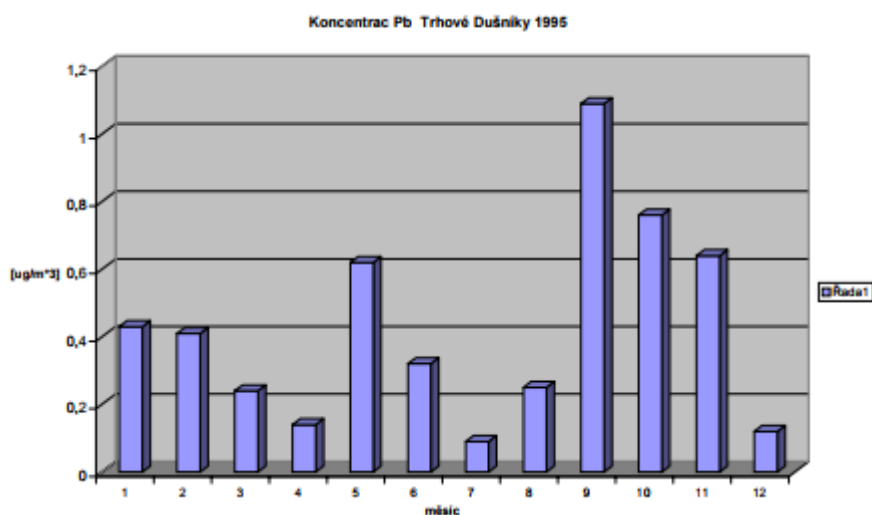
4.4 Trhové Dušníky

Obec Trhové Dušníky se nachází ve Středočeském kraji, okrese Příbram, přibližně 4 km severně od města Příbram (Obrázek č. 5 a 6). První zmínka o Dušníchách pochází z roku 1268 a je pravděpodobnost, že vznikaly současně s Příbramí. Provoz nedaleké hutě měl v minulosti přímý negativní vliv na zdraví zaměstnanců hutí a prostřednictvím atmosférické depozice toxických látek a jejich spadu ovlivnila širokou oblast v rozsahu i desítek km. Trhové Dušníky jsou jednou z obcí, která byla tímto spadem přímo zasažena.



Obrázek č. 5 a 6 Trhové Dušníky (<http://www.trhovedusniky.cz>)

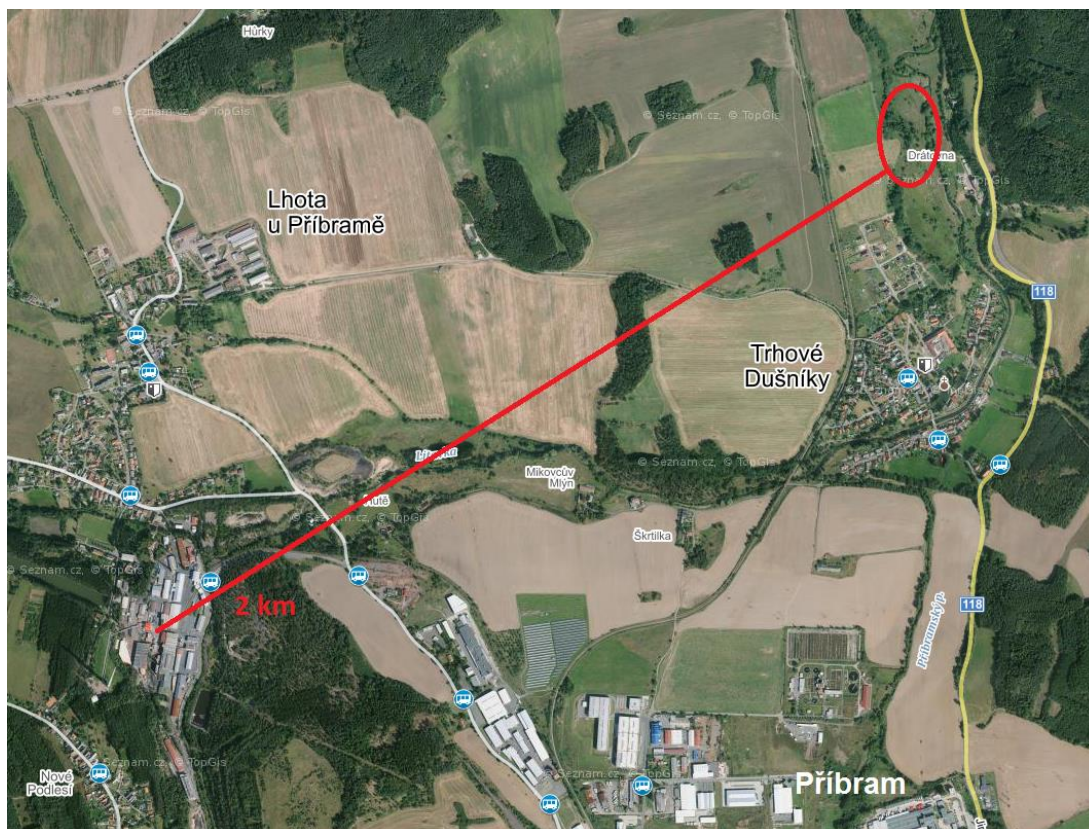
V oblasti této obce byly prováděny již v minulosti studie týkající se kontaminace půdy toxickými látkami a především olova. Jedna ze studií byla zaměřena na určení hodnot průměrných přízemních koncentrací olova v Trhových Dušníkách z roku 1995 (Obrázek č. 7). Na znázorněném grafu můžeme vidět kolísání hodnot koncentrace olova, které dosahují vyšších hodnot v měsíci květnu, září a listopadu. Vysoké koncentrace, jak vyplývá ze studie, jsou spojeny s rozptylem částic dřívě kontaminované půdy, který je způsobený částečně větrnou erozí půdy bez vegetačního pokryvu, částečně prostřednictvím polních prací. Cílem této studie bylo určit způsob šíření olovnatého prachu z hutí do okolí a rovněž určit vliv současného provozu závodu oproti činnosti v minulých obdobích (Jaňour a kol., 2000).



Obrázek č. 7 Měsíční přízemní koncentrace olova v obci Trhových Dušníkách v roce 1995 (Jaňour a kol., 2000)

4.4.1 Vymezení území

Tato práce je zaměřena na určení prostorové variability koncentrací rizikových prvků v říční nivě. K provedení odběrů vzorků půdy a zjišťování zastoupení toxických kovů v těchto vzorcích bylo vybráno území v oblasti obce Trhové Dušníky, které je vzdálené cca 2 km od Kovohutí Příbram na levé straně Litavky. Jedná se o říční nivu této řeky, která touto oblastí protéká. Na pravé straně řeky se rozkládá území pod názvem Drátovna (název bývalého mlýna). Na mapě (Obrázek č. 8) je znázorněna vzdálenost areálu Kovohutí od území říční nivy Litavky, kde byly prováděny odběry a měření určená pro studii v této práci.



Obrázek č. 8 Vzdálenost vymezeného území od Kovohutí Příbram, nástupnická a.s. (mapy.cz)

Pro analyzované území bylo zjištěno, že zde převládá západní až jihozápadní proudění vzduchu. Významným bodovým zdrojem emisí z hutí byl komín v minulosti vysoký 60 m, který by v roce 1982 odstaven. Byl postaven nový komín vysoký 160 m včetně instalace nového filtračního zařízení. Nové technologie zde pomohly snížit emise olova, které byly spolu s emisemi síry sledovány v Kovohutích Příbram již od sedmdesátých let minulého století (Sucharová a kol., 1999).

4.4.2 Charakteristika říční nivy

Říční niva, jak víme, je územím, které je postupně vytvářeno řekou a je pravidelně zaplavováno. K její aktivitě dochází při rozlévání vody z řeky do příbřehových částí. Je tvořena nánosy, které obsahují písek, jílu, štěrku a hlínu v různých poměrech.

Kovář (2008) poukazuje na to, že krajina v blízkosti řeky, tedy příbřehové části krajiny jsou unikátním ekosystémem, je přechodem suchozemského a vodního prostředí. Ekotonální charakter tohoto území je někde krátký a někde s delší vzdáleností, tedy je variabilní. Vodní dynamika má svislou, příčnou a podélnou dimenzi, což přináší specifické efekty. Jsou jimi dočasné zátopy nebo dlouhodobý výskyt určitých druhů. Významný vliv na tyto ekosystémy má i využití řek (produkce vodních živočichů, řeka jako zdroj vody, doprava).

Vybrané zájmové území říční nivy řeky Litavky je oblastí, která byla dlouhodobě kontaminována rizikovými prvky, které pocházely z činnosti Kovohutí Příbram a byly zde již v minulosti zjišťovány vysoké koncentrace rizikových prvků, mezi které patřily především Cd, Pb a Zn. Zkoumané území se nachází v údolí této řeky za obcí Trhové Dušníky. Plocha říční nivy je pokryta běžnou pobřežní vegetací. Převažují traviny, místy kopřivy, v některých příbřehových částech v blízkosti toku jsou rovněž porosty rákosin. Dále jsou zde místa porostlá křovinami a náletovými dřevinami, mezi které patří bříza bělokorá (*Betula pendula*), topol osika (*Populus tremula*), místy borovice (*Pinus*), vrba (*Salix*), v blízkosti toku jsou vidět duby zimní (*Quercus petraea*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*). Ze stromů, kterými je niva porostlá, převažují topoly a bříza. Vegetace je zde tedy rozmanitá a tato různorodost krajinného rázu má i velký vliv na prostorovou variabilitu těžkých kovů v půdě, a to i v důsledku ukládání říčních sedimentů v této oblasti (Příloha č. 2).

