

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

Katedra vodního hospodářství a environmentálního
modelování



DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Vliv automobilové dopravy na životní prostředí na
bílinsku v okolí silnice číslo II/257 ve vztahu k
depozici těžkých kovů**

Vedoucí práce: doc. Mgr. Marek Vach, Ph.D.

Diplomant: Bc. Oldřich Jedlička, DiS.

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Oldřich Jedlička, DiS.

Regionální environmentální správa

Název práce

Vliv automobilové dopravy na životní prostředí na bílinsku v okolí silnice číslo II/257 ve vztahu k depozici těžkých kovů

Název anglicky

The impact of car traffic on the environment around road number II/257 in relation to the deposition of heavy metals

Cíle práce

Literární rešerše na téma vliv automobilové dopravy na životní prostředí na bílinsku v okolí silnice číslo II/257 ve vztahu k depozici těžkých kovů, kdy tento bude zjištěn extrahováním látek z odebraných rostlinných vzorků. Extrahované vzorky budou následně laboratorně, pomocí atomové absorpční spektrometrie, vyhodnoceny a výsledky budou znázorněny pomocí vhodných statistických metod.

Metodika

V předmětné lokalitě bude proveden terénní sběr rostlinných vzorků, kdy na těchto lze očekávat deponované prachové částice. U odebraných rostlinných vzorků bude následně proveden oplach zředěným roztokem kyseliny dusičné. Následně bude provedena laboratorní analýza, výsledky budou vyhodnoceny a bude provedeno grafické znázornění získaných dat ve vztahu koncentrací těžkých kovů pomocí vhodných statistických metod.

ZDE VYMĚNIT ZA VYTIŠTĚNÉ ZADÁNÍ Z UIS

Doporučený rozsah práce

50 stran textu

Klíčová slova

těžké kovy, prachové částice, automobilová doprava, znečištění, depozice

Doporučené zdroje informací

ČERNOHORSKÝ T., Instrumentace v AAS

KAFKA, Z., PUNČOCHÁŘOVÁ, J. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita

RAVINDRÁ, K. et al. Platinum group elements in the environment and their health risk. Science of The Total Environment

RITZ, M. Emise těžkých kovů a polyaromatických uhlovodíků při spalování uhlí v průmyslových a malých topeništích

ŠUTA, M. UNEP pro ochranu klimatu: omezte emise sazí a prekurzorů ozónu

Předběžný termín obhajoby

2018/19 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Mgr. Marek Vach, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra vodního hospodářství a environmentálního modelování

Elektronicky schváleno dne 23. 11. 2018

doc. Ing. Martin Hanel, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 28. 11. 2018

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 27. 12. 2018

ZDE VYMĚNIT ZA VYTIŠTĚNÉ ZADÁNÍ Z UIS

Prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci na téma „Vliv automobilové dopravy na životní prostředí na bílinsku v okolí silnice číslo II/257 ve vztahu k depozici těžkých kovů“ jsem vypracoval samostatně a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce.

V Bílině 18.03.2019

.....

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval doc. Mgr. Marku Vachovi, Ph.D., vedoucímu mé diplomové práce, za poskytnuté rady, odborné vedení, zajištění laboratorního náčiní a laboratoře samotné a dále pak Ing. Tereze Dvořákové Březinové Ph.D. za výpomoc v laboratoři při stanovení obsahu těžkých kovů v jednotlivých vzorcích.

V Bílině 18.03.2019

.....

Vliv automobilové dopravy na životní prostředí na bílinsku v okolí silnice číslo II/257 ve vztahu k depozici těžkých kovů

Abstrakt:

Diplomová práce se zabývá vlivem automobilové dopravy na životní prostředí na bílinsku v okrese Teplice v okolí silnice II/257 ve vztahu k depozici těžkých kovů. Samotný vliv dopravy na životní prostředí je poté vyjádřen pomocí jednotlivě odebraných rostlinných vzorků třtiny křovištní, ze kterých byly extrahovány vybrané látky. Extrahované látky byly následně analyzovány v laboratoři pomocí AAS (atomová absorpční spektrometrie). Práce je zaměřena na šest prvků periodické tabulky, a to na zinek, měď, nikl, olovo, chrom a kadmium (Zn, Cu, Ni, Pb, Cr, Cd), jejichž koncentrace ve vzorcích slouží jako ukazatel míry znečištění v zájmových oblastech. Grafického znázornění výsledných koncentrací a zodpovězení základních otázek je docíleno pomocí vhodných statistických metod.

Klíčová slova:

Pozemní komunikace, Těžké kovy, Třtina křovištní, Prachové částice, Automobilová doprava, Znečištění, Depozice.