5 Současný stav řešené problematiky

5.1 Kontaminace půdy v oblasti hutí a toku Litavka v současnosti

V současné době jsou zdroje znečištění oblasti Kovohutí Příbram odstraněny, případně jejich následky zmírněny. Hlavní zdroje znečištění, kterými byly nevhodné technologie, starý komín závodu, skládky hutního průmyslu a skládka sodné strusky vybudovaná na přilehlém území řeky Litavka, jsou již minulostí. Byly tak odstraněny následky v podobě průsaků vody z těchto lokalit s následným transportem toxických kovů do podzemních a povrchových vod, kdy hlavní kontaminanty byly určeny Pb, Zn a rovněž došlo k odstranění depozice rizikových prvků do ovzduší. K odstranění rizik byla přijata opatření v podobě sanace a rekultivace silně zatížených míst této oblasti. Na základě provedených monitoringů a analýz bylo prokázáno, že sanace skládky, dokončená v roce 2016, byla úspěšná a jejím prostřednictvím došlo ke zmírnění ekologického rizika tohoto území i toku Litavky, a to podstatným snížením koncentrací As a Pb. Znečištění vody a půdy je zde však stále řešeno jako následek této činnosti (Vladimír Plucha, 2017, osobní sdělení).

K odstranění vysokých obsahů toxických kovů v řece Litavka byla v rámci přijatých opatření provedena rovněž sanace a rekultivace těžebního odvalu na Březových Horách, který byl hlavním zdrojem znečištění. Kontaminace byla způsobena vyluhováním toxických kovů z horninového prostředí do podzemních vod infilrací srážkových vod a jejich transportem do toku. Hlavními kontaminanty zde byly Pb, Zn, As, Cd. K prokázání úspěšnosti byl prováděn postsanační monitoring, který potvrdil snížení obsahů toxických kovů ve vodě (Holeček, 2015).

Přes veškerou realizaci nápravných opatření ke snížení emisí z Kovohutí Příbram, která byla provedena s velice pozitivními výsledky, jsou stále ve vzdálenosti 1,5 km až 2 km od tohoto závodu měřeny v půdě zvýšené obsahy olova, které je hlavním sledovaným kontaminantem tohoto území. Prováděné pokusy a průzkumy potvrdily, že není přechod olova z půdy do vegetace příliš významný, jako tomu bylo v minulých obdobích přímo z ovzduší. Každopádně se akumulované olovo projevuje na hodnotách naměřených imisních koncentrací prostřednictvím sekundárních emisí (Jaňour a kol., 2000).

5.2 Toxické kovy v sedimentech Litavky

Tato studie se zabývá koncentrací těžkých kovů a jejich prostorovou variabilitou na vybraném území říční nivy vodního toku Litavky, kdy tato zátěž byla způsobena těžební činností na Příbramsku a činností nedaleké hutě. Negativní vliv této činnosti se odrazil na kontaminaci ovzduší, vody půd i sedimentů řeky.

Analýzou rizik byla prokázána vysoká úroveň kontaminace dnových sedimentů toku Litavky v oblasti mezi areálem Kovohutí a Trhovými Dušníky. Nejvyšší koncentrace byly naměřeny v úseku v blízkosti areálu závodu. Prvním odběrem byla koncentrace

toxických kovů vyhodnocena následovně: As 1000 mg.kg⁻¹, Cd 100 mg.kg⁻¹, Zn 11800 mg.kg⁻¹ a Pb 11400 mg.kg⁻¹ (Malý, 2011).

Koncentrace toxických prvků v sedimentech nádrží a vodních toků je důležitějším ukazatelem stavu dané lokality oproti samotné koncentraci ve vodě. Rozbory odebraných vzorků sedimentů jsou velkým zdrojem informací o složení a kontaminaci půdy daného území. V tomto případě jsou sedimenty heterogenním systémem vytvořeným jak anorganickou, tak organickou složkou v podobě drobných částic i ve stavu koloidním, rovněž různými plyny a vodou (Fergusson, 1990).

6 Metodika

Pro vypracování diplomové práce jsem zvolila lokalitu v okrese Příbram ve Středočeském kraji. Jedná se o již zmíněné území říční nivy řeky Litavka u obce Trhové Dušníky. Toto území bylo v minulosti významně zatíženo hutní činností.

Jako podklad pro tuto studii byla vypracována literární rešerše zaměřená na oblast znečištění životního prostředí rizikovými prvky.

Při zpracování této diplomové práce jsem vycházela rovněž z poznatků svojí bakalářské práce pod názvem: Snížení koncentrace toxických kovů v toku Litavka – vyhodnocení účinnosti provedené sanace (2016).

Zdrojem informací byly dále podklady a odborné konzultace poskytnuté v hutnickém závodě Kovohutě Příbram nástupnická a.s.

Metodické kroky k provedení cílové studie:

- zaměření bodů pro odběr vzorků pomocí přístroje ruční GPS navigace (Garmin Montana 680t)
- odběr zeminy z určených bodů pomocí vzorkovače (odběrné tyče)
- rozdělování vzorků do skupin dle místa a hloubky odběru, popsání půdních druhů a uložení odebraných vzorků do označených sáčků
- zjištění zastoupení vybraných toxických kovů ve vzorcích měřením rentgenovým analyzátozem prvků s nastavením dvou pokusů měření
- sušení vzorků zeminy za účelem jejich využití pro další laboratorní zpracování a měření
- zpracování mapového výstupu koncentrací toxických kovů na lokalitě v softwaru ArcGis.

6.1 Zaměření bodů k provedení odběrů

Zaměření bodů pro provedení odběrů vzorků zeminy bylo prováděno ruční GPS navigací Garmin Montana 680t PRO (Obrázek č. 9). Touto navigací bylo zaměřeno 10 bodů v zájmovém území, které byly označeny kolíkem a následně byly v každém bodě provedeny 3 odběry vzorků zeminy odběrnou tyčí.



**Obrázek č. 9 Zaměřování bodů pomocí GPS
(foto Alena Štichová)**

6.2 Odběr zeminy

Odběry vzorků zeminy v zájmovém území říční nivy byly naplánovány a rozvrženy do dvou dnů, a to 20. 10. 2017 a 21. 10. 2017, kdy měla být zaměřena odběrná místa a provedeny samotné odběry s měřením a uložením vzorků k dalšímu zkoumání.

Odběry zeminy byly prováděny odběrnou tyčí, tzv. vzorkovačem pro odběry půdních vzorků, s použitím ručního vrtání a zarážení kladivem do hloubky 1m půdy. Tyč se skládá z prutu a držáku. Prut je z jedné strany otevřený a je možné po vytažení tyče z půdy dobře vidět a určit strukturu jednotlivých vrstev zeminy konkrétního odběru. Půdní vzorky byly odebírány v zájmovém území na 10 ti zaměřených bodech, kdy v každém bodě byly provedeny 3 odběry (Obrázek č. 10 a 11).



Obrázek č. 10 a 11 Odběrná tyč pro odběr půdních vzorků (foto Alena Štichová)

6.3 Rozdělení vzorků zeminy

Jednotlivé odběry zeminy byly označeny písmeny ST a podle naměřené hloubky rozděleny do čtyř vrstev, které byly označeny jako vrstvy A, B, C, D s tím, že písmenem A byla označena vrchní vrstva, písmenem D byla označena nejspodnější vrstva. Některé vrstvy půdy označené D se při vytahování měřicí tyče ze země v této tyči neudržely. Po provedení třech odběrů vzorků půdy z každého odběrného místa byla zemina vyjmuta z odběrné tyče a ukládána do sáčků označených jednotlivými vrstvami (např. ST 1/A, ST 1/B, ST 1/C, ST 1/D). Celkem tedy ke každému místu odběru příslušely čtyři sáčky se vzorky. Před uložením vzorků k dalšímu měření a výzkumu bylo provedeno zhodnocení struktury půdy.

6.4 Měření hodnot toxických kovů

K identifikaci těžkých kovů a měření jejich hodnot v odebraných vzorcích zeminy byl využit přenosný analyzátor prvků, který detekuje zjišťované prvky na základě rentgenové fluorescence. Použití tohoto mobilního analyzátoru využívajícího rentgenové fluorescenční (XRF) spektroskopie je pro terénní využití velmi jednoduché, a to vzhledem k nenáročné přípravě vzorků, dále ekonomicky výhodné a málo časově náročné pro určení přítomnosti sledovaných prvků ve vzorcích různých materiálů.

Použití rentgenového záření je pro účely monitoringu velice efektivní. Rentgenové záření je, jak známo, významné pro určení diagnóz v medicíně, je však i důležité pro mnoho výkonných analytických technik, především analýz prvků. Při použití techniky rentgenové fluorescenční (XRF) spektroskopie je vzorek materiálu ozařován rentgenovým zářením, které je vysoce energetické. Záření je označováno jako budící nebo primární. Jednoduše primární záření přivádí atomy vzorku do excitovaného (vybuzeného) stavu, kdy při deexcitaci dojde k emitaci sekundárního rentgenové záření do daného prostoru. Záření sekundární má potom určitou vlnovou délku, a ta je specifická pro určitý prvek. V tomto případě, je tedy sekundární záření pro jednotlivé prvky různé. Tento způsob měření prvky nejen identifikuje, ale určuje i jejich kvantitu (Bartoň, Lacina, 2015).

Tímto analyzátozem lze tedy z environmentálního hlediska orientačně zjišťovat, jaké prvky se ve vzorku nacházejí, a v jakém vzájemném poměru. Tato zjištění potom slouží pro dokreslování představy, v jakém složení je dané horninové prostředí v určené lokalitě, popřípadě jak velká je kontaminace tohoto prostředí (Bartoň, Lacina, 2015).

Při terénní práci v Trhových Dušníkách, která zahrnovala odběry vzorků zeminy za účelem určení prostorové variability těžkých kovů v nivě řeky Litavka, byl k měření koncentrací těžkých kovů v půdě použit mobilní analyzátor XRF X-Ray DELTA od firmy BAS Rudice s.r.o. (Obrázek č. 12 a 13).



Obrázek č. 12 a 13 Rentgenový analyzátor prvků použitý k měření odebraných vzorků (foto Alena Štichová)

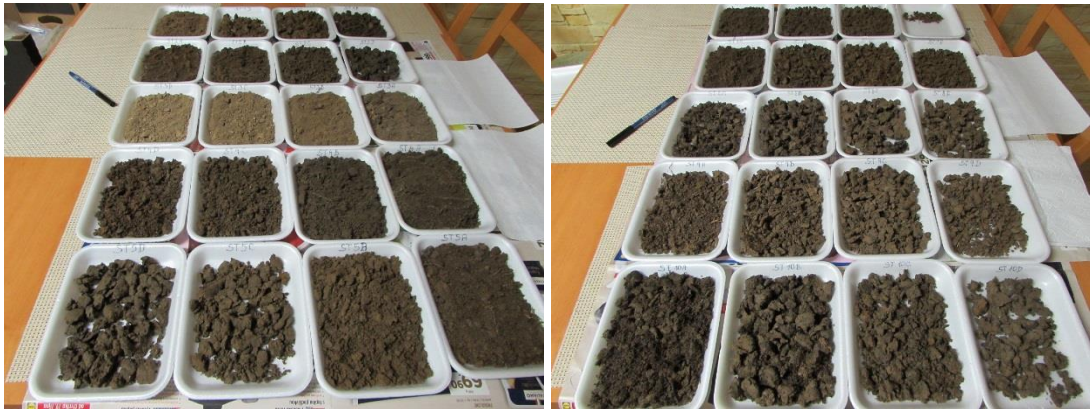
Uvedeným rentgenovým přístrojem bylo provedeno měření vzorků odebraných odběrnou tyčí a uložených do označených sáčků. Výhodou přístroje je, že k detekci nemusí být použito velké množství materiálu, proto i při odběru menšího množství, kdy se nepodařilo více materiálu odebrat, stačilo toto k analýze. Přímou v terénu byly přístrojem měřeny hodnoty prvků obsažených v odebraných vzorcích zeminy, a to s nastavením na průběh 2 pokusů měření, kdy hodnoty byly zprůměrovány. Výsledky tohoto měření se staly podkladem pro určení prostorové variability zjištěných těžkých kovů v tomto území.

Měření byly sledovány hlavně obsahy prvků: Pb, Zn, As.

Další fotodokumentace z prováděných odběrů vzorků zeminy a měření hodnot toxických kovů v těchto vzorcích jsou v příloze č. 3.

6.5 Sušení vzorků

Po ukončení prací, které se uskutečnily v terénu, a které zahrnovaly zaměření bodů míst odběru zeminy, samotných odběrů vzorků zeminy a měření hodnot těžkých kovů pomocí rentgenového analyzátoru, byly vzorky v označených sáčcích převezeny do suchého prostředí a připraveny k sušení (Obrázek č. 14 a 15).

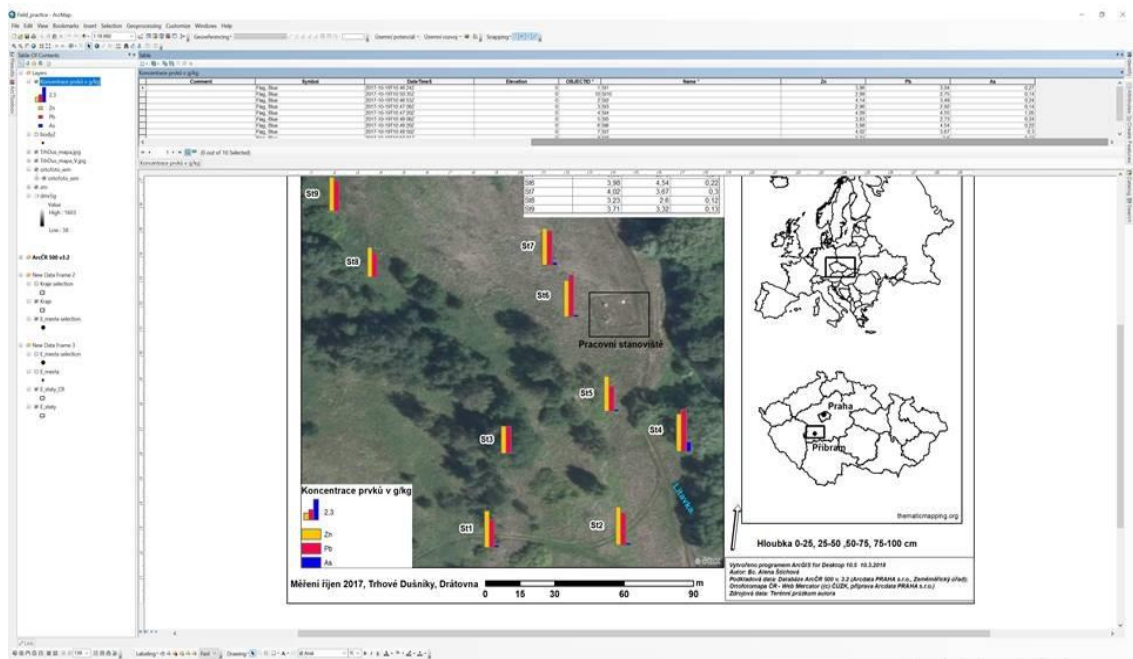


Obrázek č. 14 a 15 Odebrané a označené vzorky zeminy připravené k sušení (foto Alena Štichová)

Po usušení vzorků byly tyto předány do laboratoře k provedení dalších možných výzkumů týkajících se obsahu kontaminantů v půdě v oblasti Příbramska, která je známá negativními vlivy na životní prostředí, a to prostřednictvím těžby, úpravnictvím rud a hutní činností.

6.6 Tvorba mapy

Při tvorbě mapy (Obrázek č. 16) byl použit program ArcGis for Desktop, verze 10.5., formát databáze.gdb. Podkladová data byla získána z Databáze ArcČR 500 v. 3.2 (Arcdata PRAHA s.r.o., Zeměměřičský úřad), Ortofotomapa ČR – Web Mercator, Geoportál ČÚZK. Zdrojovými daty byly výsledky měření zájmových kontaminantů, které byly získány při terénním průzkumu.



Obrázek č. 16 Tvorba obrázku mapy v programu ArcGis

7 Výsledky

7.1 Vyhodnocení některých odběrů s určením půdních druhů

Po odebrání vzorků zeminy byly určeny v jednotlivých vrstvách půdní druhy (Tabulka č. 7).

ST 1/2	vrstva od 20-40cm – půda obsahující hodně organické hmoty, vrch písčité, po té jíl
ST 2/1	vrstva D – hodně jílovitá, C – písčité, B – písčité, obsahující Fe
ST 2/2	vrstva D – hodně jílovitá, barvy šedé, místy proželesněná, C – více písčité, B – písčitojílovitá, A – písčitojílovitá
ST 3/1	odběr v bodě 3 hustě porostlý stromy (topoly), oproti ostatním místům velmi suché, vrstva D, C – jílovitá (světlé barvy), B, A – více písčité
ST 3/2	vrstva D – jílovitá (suchá), C – železitá (v hloubce 75 cm), šedý jíl, B – jílovitá, A více hlinitá
ST 4/1	vrstva C, B – hlinitopísčité, A – písčité, organická hmota
ST 4/2	vrstva C – písčité, B – písčitolhinitá (šterk), C - písčité
ST 5/1	vrstva D – jílovitá, C – jílovitopísčité, B – písčité, Fe (v 35 cm), A – hlinitopísčité (v 15 cm)
ST 5/2	vrstva D – jílovitá, C písčité, B – písčité + Fe, A – hlinitopísčité
ST 6/1	vrstva C – jílovitopísčité, B – hlinitopísčité, A písčité
ST 6/2	podařilo se odebrat pouze malé množství materiálu) vrstva D - písčité
ST 7/1	vrstva D – jílovitá, C – jílovitopísčité + Fe (v 60 cm), B – hlinitá + C, A hlinitopísčité + Fe
ST 7/2	vrstva D – jílovitopísčité, špatně vzorkovatelné – písek od 80 cm, C – jílovitopísčité, A - hlinitopísčité
ST 8/1	vrstva D – jílovitá, C – jílovitá + C (v 60 cm) + Fe (v 70 cm), B – hlinitojílovitá, A hlinitojílovitá + Fe (v 20 cm)
ST 8/2	odběr mezi stromy (topoly), vrstva D, C – jílovitá, B – hlinitojílovitá, A - hlinitá
ST 9/1	odběr v křovinách, vrstva D, C, B – jílovitohlinitá, A - hlinitá
ST 9/2	odebráno jen malé množství materiálu ve vrstvách D, vrstva D – jílovito písčité, C – jílovitohlinitá +C, Fe, B – jílovitopísčité + Fe, A - hlinitá
ST 10/1	vrstva D – jílovitá, C – hlinitojílovitá, B – písčitojílovitá, A – písčitolhinitá

Tabulka č. 7 Určení půdních druhů z odebraných vzorků zeminy

7.2 Výsledná měření

Výsledná měření prokázala výraznou prostorovou heterogenitu, tedy různorodost obsahů těžkých kovů v půdě na různých místech území říční nivy Litavky. Provedením odběrů vzorků zeminy v jednotlivých zaměřených bodech

a rentgenovým měřením pomocí mobilního analyzátoru byly zjištěny koncentrace kontaminantů na těchto místech říční nivy.

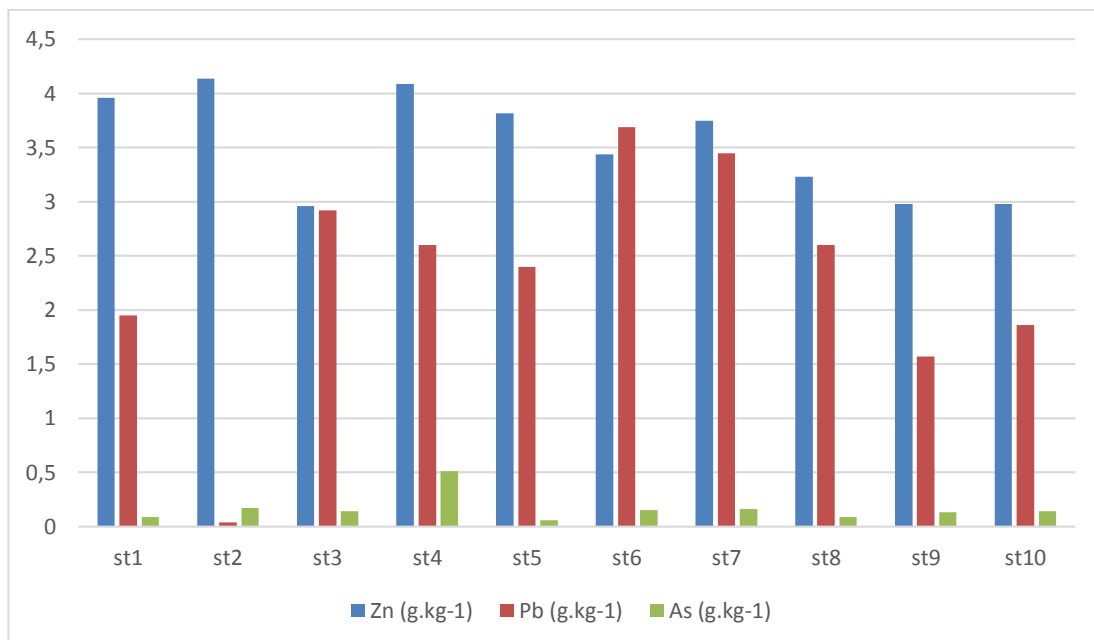
Měření a výzkum prostorové variability koncentrací těžkých kovů zde byly zaměřeny především na hlavní kontaminanty tohoto území, a to je zinek, arzen a olovo. V tabulce přílohy č. 4 jsou kromě těchto zájmových prvků zaznamenány rovněž naměřené hodnoty kadmia a antimonu, kdy kadmium patří v mnoha výzkumech a studiích rovněž ke sledovaným prvkům v oblasti Příbramska, jehož zvýšené hodnoty jsou důsledkem těžební a hutní činnosti.