The impact of car traffic on the environment around road number II/257 in relation to the deposition of heavy metals

Abstract:

The thesis deals with the influence of car transport on the environment on the "bílinsko" in the district of Teplice near the road II/257 in relation to the deposition of heavy metals. The effect of transport on the environment is then expressed by means of individually sampled plant specimens from which the selected substances were extracted. Extracted substances were subsequently analyzed in the laboratory using AAS (atomic absorption spectrometry). The work is focused on six elements: zinc, copper, nickel, lead, chrome and cadmium (Zn, Cu, Ni, Pb, Cr, Cd), whose concentration in the samples serves as a measure of pollution in the interest areas. The graphical representation of the resulting concentrations and the answer to the basic questions is achieved using appropriate statistical methods.

Keywords:

Heavy metals, Reedgrass, Road, Dust particles, Automobile transport, Pollution, Deposition.

OBSAH

1	Úvod	11
2	Cíl a metodika práce	13
3	Silniční doprava a životní prostředí	14
4	Obecně k těžkým kovům	17
5	Toxicita těžkých kovů a jejich vliv na organismy	19
6	Těžké kovy z automobilové dopravy	22
6.1	Partikulární (prachové) částice – PM _x	23
6.2	Imisní limity a povolený počet jejich překročení za kal. rok.....	24
7	Vybrané těžké kovy	25
7.1	Zinek.....	25
7.2	Měď.....	25
7.3	Nikl.....	26
7.4	Olovo.....	27
7.5	Chrom.....	27
7.6	Kadmium.....	28
8	Metodika	30
8.1	Terénní část	30
8.1.1	Výběr lokality a odběr vzorků.....	30
8.1.2	Odběrový materiál.....	32
8.1.3	Příjem těžkých kovů rostlinou.....	33
8.1.4	Vliv těžkých kovů na rostliny.....	33
8.1.5	Fytoremediace.....	34
8.1.6	Fytoextrakce.....	34
8.2	Laboratorní analýza	36
8.2.1	Atomová absorpční spektrometrie obecně (AAS).....	36
8.2.1.1	Elektrotermická atomizace (ETA-AAS).....	36
8.2.1.2	Plamenová atomová absorpční spektrometrie (FA-AAS).....	38
8.2.2	Příprava vzorků.....	39
8.2.3	Laboratorní analýza vzorků.....	40

9	Výsledky	41
9.1	Vyjádření vlhkosti rostlinného materiálu.....	41
9.2	Přepočet na mg.kg ⁻¹	41
9.3	Statistická analýza rostlinných vzorků.....	43
10	Diskuse	46
11	Závěr	49
12	Seznam literatury a použitých zdrojů	51
13	Přílohy	58

Seznam použitých zkratk

AAS	atomová absorpční spektrometrie
č.	číslo
ČR	Česká republika
DNA	Deoxyribonukleová kyselina
ETA-AAS	elektrotermická atomizace
FA-AAS	plamenová atomová absorpční spektrometrie
obr.	obrázek
odst.	odstavec
OSN	Organizace spojených národů
PE	Polyethylen
PM _{0,1}	prachové částice menší než 0,1 μm
PM ₁	prachové částice menší než 1 μm
PM _{2,5}	prachové částice menší než 2,5 μm
PM ₁₀	prachové částice menší než 10 μm
Sb.	sbírka
tab.	tabulka
tzv.	tak zvaně
vs.	versus
zák.	zákon

1 Úvod

Otázka depozice těžkých či toxických kovů ve všech složkách životního prostředí je v současné době v globálním měřítku velmi diskutovaným tématem. Lidská činnost nejrůznějšího typu ovlivňuje bez rozdílu vlastnosti všech složek životního prostředí, a proto je důležité nad tímto tématem diskutovat, jakožto závěry těchto diskuzí přenášet do podvědomí nejenom odborné, ale také široké veřejnosti.

Emisní zdroje znečištění lze rozdělit podle řady kritérií. Podle původu se dělí na zdroje přirozené a antropogenní. Mezi přirozené zdroje patří např. sopečná či bakteriální činnost, prašné bouře apod., antropogenními zdroji rozumíme veškeré zdroje související s lidskou činností, tedy zejména spalování fosilních paliv, výroba a zpracování železa, metalurgie neželezných kovů, spalovny odpadu, výroba cementu, výroba skla, elektrolytická výroba chloru a louhu a konečně také doprava (použití olovnatých benzinů) (Braniš et Hůnová, 2009).