Naměřené hodnoty jednoho z hlavních sledovaných prvků, kterým je olovo, se pohybovaly od $0,04 \text{ g.kg}^{-1}$ do $4,55 \text{ g.kg}^{-1}$. Z výsledků je zřejmé, že olovo se většinou vyskytuje v mnohem vyšších hodnotách v místech, kde není terén porostlý křovinami a stromy. V místech porostlých stromy (převážně topoly) jsou naměřené hodnoty značně nižší. Můžeme zde tedy prokazatelně poukázat na proces fytoextrakce, kdy rostliny přijímají toxické látky svými kořeny s jejich následným snížením v prostředí a možným nahromaděním v jejich nadzemních orgánech.

Rovněž tak koncentrace dalších těžkých kovů v půdě byly ve velké míře ovlivněny vegetací jednotlivých stanovišť. U zinku to byly naměřené hodnoty ve výši od $0,16 \text{ g.kg}^{-1}$ do $4,14 \text{ g.kg}^{-1}$. Zinek, jak je vidět v grafu obrázku č. 20, nepřevyšuje nejvyšší naměřené hodnoty olova, je ovšem prvkem, který v daných odběrných místech převažuje nad hodnotami ostatních rizikových prvků.

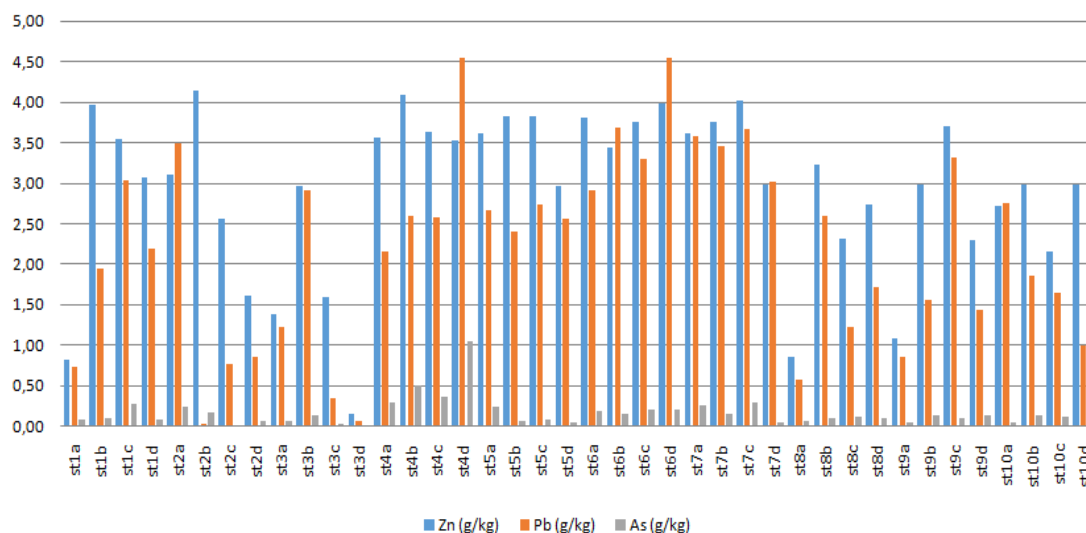
Arzen je prvek, který se vyskytuje oproti olovu a zinku v nižších hodnotách, ovšem v hodnotách, které jsou pro tento prvek kontaminující. Ve vybraných stanovištích byla měřením zjištěna nejvyšší hodnota $1,05 \text{ g.kg}^{-1}$. Nejnižší hodnota byla naměřena ve výši $0,01 \text{ g.kg}^{-1}$.

Výsledky měření ukazují, že hodnoty sledovaných prvků jsou převážně vyšší ve vrstvě B sahající do hloubky cca 50 cm. Tato skutečnost poukazuje na to, že kontaminanty byly z vrchní vrstvy průběžně smývány a transportovány do vrstvy spodnější. Rovněž je předpokladem nižšího obsahu toxických kovů ve vrchní vrstvě, a to vzhledem k tomu, že jí tvoří nánosy nové nekontaminované zeminy. Například v odběrném místě 1 ve vrstvě A je Zn naměřen ve výši $0,83 \text{ g.kg}^{-1}$, ve vrstvě B $3,96 \text{ g.kg}^{-1}$, v odběrném místě 2 ve vrstvě A $3,10 \text{ g.kg}^{-1}$, ve vrstvě B $4,14 \text{ g.kg}^{-1}$, v odběrném místě 3 ve vrstvě A $1,39 \text{ g.kg}^{-1}$, ve vrstvě B $2,96 \text{ g.kg}^{-1}$. Výše obsahů kontaminantů ve vrstvách C a D potom kolísají. Hodnoty zájmových prvků naměřené ve vrstvě B jsou graficky znázorněny na obrázku č. 17.



Obrázek č. 17 Koncentrace Zn, Pb a As naměřené v říční nivě toku Litavka v deseti odběrných místech ST 1 až ST 10 ve vrstvě B sahající do hloubky 50 cm

Z výsledků měření hodnot koncentrací zájmových prvků (Příloha č. 5), kdy každá hodnota je průměrem ze dvou měření provedených na každém vzorku jednotlivých vrstev, jsou tedy patrné výrazné rozdíly v naměřených hodnotách koncentrací jednotlivých prvků. Tyto rozdíly jsou ovlivněny nejen hloubkou, ze které byly vzorky odebrány odběrnou sondou a zmíněnou vegetací, která se nachází na daném území, ale i složením a typem půdy. Významný vliv na variabilitu těžkých kovů v půdě má také jejich mobilita. Rozdíly jsou patrné z grafu (obrázek č. 18), kde jsou uvedené průměrné hodnoty ze dvou měření ve čtyřech vrstvách (a, b, c, d), a to v deseti odběrných místech (ST 1 až ST 10) do hloubky 100 cm.



Obrázek č. 18 Naměřené koncentrace rizikových prvků na deseti odběrných místech ST 1 až ST 10 v říční nivě toku Litavka ve čtyřech úrovních hloubky - hloubka a) 0-25 cm, b) 25-50cm, c) 50-75 cm, d) 75-100 cm

7.3 Výsledná mapa odběrných míst s uvedením hodnot rizikových prvků

Jako podklad pro zpracování mapového výstupu byly vybrány nejvyšší naměřené hodnoty zájmových kontaminantů v jednotlivých deseti odběrných místech říční nivy řeky Litavka (Tabulka č. 8).

Odběrné místo	Zn (g.kg ⁻¹)	Pb (g.kg ⁻¹)	As (g.kg ⁻¹)
st1	3,96	3,04	0,27
st2	4,14	3,49	0,24
st3	2,96	2,92	0,14
st4	4,09	4,55	1,05
st5	3,83	2,73	0,24
st6	3,98	4,54	0,22
st7	4,02	3,67	0,30
st8	3,23	2,60	0,12
st9	3,71	3,32	0,13
st10	2,99	2,75	0,14

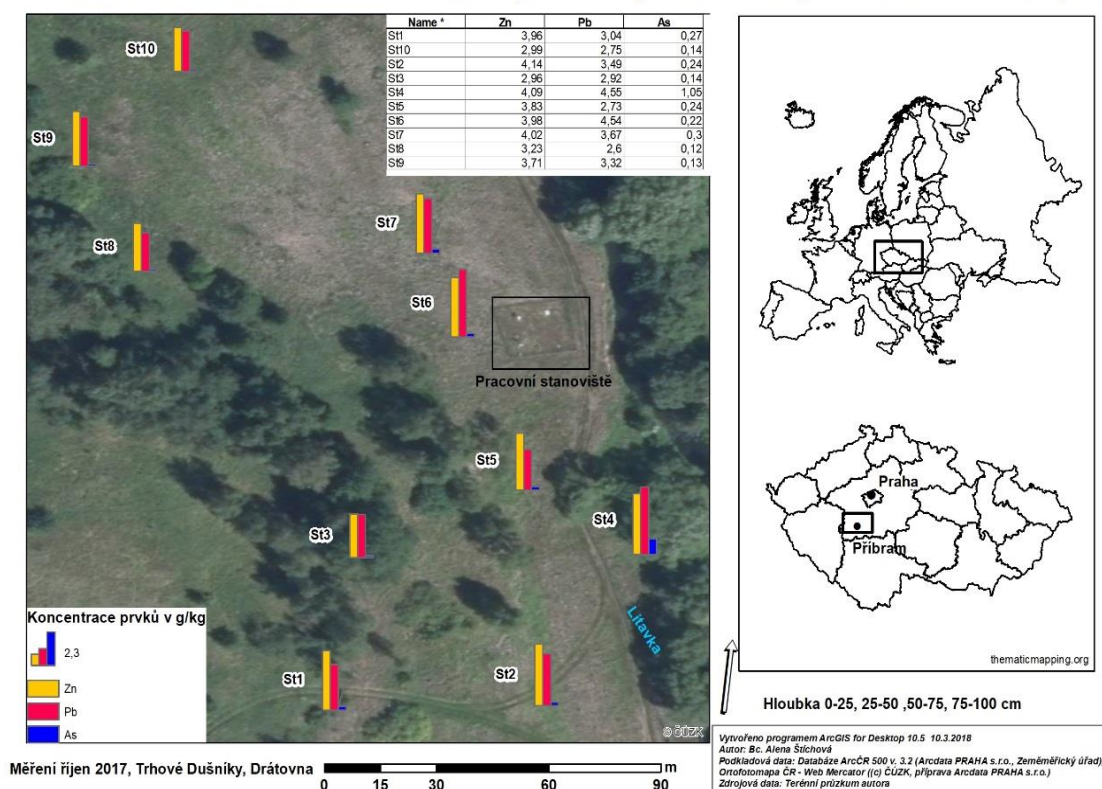
Tabulka č. 8 Nejvyšší naměřené hodnoty hlavních kontaminantů ze čtyřech úrovní hloubky (do 100 cm) v jednotlivých odběrných místech území říční nivy Litavky