Rozsahová stránka této práce však neumožňuje věnovat se otázce znečištění prostředí v globálu, a proto je práce zaměřena na antropogenní emisní zdroje vznikající vlivem automobilové dopravy na životní prostředí ve vztahu k depozici těžkých kovů (zinek, měď, nikl, olovo, chrom a kadmium) zachycených na listech expanzních trav, v tomto případě třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), rostoucí v okolí silnice II. třídy, která je podle ustanovení § 5 odst. 2 písm. b) zákona č. 13/1997 Sb., o pozemních komunikacích, svou kategorizací určena primárně pro dopravu mezi okresy a svým umístěním se nachází v blízkosti ploch vhodných k produkci zemědělských plodin.

Těžké kovy představují vysoce potencionální zátěž všech složek životního prostředí. Termín těžké kovy je v oblasti ochrany životního prostředí používán pro skupinu kovů s hmotností prvku větší než 4 g/cm^3 . Dle dostupných znalostí jsou tyto prvky nebo jejich sloučeniny pro různé složky životního prostředí prokazatelně toxické, a to již ve stopových koncentracích. Nositelům těžkých kovů v ovzduší jsou částice atmosférického aerosolu (ČHMÚ, ©2019).

Vzorky třtiny křovištní byly odebrány na pěti místech v okrese Teplice, respektive v okolí silnice II. třídy s označením II/257, a to v úseku mezi obcemi Žichov (v blízkosti kamenolomu Měrunice) a Kozly (v blízkosti frekventované křižovatky).

Sledované lokality se mimo jiné nachází na území Českého středohoří v chráněné krajinné oblasti II. – IV. zóny a jsou vedeny jako zemědělský půdní fond.

Využitím vhodných terénních metod a následnou chemickou analýzou, jako je tomu i v této práci, byly získány kvalitní data, zaznamenávající stav znečištění podél sledovaných lokalit konkrétní komunikace. Grafického znázornění výsledných koncentrací a zodpovězení základních otázek bylo docíleno pomocí vhodných statistických metod.

2 Cíl a metodika práce

Diplomová práce pojednává o současném vlivu automobilové dopravy na životní prostředí z hlediska kontaminace těžkými kovy, které jsou do okolí silnic emitovány automobilovou dopravou. Samotná kontaminace byla zjištěna extrahováním látek z odebraných rostlinných vzorků, na jejichž prachové částice se těžké kovy váží. Pro získání hodnot množství partikulární hmoty byla v jednotlivých vzorcích provedena extrakce, která byla následně laboratorně, pomocí atomové absorpční spektrometrie vyhodnocena a výsledky byly znázorněny pomocí vhodných statistických metod.

V rámci terénních prací byl ve sledované lokalitě proveden sběr rostlinných vzorků (třtiny křovištní), kdy na těchto lze očekávat deponované prachové částice. Lokalita byla rozdělena do pěti odběrových míst, kdy u každého z těchto byly odebrány dva rostlinné vzorky. Jeden ze vzorků byl odebrán ve vzdálenosti cca 2 m a druhý cca 15 m, od pozemní komunikace. Sledovaná lokalita byla pro účely této práce dále rozdělena na další dvě ucelené lokality, a to na lokalitu č. 1 v blízkosti frekventované křižovatky u obce Kozly a na lokalitu č. 2 v bezprostřední blízkosti kamenolomu Měrunice. U odebraných rostlinných vzorků byl následně proveden oplach zředěným roztokem dvoumolární kyseliny dusičné ($2M HNO_3$). Následně byla provedena laboratorní analýza, výsledky byly vyhodnoceny a bylo provedeno grafické znázornění získaných dat ve vztahu ke koncentraci těžkých kovů pomocí vhodných statistických metod.

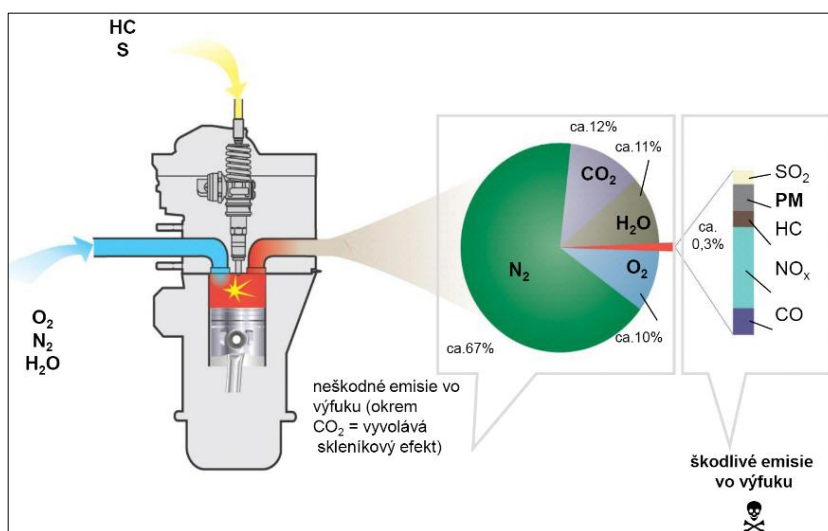
Cílem této diplomové práce bylo, na základě zjištěných dat, porovnat hodnoty depozice těžkých kovů mezi vzorky odebranými ve vzdálenosti cca 2 m a cca 15 m, od pozemní komunikace a porovnat hodnoty těžkých kovů mezi dvěma ucelenými lokalitami č. 1 a č. 2.