Na základě provedených měření a zjištění hodnot rizikových prvků v odebraných vzorcích půdy byla doplněna databáze v ArcGis a byl vytvořen mapový výstup

(Obrázek č. 19), ve kterém jsou zaneseny hodnoty toxických kovů na území této říční nivy u obce Trhové Dušnice, které se stalo experimentální plochou pro studii variability rizikových prvků v této oblasti. Na mapě jsou graficky znázorněny nejvyšší naměřené hodnoty zinku, olova a arzenu v určených odběrných místech, které byly v každém bodě měřeny ze vzorků z hloubky 0-25 cm, 25-50 cm, 50-75 cm, 75-100 cm. Vybrány byly tedy nejvyšší naměřené hodnoty daných prvků v každém odběrném místě, a to ze čtyřech úrovní hloubky do 100 cm.

Na mapě je rovněž znázorněna poloha zájmového území v Evropě a v České republice.

Koncentrace zinku, olova a arzenu v půdě v experimentální ploše Trhové Dušnice



Obrázek č. 19 Mapový výstup nejvyšších naměřených koncentrací vybraných toxických kovů v odběrných místech ST 1 až ST 10 na lokalitě nivy řeky Litavka ze čtyřech úrovní hloubky odběrů vzorků (hloubka a) 0-25 cm, b) 25-50cm, c) 50-75 cm, d) 75-100 cm)

Na mapě s vyznačenými naměřenými hodnotami zinku, olova a arzenu můžeme vidět prostorovou variabilitu těchto rizikových prvků, a to na území, které není rozsáhlé a jeví se jako homogenní. Z heterogenity prvků ve zdánlivě homogenní říční nivě plynou pak problémy při určování odběrných míst, počtu odběrných bodů a rovněž při samotném vzorkování.

8 Diskuse

Řeka Litavka, jejíž říční niva je zájmovým územím v této studii, je stěžejním prvkem zkoumané oblasti. Jako vodní tok je typickým biokoridorem, ve kterém se rychle přenáší živiny, prvky i organismy. Toto vodní prostředí se prolíná s prostředím suchozemským, kterým je říční niva označovaná jako záplavové území. Záplavy na tyto dvě prostředí mají velký vliv. Ovlivňují vegetaci, živočišné druhy těchto území, složení půdy, výskyt prvků a rovněž působí na změny samotného koryta řeky. Toto bylo při provádění terénních prací, potřebných pro tuto studii, patrné z vrstvy oxidů železa v profilu koryta.

Co se týká obsahů toxických kovů v půdě, sedimentech v povrchových a podzemních vodách v oblasti Kovohutí Příbram, jsou zde hlavními kontaminanty olovo, arzen a zinek, které byly odstraňovány při rafinaci olova a stříbra. Později po ukončení zpracování těchto surovin to bylo zpracování druhotných surovin, jako například olověných akumulátorů. Prostřednictvím nových technologií klesly hodnoty emise olova 300-500 krát za posledních třicet let. Odpadní voda obsahuje 10-30 krát menší hodnoty kadmia a arzenu. Znečištění v půdě a sedimentech zůstává však nadále vysoké (Vladimír Plucha, 2017, osobní sdělení).

Pokud si položíme otázku, zda je nutné další zkoumání obsahu toxických kovů v této oblasti, musíme zkonstatovat, že je toto velice důležité a vzhledem k přetrvávající kontaminaci tohoto území má smysl provádět další průzkumy. Je nutné stále mapovat prostředí zatížená kontaminanty, a to z důvodů vyloučení dalších možných negativních vlivů na životní prostředí a zdraví lidí, a na základě těchto zjištění provádět další opatření ke zmírnění následků, určení ekologického rizika, případně odstranění rizika.

Výzkumy jsou nutné i pro určení dalšího možného využití území s přetrvávající kontaminací. Obsahy rizikových prvků na Příbramsku v mnoha případech překročily přípustné limity. Jak je v práci již uvedeno, nejvíce zatíženou a sledovanou oblastí je rozsáhlé okolí hutě, kde k znečištění prostředí docházelo především spadem z komína. Nebezpečné látky se nenacházejí pouze ve vodě a půdě, byly sledovány rovněž v řadě druhů rostlin, například v kulturních plodinách pěstovaných na tomto území a určených k potravinářským účelům. Byla přijata opatření ke snížení kontaminace (remediace) a doporučeno pouze pěstování plodin pro krmné účely (Tlustoš a kol., 2005).

V tomto případě můžeme poukázat na důležitý proces, který se v přírodě vyskytuje, a tím je fytoremediace, při které dochází k akumulaci prvků v rostlinách. Jako významný proces je podporován výsledky mnoha studií. Příkladem mohou být pokusy prováděné za pomoci fytoextrakční metody na pozemcích s kontaminovanou půdou vlivem činnosti Kovohutě Příbram. Jedním z nich bylo sledování rizikových prvků Pb, Zn, Cd, As, kdy jako fytoremediační rostliny byly použity kukuřice setá a pšenice setá, kdy se fytoremediační schopnost projevila akumulací kontaminantů v nadzemních částech rostlin (Tlustoš a kol., 2012).

Zajímavým prvkem je olovo, u kterého jsou metody fytoextrakce problematičtější. Tento prvek je v prostředí vysoce imobilní a extrakce je snížena v důsledku nízké rozpustnosti a pozvolné difuze na povrch kořenů. Proto může být zvolena metoda chemicky indukované fytoextrakce s aplikací chemických sloučenin (chalátu) na povrch půdy nebo do ní s následnou desorbci toxických kovů z půdy. Metoda je podrobněji popsána v kapitole Kontaminanty v rostlinách, fytoremediace. Vysoká účinnost při mobilizaci kovů v půdě byla tedy zjištěna při použití chalátu EDTA (ethylendiamintetraoctová kyselina). Byla vysoce účinná právě při uvolňování olova z půdních vazeb do roztoku (Tlustoš a kol., 2012).

Na proces fytoremediace byl rovněž zaměřen projekt pod názvem Využití genomiky a genetického inženýrství pro vyhledávání a přípravu genotypů rostlin schopných degradovat kontaminanty životního prostředí, který byl zaměřen na průmyslové zóny. Pro experiment byly vybrány topol osika (*Populustremula*), kdy v listech stromů byly naměřeny především prvky Pb a Cd a dále byl použit len setý (*Linum usitatissimum L.*), ve kterém byly naměřeny v listové a kořenové části rostliny vyšší hodnoty Pb a Zn (Toufarová, 2008).

Uvedené výzkumy potvrzují i výsledky této studie, kdy byly měřeny hodnoty toxických kovů v odběrných místech a byla zjišťována jejich variabilita v říční nivě řeky Litavka. Pozornost byla věnována především prvkům Zn, As a Pb. Výsledky potvrdily značnou prostorovou variabilitu koncentrací těžkých kovů v této záplavové oblasti. Lze konstatovat, že na různorodost naměřených hodnot těchto kontaminantů má tedy vliv vegetační pokryv daného stanoviště, dále hloubka odběrného místa, složení půdy a významný vliv má i mobilita prvků. Vegetační porost je pro obsahy kontaminantů v půdě významným ukazatelem. Například můžeme uvést naměření menších obsahů Pb v místech porostlých stromy (především topoly), což je způsobeno fytoextrakcí (fytoakumulací), kdy rostliny přijímají znečišťující látky svými kořeny. Tyto degradují nebo hromadí v nadzemních orgánech. V našem případě bylo tímto porostem silně zastoupeno především stanoviště ST 3 a ST 8, kde můžeme vidět v tabulce přílohy č. 5 většinou nižší hodnoty kontaminantů (např. Zn $0,16 \text{ g.kg}^{-1}$) oproti místům s řidším porostem stromů a s vegetací v zastoupení křovin a travin (Zn $4,14 \text{ g.kg}^{-1}$).

Mobilitou, jako významnou vlastností rizikových prvků, se zabývala i studie zaměřená na ověření mobility Pb, Zn a Cd, které obsahují aluviální půdy na Příbramsku, kde došlo k vysoké kontaminaci těchto půd vlivem těžby a činnosti hutí. Bylo prokázáno, že mobilita Zn a Cd v daných profilech půdy je proměnlivá s velkým hloubkovým posunem, a to vzhledem k velkému množství labilních forem těchto prvků. Hodnoty Pb, které je málo mobilním kovem, s hloubkou profilů klesaly. Studií byla rovněž potvrzena mnohem vyšší kontaminace půd vzdálených 2,5 km od hutě než půd v bezprostřední blízkosti tohoto závodu (Vaněk a kol., 2005).

Tento poznatek o mobilitě prvků je vidět i na výsledcích provedených měření určených pro tuto studii. Pokud se zaměříme na Pb, i zde můžeme vidět převládající

pokles jeho hodnot s narůstající hloubkou. Převážně jsou hodnoty olova ve vyšších koncentracích ve vrstvě B oproti vrstvě C a D. Můžeme tedy poukázat na nízkou mobilitu tohoto prvku. Na obsahy prvků ve vrstvě A mají dopad vnější vlivy.