Práce lze využít jako jeden z možných zdrojů pro budoucí výzkum, zabývající se stavem znečištění automobilovou dopravou v této oblasti.

3 Silniční doprava a životní prostředí

Doprava v současné době zaujímá nezastupitelný význam ve všech zemích světa, a to nejen ve smyslu její dominantní funkce přepravy osob, ale také ve smyslu zásobování států statky průmyslové i zemědělské výroby či propojování jednotlivých zemí a kontinentů mezi sebou. Územní dělba práce, která je základním předpokladem obchodu a fungování globální ekonomiky, by bez dopravy nemohla prakticky existovat. Především silniční doprava se pak řadí k nejvýznamnějším formám přepravy, která má významný podíl nejen v rámci osobní přepravy, ale také v rámci nákladní dopravy. Podle dostupných informací činí podíl silniční dopravy v zemích Evropské unie okolo 65 % až 70 % (European Commission, ©2018).

Na druhé straně představuje silniční doprava významný zdroj znečištění životního prostředí, a to především ve větších městských aglomeracích díky vysoké hustotě automobilové dopravy. Silniční doprava generuje vysoké množství výfukových plynů, což jsou produkty vnitřního spalování paliva (pohonných hmot) ve spalovacích motorech (viz obr. č. 1). Tyto plyny (exhaláty) mají mimořádně nepříznivý vliv především na kvalitu ovzduší, kde jsou dlouhodobě považovány za hlavní zdroj imisní zátěže (Tošovská, 2010). Imise se mohou kumulovat v půdě, vodě či organismech. V praxi jsou imisemi například těžké kovy nebo jiné znečišťující látky, které se ukládají v životním prostředí, například podél komunikací nebo v potravním řetězci. V českém právu se za imise taktéž chápe i hluk, světlo, pach, ořesy a další podobné účinky. Emise těžkých kovů, jejich vázání na pevné částice a následná depozice je součástí chemických faktorů kvality ovzduší (Bartoňová et al., 2003).



Obr. č. 1: Složení výfukových plynů; Zdroj: LENĎÁK, P.: *Doprava a životné prostredie*

(Jedlička et al., 2018) uvádí, že hmotnostní jednotka exhalátů ze silniční dopravy je ve městech až 10-ti násobná ve srovnání s exhaláty vzniklými z jiných zdrojů, například z průmyslu či topení, a dokonce až 100 násobná oproti jiným exhalátům mimo městské aglomerace. Hlavními zplodinami z výfukových plynů jsou přitom oxid uhelnatý (CO), oxid uhličitý (CO₂), oxid siřičitý (SO₂), metan (CH₄), oxid dusný (N₂O) či oxidy dusíku (NO_x) a dále prašné částice (PM), které mají nejen negativní vliv na kvalitu ovzduší, ale představují také značná rizika pro zdraví osob a zvířat. Nutno je poznamenat, že některé výfukové plyny (především oxid uhličitý, metan a oxid dusný) přispívají také ke globálním klimatickým změnám, respektive ke globálnímu oteplování, které představuje značnou hrozbu v celosvětovém měřítku. Dalšími látkami, které jsou produktem automobilové dopravy, jsou například některé druhy nemetanových organických sloučenin, jako jsou fenoly a ketony, ale také pevné částice například dehet a saze, které jsou součástí zplodin především vznětových (dieselových) motorů. Programem OSN byly dehet a saze pocházející ze vznětových motorů označeny za významné exhaláty, které se zvýšenou měrou podílí na globálních klimatických změnách, neboť ovlivňují formování mraků a tím mění odrazivost sněhu a ledu v polárních oblastech (Šuta, 2012).

V neposlední řadě mohou být součástí výfukových plynů také některé platinové kovy, což souvisí s tím, že od 90. let minulého století musí všechny nově vyrobená vozidla v zemích Evropské unie obsahovat katalyzátor, který sice snižuje emisi škodlivin obsažených ve výfukových plynech, ale zároveň může během svého provozu vlivem namáhání vrstvy aluminia uvolňovat platinové kovy (chemicky i fyzicky). Množství emisí těchto kovů závisí především na stáří vozidla, resp. na stáří katalyzátoru, kdy u starších modelů dochází k mechanickému poškození přilnavosti katalytické vrstvy na nosiči, což vede k uvolňování částic platinových kovů (především se jedná o platinu, paladium a rhodium) do životního prostředí, které zhoršují nejen kvalitu ovzduší, ale koncentrují se také do půdy, prachu a rostlin v blízkosti silnic s vysokou hustotou dopravy (Ravinda et al., 2004).