Podle Multielementární analýzy mechu a humusu v okolí Příbrami je olovo velice významným prvkem této oblasti. Zdrojem jsou Kovohutě, doprava, spalování odpadu a pevných fosilních paliv. Vysoké atmosférické depozice byly zjištěny v Příbrami a blízkém okolí ve směru k severu asi 9 km a končící před obcí Jince (cca 130 km²). Požadovaná úroveň atmosférické depozice tohoto prvku sahá do vzdálenosti 20-25 km od zdroje znečištění. Koncentrace Pb byla rovněž hodnocena analýzou humusu. Výsledky poukazují na to, že území je nejvíce kontaminovanou oblastí v České republice. Dosah starých zátěží je odhadnut až na vzdálenost 35 km směrem od zdroje (Sucharová a kol., 1999).

Zájmovým prvkem této studie byl rovněž arzen. Sucharová a kol. (1999) uvádí ve své analýze, že arzen se na Příbramsku vyskytuje hlavně v oblasti březohorského rudního revíru. Hodnoty jeho koncentrace v horninách zde dosahují 10-50 mg.kg⁻¹, v některých místech přesahují 100 mg.kg⁻¹. Zdrojem jsou rovněž Kovohutě. Podle výsledků analýzy mechu a humusu byla potvrzena jako oblast s nejvyšší depozicí část území zasahující od Lhoty u Příbrami k Brodu (cca 70 km²). Zvýšené atmosférické depozice tohoto prvku byly v okruhu zhruba 5 km okolo města Příbram a v údolí Litavky a rovněž na severním až východním okraji města mezi obcemi Obecnice, Trhové Dušníky, Dubenec, Buk a Příbram.

Z uvedených hodnot v tabulkách přílohy č. 4 a 5 je zřejmé, že nejvíce arzenu bylo naměřeno v bodě 4. Toto odběrné místo je nejbližší korytu řeky a tyto hodnoty by mohly být způsobeny akumulací v říčním sedimentu, který byl do těchto míst transportován.

Zinek se ve velké míře vyskytuje na Příbramsku v rudách a minerálech. Průmyslově využíván v kovohutích a jeho zdrojem je rovněž spalování pevných fosilních paliv nebo komunálního odpadu. Analýza mechu potvrdila nejvyšší úroveň atmosférické depozice na severním okraji Příbrami mezi obcí Sádek a centrem města (15 km²). Další oblastí s relativně vysokou atmosférickou depozicí byla určena oblast v Brdech přibližně 10 km západně od města Příbram. Další oblastí s vysokou zátěží Zn je oblast mezi obcí Hluboš, Placy, Kamenná, Vysoká, Lazec, Obecnice a Bratkovice (90 km²). Hlavním zdrojem emisí je zde opět závod Kovohutě Příbram (Sucharová a kol., 1999).

Výsledky diplomové práce a získané informace týkající se určení prostorové variability rizikových prvků v zájmovém území říční nivy Litavky jsou nejen součástí rozsáhlejšího projektu zabývajícího se touto lokalitou, ale jsou důležitým podkladem pro další prováděné výzkumy v celé oblasti této problematiky.

9 Závěr

Diplomová práce je zaměřena na určení prostorové variability koncentrací rizikových prvků v říční nivě řeky Litavka u obce Trhové Dušníky. Jak je v práci uvedeno, oblast Příbramska byla v minulosti zatížena nejen těžbou a úpravnictvím rud, ale i provozem hutí, především hutě u Lhoty u Příbrami. Trhové Dušníky patří se svým okolím k místům s vysokou kontaminací toxickými kovy, a to hlavně jejich atmosférickou depozicí způsobenou činností hutě. Ke znečištění protékající řeky Litavky docházelo již v těžební oblasti Březových Hor u Příbrami.

Na oblast říční nivy Litavky a přilehlých území bylo zaměřeno již mnoho průzkumů a studií. Oblast je přes veškerá opatření, která byla přijata k odstranění ekologických rizik, stále kontaminovaná, a je tedy důležité provádění dalších výzkumů. Tato studie je součástí většího projektu zabývajícího se danou lokalitou komplexněji a hledá řešení dané problematiky. Její výsledky a získané vzorky jsou podkladem pro další výzkum týkající se zatížení půdy v této oblasti, a jsou velmi důležité vzhledem k přetrvávající kontaminaci území.

Odběrem vzorků zeminy a jejich měřením mobilním rentgenovým analyzátozem byl zjištěn a potvrzen výskyt toxických kovů, kdy jako hlavní byly sledovány Pb, Zn a As. Ve výsledcích byly výrazné rozdíly v naměřených hodnotách těchto prvků. Příčiny byly určeny především v rozdílech vegetačního pokryvu daného místa, hloubce odběrů a typů půdy. Důležitým ukazatelem variability prvků byla rovněž jejich mobilita. Výsledná měření prokázala vyšší hodnoty sledovaných prvků ve vrstvě B sahající do hloubky cca 50 cm. Po vyhodnocení výsledků byla prokázána výrazná prostorová variabilita rizikových prvků v říční nivě.

Pro tuto práci bylo důležité získat maximální množství informací o zájmovém území, příčinách znečištění a výsledcích doposud provedených výzkumů. Klíčové bylo získání nových dat v podobě naměřených hodnot těžkých kovů v odběrných místech sledovaného území, jejich vyhodnocení a doplnění databáze v aplikaci GIS s následným vytvořením mapového výstupu. Z údajů je možné vycházet při dalších výzkumech či projektech zaměřených na toto území.

Samotná řeka Litavka si svoje znečištění přinášela do tohoto území už z oblasti těžby na Příbramsku, hlavně z oblasti Březových Hor. V okolí závodu Kovohutě Příbram se vyskytují v půdách i ve vodě prvky As, Cd, Pb, Sb, a Zn. Proběhla zde již řada analýz, studií a pokusů, jak je uvedeno v této práci, které se staly unikátními a známými v celém světě. Na některých místech již došlo k sanacím a rekultivacím, byla přijata taková opatření, že zátěž byla zmírněna, či dokonce odstraněna. Nelze však říci, že situace je tímto vyřešena. Průmyslová činnost v této oblasti způsobila, že půda i voda jsou zde na některých místech stále zatíženy toxickými kovy, jejichž hodnoty převyšují přijatelné limity.

10 Přehled literatury a použitých zdrojů

Odborné publikace:

Alloway B. J. (ed.), 1990: Heavy Metal in Soils. Blackie and Son Ltd. Glasgow and London, 339 s.

Babka J., 2007: Středočeský kraj životní prostředí. Středočeský kraj, Praha, 253 s.

Barešová J., Beránek J., Doležal D., Heverová A., Hofman P., Koucký K., Kozlík J., Křepelková H., Velf J., 2003: Historie a současnost podnikání na Příbramsku. Městské knihy s.r.o., Žehušice, 248 s.

Borůvka L. a Vácha R., 2006: Litavka river alluvium as a model area heavily polluted with potentially risk elements. In: Morel J. - L. a kol. (eds.): Phytoremediation of metal- contaminated soils. Springer, Dordrecht. S. 267-298.

Brown R. M., Laband D. N., 2006: Species imperilment and spatial patterns of development in the United States. *Conservation Biology* 20. S. 239-244.

Burgmann M. A., Keith D., Hopper S. D., Widyatmoko D., Drill C., 2007: Threat syndromes and conservation of the Australian flora. *Biological Conservation* 134. S. 73-82.

Cibulka J., Domažlická E., Kozák J., Kubizňáková J., Mader P., Machálek E., Maňková B., Musil J., Pařízek J., Píša J., Pohunková H., Reisnerová H., Svobodová Z., 1991: Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře. Academia Praha, 427 s.

Cílek V., Ložek V., Mudra P., Kubíková J., Špryňar P., Čtverák V., Schmelzová R., Obermajer J., Žák V., Kubík M., Gremlica T., Daněček V., 2011: Obraz krajiny Pohled ze středních Čech. Dokořán s.r.o., Praha, 310 s.

Černík M., 2010: Chemicky podporované in situ sanační technologie. 1. vydání. VŠCHT, Praha, 356 s.

ČIŽP, 2011: Rozhodnutí ČIŽP/41/OOV/SR02/0913474. Česká inspekce životního prostředí, Praha, 9 s.

Dejmal I., 2000: Údolí Litavky jako jedinečný přírodní fenomén. In: Němec J. (ed.): Modelové území povodí Litavky. 43. ZO ČSOP, Praha, 5 s.

Duras J., Koželuh M., Hess J., Senftová L., 2000: Údolí Litavky jako jedinečný přírodní fenomén. In: Němec J. (ed.): Jakost vody v tocích a nádržích v povodí Litavky. 43. ZO ČSOP, Praha, 13 s.

Dvořák O., Holečková M., 2006: Litavka – řeka skrytých pokladů. Nakladatelství MH, Beroun, 160 s.

- Ellison K., 2004: Mercury rising. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2. S. 56.
- Ettler V., Mihaljevič M., Šebek O., Molek M., Grygar T., Zeman J., 2006: Geochemical and Pb isotopic evidence for sources and dispersal of metal contamination in stream sediments from the mining and smelting district of Příbram, Czech Republic. *Environmental Pollution* 142. S. 409-417.
- Fauci A. (ed.), 2008: *Harrison's principles of internal medicine*. McGraw-Hill Medical, New York, 2754 s.
- Fergusson J. E., 1990: *The heavy elements: Chemistry, environmental impact and health effects*. Pergamon Press, Oxford, 614 s.
- Frankovská J., Kordík J., Slaninka I., Jurkovič L., Greif V., Šottník P., Dananaj I., Mikita S., Dercová K., Jánová V., 2010: *Atlas sanačných metod environmentálních zářaží*. Štátní geologický ústav Dionýza Štúra, Bratislava, 360 s.
- Holeček M., 2015: Aktualizovaná analýza rizik území ve správě s.p. DIAMO – o.z. SUL Příbram, bývalého důlně-úpravárenského závodu Březové Hory – Příbram. EKOHYDROGEO Žitný s.r.o., Praha, 79s.
- Holoubek I., 2001: Persistentní, bioakumulativní a toxické sloučeniny – ekologická a humánní rizika vyplývající z jejich přítomnosti v prostředí. In: ERA 2000. Hodnocení rizik pro životní prostředí, Brno. S. 69-73.
- Janeček M., 2008: *Základy erodologie*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 180 s.
- Jaňour Z., Holpuch J., Brych K., Ditttr F., Severa M., 2000: Výzkum znečištění ovzduší olovem v okolí KOVOHUTÍ Příbram. *Ochrana ovzduší* 12. S. 4 -5, 17 – 25.
- Kafka J., 2003: *Rudné a uranové hornictví České republiky*. Nakladatelství Anagram s.r.o., Ostrava, 647 s.
- Kender J. (ed.), 2000: *Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny*. Ministerstvo životního prostředí: Enigma, Praha, 220 s.
- Khun M., Ďurža O., Milička J., Dlapa P., 2008: *Environmentálna geochémia*. Geografika, Bratislava, 278 s.
- Knapp R. A., Hawkins C. P., Ladau J., McCory J. G., 2005: Fauna of Yosemite National Park lakes has low resistance but high resistance to fish introductions. *Ecological Applications* 15. S. 835-847.
- Kovář P., 2008: *Ekosystémová a krajinná ekologie (textové teze)*. Univerzita Karlova v Praze, Praha, 90 s.