Kromě vlastní silniční dopravy má vliv na životní prostředí také samotná výstavba a provoz dopravní infrastruktury, která souvisí s výstavbou silnic a dálnic, nebo odstavných ploch. V současnosti je v rámci Evropské unie uznáváno celkem pět primárních ekologických aspektů spojených se silniční infrastrukturou, a to bariérový efekt, ztráta destinací a jejich propojení, srážky vozidel se zvířaty, biokoridory a lokality podél komunikací, rušení a znečištění (Dufek et al., 2015).

Nutno je dodat, že výše uvedené aspekty jsou vzájemně provázány a mohou působit synergicky. Pokud jde o první aspekt v podobě bariérového efektu, pak ten souvisí s tím, že obecně dopravní komunikace představuje fyzickou překážku především pro populaci živočichů. Pro velké savce dopravní komunikace stěžuje jejich volný pohyb. Pokud komunikace dlouhodobě oddělují jednotlivé populace zvířat po několik generací, může docházet k jejich demografické či dokonce genetické proměně (Dufek et al., 2015).

Dalším negativním aspektem je ztráta lokalit a jejich propojování, kdy budování nových silnic a dálnic zpravidla vede k záboru zemědělské půdy a její přeměně v intenzivně narušované lokality. Přehrazení biokoridorů je dále posíleno pravidelným rušením (hlukem) a izolací a vede k ireverzibilním proměnám v distribuci jednotlivých druhů fauny v krajině. S tímto aspektem souvisí také střety živočichů s vozidly, kdy právě fragmentace lokalit je nejvýznamnějším faktorem, který zapříčiňuje většinu úmrtí živočichů (Dufek et al., 2015).

Dalším negativním aspektem jsou biokoridory a lokality podél komunikací jako jsou příkopy, odstavné plochy apod., které jsou například pravidelně chemicky ošetřovány, odplevelovány nebo odlesňovány tak, aby průjezd silnicí byl bezpečný. Na druhé straně tyto okraje silnic mohou sloužit jako koridory pro migraci volně žijících živočichů a mohou rovněž zvyšovat riziko jejich usmrcení.

Posledním doprovodným, avšak pro tuto práci velmi podstatným, aspektem je znečišťování životního prostředí fyzikálními změnami v dané lokalitě, resp. depozicí těžkých kovů. Výfukové plyny společně s posypovými solemi mohou znečišťovat pitnou vodu, poškozovat vegetaci, především pak jehličnaté lesy a měnit pH v půdě, což zvyšuje mobilitu těžkých kovů i dalších polutantů (Dufek et al., 2015).

4 Obecně k těžkým kovům

Obecně se do skupiny kovů řadí přibližně osmdesát prvků periodické soustavy (tabulky) prvků, z nichž přibližně třicet je klasifikováno jako toxické (těžké) kovy. V praxi bývají pojmy, jako jsou těžké kovy, toxické kovy a stopové prvky (*jedná se o tzv. mikroelementy, jakou jsou měď, zinek, železo či mangan, jejichž nepatrná či nízká koncentrace je nezbytná pro život organismů na zemi*) často zaměňovány, protože pro jejich determinaci se používá jedno základní kritérium, kterým je vyšší hustota (vyšší specifická hmotnost) přesahující 4 g/cm^3 . Nepřesnost tohoto kritéria pro určování těžkých kovů dokládá fakt, že některé těžké kovy např. selen či hliník mají nižší hustotu, a přesto se obecně řadí do skupiny těžkých kovů. Stejně tak toto základní kritérium pro určení těžkých kovů nerespektuje některé druhy organokovových sloučenin např. dimethylrtuť ($\text{C}_2\text{H}_6\text{Hg}$) nebo tetraethylolovo ($\text{C}_8\text{H}_{20}\text{Pb}$), které jsou součástí např. olovnatého benzínu jako těžké kovy (Víden, 2005).

Toxické kovy tedy představují takovou skupinu kovů, které při určitých koncentracích působí negativně na zdraví lidí i ostatní biotické složky ekosystémů. Ekotoxikologická terminologie preferuje v případě kovů, které jsou z pohledu biotiky nebezpečné, právě označení těžké kovy a do této skupiny řadí zejména železo, zinek, měď, mangan, cín, chrom, kadmium, olovo, rtuť, nikl (Zn, Mn, Sn, Cr, Cd, Pb, Hg, Ni) a dále polokovy jako jsou selen a arsen (Se, As) (Kafka et Punčochářová, 2002).

V životním prostředí se kovy zpravidla vyskytují jako ryzí nebo ve formě solí. V určitých koncentracích jsou také součástí zemské kůry. Sloučeniny kovů zahrnují všechna skupenství, tedy tuhé látky, kapaliny a plyny, které mohou dále tvořit aerosoly. V přírodě se kovy pohybují v geochemických a biologických cyklech, přičemž prostřednictvím biologických cyklů přecházejí do živých částí ekosystémů a do organismů. Migrační cykly kovů mohou mít jednak formu přírodní nebo mohou mít svůj antropogenní původ, tedy původ v lidské činnosti. Některé mikroorganismy, především půdní, umožňují vstup toxických kovů do komplexů s organickými látkami, které mohou být z hlediska toxicity nebezpečnější než původní forma kovu např. methylrtuť ($\text{C}_2\text{H}_6\text{Hg}$). Vzhledem k tomu, že v komparaci s látkami organických kovů, těžké kovy nikdy nedegradují, zvyšuje se nebezpečnost a závažnost přítomnosti těžkých kovů v životním prostředí (Kafka et Punčochářová, 2002).

V současnosti má většina těžkých kovů v životním prostředí především svůj antropogenní původ, tedy původ v lidské činnosti, což zahrnuje různá odvětví

průmyslu, ale také zemědělství. Průmysl a zemědělství mohou být zdroji jak lokálních, tak i celoplošných těžkých kovů. Především některé výrobní procesy zahrnují zvýšená rizika intoxikace kovy, jedná se především o odvětví metalurgie a slévárství (*zpracování rud zahrnujících jejich drcení nebo mletí, při kterém vzniká prach, dále tavení způsobující horečku z kovů nebo pražení, při kterém vznikají páry a dýmy kovů ohrožujících životní prostředí*) (Ritz, 2003). V případě výrobních procesů se nejčastěji do životního prostředí uvolňuje olovo, arsen, selen, kadmium, rtuť a nikl. Dalším zdrojem těžkých kovů je spalování fosilních paliv, odpadů a biomasy, kdy se do životního prostředí uvolňuje směs látek obsahujících sloučeniny olova, selenu, kadmia, rtuti, niklu, chromu, a to zpravidla v nadlimitních koncentracích (Kafka et Punčochářová, 2002).

Obdobným původcem kontaminace těžkými kovy může být zemědělství. Jedná se především o využívání průmyslových fosfátových hnojích, při jejichž aplikaci se do půdy dostává především kadmium nebo olovo a dále vlivem využívání pesticidů (herbicidy, insekticidy a fungicidy), jež se vyznačují nadměrným obsahem olova, arsenu, mědi, kadmia a rtuti. Dalšími zdroji kontaminace jsou také určité druhy ochranných nátěrů a roztoků používaných jako konzervační prostředky pro ochranu dřeva, činidla pro zpracování kůže nebo rtuť, která se používá v elektrochemických procesech nebo v lékařství (Kafka et Punčochářová, 2002).

5 Toxicita těžkých kovů a jejich vliv na organismy

Ionty těžkých kovů jsou schopny poměrně snadno vstupovat do všech živých organismů. V případě člověka zpravidla vstupují dýchacím a trávicím ústrojím a dále kůží. V případě teratogenních a embryotoxických látek i placentou. Ionty těžkých kovů jsou do těla vstřebávány postupně a pronikají do krve, čímž jsou transportovány na různá cílová místa v organismu. Při transportu je kov v některých případech již přímo obsažen v červených krvinkách, zpravidla v podobě specifických bílkovin krevní plazmy (např. α -2 makroglobulinu nebo v podobě β -2 mikroglobulinu). Jako cílová místa jsou označovány orgány, ve kterých je kov ukládán. Ovlivnění některých cílových orgánů nejvýznamnějšími a nejrozšířenějšími těžkými kovy patrné z tab. č. 1.

Ovlivnění cílových orgánů jednotlivými těžkými kovy	
Druh těžkého kovu	Cílový orgán
Olovo	dlouhé kosti, mozek, játra, ledviny a placenta
Arsen	centrální nervový systém, kůže a vlasy
Kadmium	ledviny, játra a varlata
Rtuť	mozek, játra, ledviny, imunitní systém
Chrom	plíce, játra, ledviny, pohlavní orgány a kůže
Nikl	plíce, srdce, imunitní systém a kůže

Tab. č. 1: Ovlivnění cílových orgánů jednotlivými těžkými kovy; Zdroj: Kařka, Punčochářová, 2002; vlastní zpracování