Komínková D, Šťastná G., Stránský D., Nábělková J., Doležalová L., Benešová L., Horecký J., 2014: Nesmrtelnost vody. České vysoké učení technické v Praze, Praha, 100 s.

Kopp R., Hilscherová K., Poštulková E., 2015: Základy vodní ekotoxikologie. Mendelova univerzita, Brno, 152 s.

Kunický Z. a Vurm K., 2011: 700 let hutnictví stříbra a o olova na Příbramsku, 700 years anniversary of Příbram's metallurgy (1311-2011), 225 let Stříbrné hutě – Kovohutí Příbram, 225 years anniversary of Silver smelting works – Kovohutě Příbram (1786-2011). Kovohutě Příbram nástupnická, a.s., Příbram, 213 s.

Malý M., 2011: Aktualizovaná analýza rizik staré ekologické zátěže celého areálu spol. Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. včetně hald č. I a č. II. Bioprofit s.r.o., Praha, 116 s.

Mihaljevič M., Zuna M., Ettler V., Šebek O., Strnad L., Goliáš V., 2006: Leadfluxes, isotopic and concentration profiles in a peat deposit near a lead smelter (Příbram, Czech Republic). *Science of the Total Environment* 372. S. 334-344.

Němec J., 2006: Voda v České republice. Consult, Praha, 253 s.

Němeček J., Vácha R., Podlešáková E., 2010: Hodnocení kontaminace půd v ČR. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., 148 s.

Nordberg M., Nordberg G. F., Fowler B. A., Friberg L., 2011: Handbook on the Toxicology of Metals. Academic Press. Cambridge.

Podlešáková E., Němeček J., 1996: Kritéria kontaminace a intoxikace půd. *Rostlinná Výroba* 42: 357-364.

Polášková A., Stonawski J., Siatka T., Kraják V., 2011: Úvod do ekologie a ochrany životního prostředí. Univerzita Karlova v Praze, Praha, 284 s.

Primack R. B., Kindlmann P., Jersáková J., 2011: Úvod do biologie ochrany přírody. Portál, s.r.o., Praha, 472 s.

Rapant S., 2004: Environmentálno-geochemická regionalizácia Slovenskej republiky. In: Ďurže O. a Rapant S. (eds): *Geochémia 2004*, ŠGÚDŠ Bratislava. S. 6-11.

Rieuwerts J. a Farago M., 1996: Heavy metal pollution in the vicinity of a secondary lead smelter in the Czech Republic. *Applied Geochemistry* 11. S. 17-23.

Řehoř V., 2013: Březové Hory Příbram – I. etapa. DIAMO 5. S. 2.

Siegel R. F., 2002: *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*. Springer – Verlag Berlin Heidelberg, 218 s.

Sucharová J., Suchar I., Buňatová H., Dujková J., Mastíková I., 1999: Multielementární analýzy mechu a humusu v okolí Příbrami. Výzkumný ústav okrasného zahradnictví, Průhonice. 104 s. (analýza).“nepublikováno“. Dep. Výzkumný ústav okrasného zahradnictví Průhonice.

Suchna M., 2009: Analýza rizik území ve správě s.p. DIAMO – o.z. SUL Příbram, bývalého úpravárenského závodu Březové Hory – Příbram. EKOM CZ a.s., Praha, 101 s.

Šarapatka B., Dlapa P., Bedrna Z., 2002: Kvalita a degradace půdy. Univerzita Palackého, Olomouc, 246 s.

Štarmanová D., Komínková D., Nábělková J., 2010: Osud těžkých kovů ve vodních ekosystémech pod ČOV. In: RNDr. Říhová Ambrožová J. Ph.D. (ed.): Vodárenská biologie 2010. Sborník konference. Vodní zdroje EKOMONITOR, Chrudim. S. 196-200.

Tlustoš P., Száková J., Mühlbachová G., Neugschvandtner R., Habart J., 2012: Fytoremediační technologie podporované fytoextrakce. Česká zemědělská univerzita, Praha, 24 s.

Toufarová H., 2008: Roční zpráva o realizaci projektu „Využití genomiky a genetického inženýrstva pro vyhledávání a přípravu genotypů rostlin schopných degradovat kontaminanty životního prostředí“ č. 2B06187 (program ZDRAVÝ A KVALITNÍ ŽIVOT) v roce 2007. DEKONTA, a.s., Praha, 126 s.

Tyler G., Pahlsson A. M. B., Bengtsson G., Baath E., Tranvik L., 1989: Heavy-metal Ecology of Terrestrial Plants, Microorganisms and Invertebrates – A Review. Water Air and Soil Pollution 47. S. 3-4, 189-215.

Twardowska I., Allen H. E., Häggblom M. M., Stefaniak S., 2005: Soil and Water Pollution, Monitoring, Protection and Remediation. Spring, Dordrecht, 629 s.

Vaněk A., Borůvka L., Drábek O., Mihaljevič M. a Komárek M., 2005: Mobility of lead, zinc and cadmium in alluvial soils heavily polluted by smelting industry: Plant soil environ 51. S. 316-321.

Legislativní zdroje:

Zákon č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí a o změně některých souvisejících zákonů (zákon o posuzování vlivů na životní prostředí), ve znění Zákona č. 163/2006 Sb.

Zákon č. 634/2004 Sb., o správních poplatcích, ve znění pozdějších předpisů.

Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, ve znění pozdějších předpisů.

Zákon č. 369/2016 Sb., novela zákona o ochraně ovzduší, v platném znění.

Vyhláška č. 13/1994 sb., vyhláška Ministerstva životního prostředí, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., v platném znění.

Vyhláška č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě, v platném znění.

Internetové zdroje:

Arcdata Praha s.r.o. (online) [cit. 2018.10.03], dostupné z <<https://www.arcdata.cz/>>

Bartoň J., Lacina P., 2015: Využití přenosného analyzátoru prvků na bázi rentgenové fluorescence pro detekci kontaminace ve skládce komunálních a průmyslových odpadů (online) [cit. 2017.26.09], dostupné z <http://www.geotest.cz/underwood/download/files/barton_sanacni_tehnologie_2015.pdf>.

Borovec Z., 1994: Mobilita toxických prvků v říčních sedimentech (online) [cit.2017.13.11], dostupné z <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv_casopisu/1994/cislo-10/mobilita-toxicky-prvku-ricnich-sedimentech.htm>.

Cech příbramských horníků a hutníků, 2014: Stručná historie měst Příbrami a Březových Hor (online) [cit. 2017.26.09], dostupné z <<http://www.cechphh.cz/cz/ohlednuti/strucna-historie-mest-pribrami-a-brezovych-hor>>.

EDP-Evropská databanka, CZ Veřejná zakázka, Sanace území bývalého důlně úpravárenského závodu a okolí – Příbram, Březové Hory - 1. etapa (online) [cit. 2015.10.], dostupné z <<http://www.poptavka.net/Poptavka-87738-Sanace-uzemi-byvaleho-dulne-upravarenskeho-zavodu-a-okoli-Pribram-Brezove-Hory-1-etapa>>.

Kovohutě Příbram nástupnická, a.s, 2017 (online) [cit. 2017.26.09], dostupné z <<http://www.kovopb.cz/>>.

Operační program životního prostředí: Úplný přehled podpořených projektů (online) [cit. 2018.17.02], dostupné z <<http://www.opzp.cz/sekce/526/0/422322/analyza-rizik-uzemi---pribram/>>.

Geoportál ČÚZK, Ortofotomapa ČR - Web Mercator (online) [cit. 2018.10.03], dostupné z <<http://geoportal.cuzk.cz/>>.

Proces EIA – online učebnice, 2010: Vývoj posuzování vlivů na životní prostředí (online) [cit. 2017.28.08], dostupné z <<http://ucebnice-eia.zf.mendelu.cz/uvod>>.

Rop O., 2001: Výskyt cizorodých prvků v půdách České republiky a možnosti jejich imobilizace. ProfiPress – Úroda, Praha (online) [cit. 2015.10.10.], dostupné z <<http://uroda.cz/vyskyt-cizorodych-prvku-v-pudach-ceske-republiky-a-moznosti-jejich-imobilizace/>>.

Tlustoš P., Száková J., Šichorová K., Pavlíková D., Balík J., 2005: Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR (online) [cit. 2017.21.09], dostupné z <<http://docplayer.cz/15740731-Rizika-kovu-v-pude-v-agroekosystemech-v-cr.htm>>.

Ostatní zdroje:

Štíhová A., 2016: Snížení koncentrace toxických kovů v toku Litavka – vyhodnocení účinnosti provedené sanace. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Katedra geoenvironmentálních věd, Praha. 56 s. (bakalářská práce). „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.