Nejvíce citliví k toxicitě těžkých kovů jsou především děti, kdy jejich rychlý růst buněk a jejich dělení v dětském organismu představuje při zvýšené xenobiotické zátěži riziko genotoxických efektů. Poškození organismu ionty těžkých kovů je přímo úměrné době přítomnosti kovů v organismu. Právě z těchto důvodů se pro každý kov stanovuje hodnota jeho tzv. biologického poločasu. V praxi se jedná o dobu, za kterou je tělo schopno vyloučit přibližně jednu polovinu nashromážděné toxické látky. Hodnoty biologických poločasů se pro jednotlivé kovy značně liší. Např. v případě arsenu, chromu či kobaltu se jedná o hodiny až dny, v případě rtuti několik dnů, zatímco u kadmia a olova se jedná o cca 20 až 30 let. V praxi je také biologický poločas vyloučení kovů z organismu ovlivněn formou, v jaké se kov v organismu

vyskytuje. Příkladem mohou být alkylsloučeniny, jako je metylrtuť nebo tetraethylolovo, které mají lipofilní charakter, a proto se v ochranných myelinových vrstvách nervových buněk rozpouštějí mnohem pomaleji než např. anorganické soli těchto kovů. Dále má na biologický poločas vylučování kovů z organismu svůj podstatný vliv také stravování. Obecně např. vyšší konzumace mléka a mléčných výrobků absorpci některých kovů zvyšuje. Také konzumace alkoholu nebo kouření podporuje lepší vstřebávání kovů v organismu a významně prodlužuje poločas vyloučení kovů z organismu (Kafka et Punčochářová, 2002). Svůj vliv na vstřebávání kovů má také zakyselení organismu, nízký přísun pitné vody a oslabená úroveň střevní mikroflóry (Spektrum zdraví, 2016).

Pokud jde o toxicitu těžkých kovů, pak se jedná o relativně širokou škálu negativních účinků, které těžké kovy na jakýkoliv živý organismus mají. Těžké kovy mohou být příčinou dýchacích i zažívacích problémů, protože poškozují především zažívací a dýchací systém, ale také mohou podle svého druhu poškozovat jiný orgán (viz tab. č. 1). V praxi mohou být těžké kovy také spouštěcím faktorem rakovinotvorných procesů, protože mimořádně nepříznivě působí především na některé biochemické procesy např. enzymatické reakce, čímž poškozují některé buněčné membrány a orgány (viz dále). Dále je přítomnost těžkých kovů v organismu spojována s různými formami alergických a autoimunitních reakcí organismu. Některé druhy kovů, které se usazují především v kostech a cévách mohou způsobovat také poruchy krve tvorby (Spektrum zdraví, 2016).

(Kafka et Punčochářová, 2002) stanovují, že míra toxicity těžkých kovů a s tím spojený negativní vliv na živý organismus je primárně determinován délkou biologického poločasu daného kovu, tedy jak dlouho je kov přítomen v organismu. Toxicita těžkých kovů je také dána dalšími faktory, jako jsou např. chemická forma iontu, oxidační stav kovu nebo tvarová podobnost molekuly nebo částic obsahujících kov s molekulou látky, která je pro buňku potřebná. Kovy v lidském organismu vytvářejí tzv. elektrofilní kationty, které zhoršují enzymatické funkce organismu. Kationty těžkých kovů jsou schopny se také navazovat na karboxylové skupiny prvků a aminokyseliny, čímž mohou působit na změnu DNA. Velmi nebezpečná je také schopnost těžkých kovů se akumulovat v různých tělních tkáních. Dlouhá retence těchto xenobiotik nastává především při akumulaci kovů v kostech, která je typická např. pro ionty olova nebo kadmia, které mohou vytlačovat stopové prvky a minerály v kostních tkáních a tím způsobovat např. řídnutí kostí (osteoporózu), úbytek zubní skloviny, potíže s klouby či narušovat pevnost cévních stěn (Spektrum zdraví, 2016).

Velký rozdíl v toxicitě existuje také mezi anorganickými a organickými sloučeninami kovů, a to jak v kvalitě, tak i v intenzitě působení. Organokovové sloučeniny, které na místo atomu uhlíku vážou atom některého kovu, se obecně řadí k nejtoxičtějším látkám, protože jsou lipofilní a procházejí snadno přes buněčné brány, díky čemuž mohou způsobovat akutní nebo chronickou otravu organismu.

Akutní formy otravy sloučeninami kovů nebo samotnými kovy zahrnují především trvalé poškození plic, např. plicní fibrózy po nadýchání kovového prachu, dále různé formy kožních onemocnění např. dermatitidy, lupenka, atopický ekzém a další kožní problémy, které jsou zpravidla způsobeny ionty chromu a niklu. K dalším formám akutní otravy se řadí poruchy zažívacího ústrojí, svalové křeče, potíže se štítnou žlázou, psychické potíže i deprese. Působení těžkých kovů může být také příčinou migrén a hormonálních problémů organismu (Spektrum zdraví, 2016).