11 Přílohy

Příloha č. 1:

Sanace a rekultivace těžebního odvalu na Březových Horách v Příbrami, který byl zdrojem kontaminace vod řeky Litavka



Obrázek č. 8 a 9 Hrubé terénní úpravy v prostoru odvalu a bývalé úpravny - listopad 2012 (bhsanace.správcestavby.cz)



Obrázek č. 10 a 11 Osázené svahy, odvodňovací prvky a vybudované cesty (foto Alena Štíhová)

Příloha č. 2:

Vegetace říční nivy toku Litavka u Trhových Dušníků (foto Alena Štíhová, 2017)



Příbřehová vegetace řeky Litavka



Travniný porost a stromy (bříza bělokorá, topol osika, borovice, vrba, dub zimní, olše lepkavá)



Vstup do zájmové území prováděných odběrů zeminy



Říční niva ve směru k obci Trhové Dušníky



Bývalý mlýn Drátovna, podle kterého bylo nazváno i toto území



Rozmanitá vegetace říční nivy Litavky

Příloha č. 3

Průběh odběrů vzorků zeminy, měření hodnot toxických kovů v těchto vzorcích v zájmovém území říční nivy řeky Litavka (foto Alena Štichová a Pavel Šimek)



Zatloukání a vytahování odběrné tyče v určených bodech



Označení odběrných bodů (stanoviště/číslo odběru), měření vrstvy



Odběr zeminy z tyče do označených sáčků



Měření odebraných vzorků mobilním analyzátoem XRF

Příloha č. 4:**Naměřené hodnoty kontaminantů v odebraných vzorcích zeminy v říční nivě Litavky v oblasti Trhové Dušňky – 1. Část**

Datum	Vzorek	Zn (g.kg ⁻¹)	Pb (g.kg ⁻¹)	As (g.kg ⁻¹)	Cd (g.kg ⁻¹)	Sb (g.kg ⁻¹)
20.10.2017	kontrola					
20.10.2017	st1a	0,828	0,759	0,083	0,034	ND
20.10.2017	st1a	0,825	0,732	0,092	0,042	ND
20.10.2017	st1b	3,942	1,936	0,099	0,055	0,055
20.10.2017	st1b	3,987	1,963	0,089	0,047	0,073
20.10.2017	st1c	3,576	3,023	0,267	0,041	ND
20.10.2017	st1c	3,51	3,054	0,282	0,041	0,069
20.10.2017	st1d	3,093	2,201	0,066	0,035	ND
20.10.2017	st1d	3,038	2,17	0,09	0,03	ND
20.10.2017	st2a	3,076	3,538	0,285	0,035	0,123
20.10.2017	st2a	3,064	3,496	0,294	0,028	0,108
20.10.2017	st2a	ND	ND	0,133	ND	ND
20.10.2017	st2a	3,148	3,462	0,25	0,039	0,067
20.10.2017	st2a	3,105	3,474	0,244	ND	0,079
20.10.2017	st2b	4,196	2,906	0,156	0,045	0,054
20.10.2017	st2b	4,087	2,827	0,18	0,033	0,058
20.10.2017	st2c	2,606	0,794	ND	ND	ND
20.10.2017	st2c	2,531	0,751	ND	0,028	ND
20.10.2017	st2d	1,589	0,817	0,057	ND	ND
20.10.2017	st2d	1,626	0,891	0,06	ND	ND
21.10.2017	kontrola	0	0	0	0	0
21.10.2017	st3a	1,384	1,226	0,074	ND	0,07
21.10.2017	st3a	1,395	1,235	0,07	ND	0,057
21.10.2017	st3b	2,937	2,927	0,127	ND	ND
21.10.2017	st3b	2,978	2,909	0,146	ND	0,054
21.10.2017	st3c	1,608	0,342	0,034	0,033	ND
21.10.2017	st3c	1,594	0,357	0,025	0,032	ND
21.10.2017	st3d	0,158	0,075	0,014	ND	ND
21.10.2017	st3d	0,152	0,073	0,014	ND	ND
21.10.2017	st4a	3,531	2,123	0,283	0,036	0,097
21.10.2017	st4a	3,578	2,198	0,29	0,031	0,116
21.10.2017	st4b	4,122	2,603	0,534	ND	0,216
21.10.2017	st4b	4,062	2,606	0,488	0,034	0,18
21.10.2017	st4c	3,651	2,582	0,368	0,04	0,176
21.10.2017	st4c	3,608	2,585	0,351	ND	0,174
21.10.2017	st4d	3,546	4,596	1,061	0,035	0,395
21.10.2017	st4d	3,496	4,509	1,035	ND	0,383
21.10.2017	st5a	3,591	2,644	0,247	0,061	0,103
21.10.2017	st5a	3,635	2,697	0,233	0,028	0,102
21.10.2017	st5b	3,81	2,4	0,06	0,049	0,063
21.10.2017	st5b	3,83	2,395	0,065	0,043	0,063
21.10.2017	st5c	3,853	2,744	0,082	ND	ND
21.10.2017	st5c	3,803	2,718	0,091	0,034	ND
21.10.2017	st5d	2,946	2,591	0,05	0,03	ND
21.10.2017	st5d	2,978	2,549	ND	ND	ND

Naměřené hodnoty kontaminantů v odebraných vzorcích zeminy v říční nivě Litavky v oblasti Trhové Dušnice – 2. část

Datum	Vzorek	Zn (g.kg ⁻¹)	Pb (g.kg ⁻¹)	As (g.kg ⁻¹)	Cd (g.kg ⁻¹)	Sb (g.kg ⁻¹)
21.10.2017	st6a	3,831	2,904	0,209	0,039	0,1
21.10.2017	st6a	3,781	2,934	0,179	0,047	0,071
21.10.2017	st6b	3,443	3,506	0,121	0,041	ND
21.10.2017	st6b	3,431	3,868	0,185	0,031	0,087
21.10.2017	st6c	3,834	3,293	0,204	ND	0,145
21.10.2017	st6c	3,689	3,294	0,207	0,046	0,182
21.10.2017	st6d	4,054	4,596	0,229	0,027	0,052
21.10.2017	st6d	3,897	4,491	0,202	0,028	0,05
21.10.2017	st7a	3,635	3,658	0,266	ND	0,148
21.10.2017	st7a	3,584	3,511	0,261	0,036	0,112
21.10.2017	st7b	3,766	3,434	0,165	ND	0,064
21.10.2017	st7b	3,731	3,473	0,151	ND	0,073
21.10.2017	st7c	4,026	3,657	0,302	0,036	0,064
21.10.2017	st7c	4,007	3,679	0,289	0,026	0,053
21.10.2017	st7d	3,067	3,184	0,052	0,033	0,057
21.10.2017	st7d	2,907	2,868	0,063	ND	0,069
21.10.2017	st8a	0,869	0,582	0,068	ND	ND
21.10.2017	st8a	0,866	0,575	0,063	ND	ND
21.10.2017	st8b	3,144	2,544	0,08	0,026	0,061
21.10.2017	st8b	3,318	2,662	0,108	0,029	0,051
21.10.2017	st8c	2,349	1,238	0,125	ND	ND
21.10.2017	st8c	2,293	1,232	0,113	0,028	ND
21.10.2017	st8d	2,837	1,826	0,096	0,032	ND
21.10.2017	st8d	2,626	1,602	0,095	0,029	ND
21.10.2017	st9a	1,064	0,806	0,048	ND	0,054
21.10.2017	st9a	1,121	0,93	0,039	ND	ND
21.10.2017	st9b	3,006	1,498	0,154	0,065	0,074
21.10.2017	st9b	2,947	1,64	0,111	0,037	0,052
21.10.2017	st9c	3,692	3,317	0,111	ND	0,082
21.10.2017	st9c	3,722	3,329	0,088	ND	0,075
21.10.2017	st9d	2,348	1,472	0,134	0,028	ND
21.10.2017	st9d	2,237	1,401	0,127	ND	ND
21.10.2017	st10a	2,762	2,773	0,056	0,033	0,05
21.10.2017	st10a	2,667	2,733	0,037	0,038	ND
21.10.2017	st10b	2,924	1,77	0,14	0,068	ND
21.10.2017	st10b	3,035	1,953	0,135	0,053	ND
21.10.2017	st10c	2,129	1,652	0,11	0,03	0,064
21.10.2017	st10c	2,184	1,629	0,116	0,032	ND
21.10.2017	st10d	3,056	1,047	0,085	0,025	ND
21.10.2017	st10d	2,919	0,97	0,07	0,038	ND

Příloha č. 5:**Výsledné hodnoty hlavních kontaminantů naměřené v určených bodech území říční nivy Litavky (v průměru ze dvou provedených měření každého vzorku)**

Datum	Vzorek	Zn (g.kg ⁻¹)	Pb (g.kg ⁻¹)	As (g.kg ⁻¹)
20.10.2017	st1a	0,83	0,75	0,09
20.10.2017	st1b	3,96	1,95	0,09
20.10.2017	st1c	3,54	3,04	0,27
20.10.2017	st1d	3,07	2,19	0,08
20.10.2017	st2a	3,10	3,49	0,24
20.10.2017	st2b	4,14	0,04	0,17
20.10.2017	st2c	2,57	0,77	ND
20.10.2017	st2d	1,61	0,85	0,06
21.10.2017	st3a	1,39	1,23	0,07
21.10.2017	st3b	2,96	2,92	0,14
21.10.2017	st3c	1,60	0,35	0,03
21.10.2017	st3d	0,16	0,07	0,01
21.10.2017	st4a	3,55	2,16	0,29
21.10.2017	st4b	4,09	2,60	0,51
21.10.2017	st4c	3,63	2,58	0,36
21.10.2017	st4d	3,52	4,55	1,05
21.10.2017	st5a	3,61	2,67	0,24
21.10.2017	st5b	3,82	2,40	0,06
21.10.2017	st5c	3,83	2,73	0,09
21.10.2017	st5d	2,96	2,57	0,05
21.10.2017	st6a	3,81	2,92	0,19
21.10.2017	st6b	3,44	3,69	0,15
21.10.2017	st6c	3,76	3,29	0,21
21.10.2017	st6d	3,98	4,54	0,22
21.10.2017	st7a	3,61	3,58	0,26
21.10.2017	st7b	3,75	3,45	0,16
21.10.2017	st7c	4,02	3,67	0,30
21.10.2017	st7d	2,99	3,03	0,06
21.10.2017	st8a	0,87	0,58	0,07
21.10.2017	st8b	3,23	2,60	0,09
21.10.2017	st8c	2,32	1,24	0,12
21.10.2017	st8d	2,73	1,71	0,10
21.10.2017	st9a	1,09	0,87	0,04
21.10.2017	st9b	2,98	1,57	0,13
21.10.2017	st9c	3,71	3,32	0,10
21.10.2017	st9d	2,29	1,44	0,13
21.10.2017	st10a	2,71	2,75	0,05
21.10.2017	st10b	2,98	1,86	0,14
21.10.2017	st10c	2,16	1,64	0,11
21.10.2017	st10d	2,99	1,01	0,08