Chronické formy otravy těžkými kovy pak zahrnují těžké poškození organismu a jsou primárně způsobeny právě akumulací schopnostmi kovů. Jedním z nejzávažnějších chronických účinků těžkých kovů je jejich karcinogenita. Karcinogenní účinky jsou dokonce v některých případech považovány za rozhodující faktor pro jejich řazení mezi těžké kovy. Vhodné je též doplnit, že ve většině případů kationty kovu přímo nevyvolávají karcinogenní proces, ale často působí jako promotory (spolupůsobící faktory) společně s dalšími procesy v organismu (Kafka et Punčochářová, 2002).

6 Těžké kovy z automobilové dopravy

Automobilová doprava je považována za jednoho z nejvýznamnějších producentů těžkých kovů. Těžké kovy se do prostředí dostávají prostřednictvím výfukových plynů (spalováním pohonných hmot) a opotřebením povrchu, např. pístních kroužků, vložek válců, ventilů nebo ložisek, kdy při tomto procesu se uvolňují prachové částice, nemetanové těkavé organické sloučeniny a těžké kovy. Velký problém představuje též opotřebením pneumatik a brzdových destiček (Duong et Lee, 2011). Pneumatiky obsahují převážně zinek, který se využívá ve formě oxidu zinečnatého (ZnO) během procesu vulkanizace. Naproti tomu brzdové destičky zase obsahují vysoké procento mědi (Adachi et Tainosho, 2004).

Partikulární hmota (prachové částice) představuje směs suspendovaných částic ve vzduchu o nejrůznější velikosti s nejrůznějším chemickým složením. Při nedokonalém spalování fosilních paliv včetně biopaliv se uvolňuje především oxid uhelnatý, jehož emise se však v souvislosti se zavedením katalyzátorů výrazně snížila.

Dalšími prachovými částicemi, které vznikají v souvislosti s výfukovými plyny, se řadí oxid dusnatý, oxid dusičitý, oxid siřičitý apod. Pokud jde o nemetanové těkavé organické sloučeniny, pak se jedná o hlavní zdroj pro vznik přízemního ozónu. Jedná se především o benzen, který se používá jako aditivum v benzínu. Tato sloučenina je však nebezpečná pro lidské zdraví. Odhaduje se, že až 85 % emisí benzenu v Evropě pochází právě z automobilové dopravy (Ministerstvo životního prostředí, ©2013).

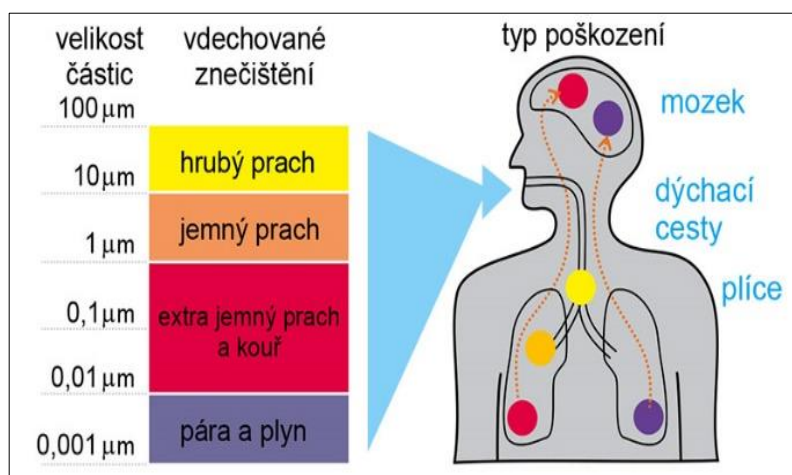
Všechny analyzované těžké kovy, které vznikají v rámci automobilové dopravy, jsou výsledkem spalování pohonných hmot, jež se dostanou do ovzduší ve formě emisí výfukových plynů z automobilů a mohou se tak šířit daleko od místa původního zdroje znečištění.

Jak již uvedeno výše k uvolňování především olova, kadmia, mědi a zinku často také dochází obroušením pneumatik a brzdového obložení. Přestože některé zmíněné těžké kovy např. kadmium a olovo se řadí do skupiny vysoce toxických a pro životní prostředí včetně člověka závažných nebezpečných kovů, není možné opomíjet svůj význam i ostatních determinovaných kovů, které byť jsou v malých koncentracích pro přírodu i člověka životně důležité, vysoké dávky mají negativní důsledky a mohou způsobovat závažné poškození zdraví i životního prostředí.

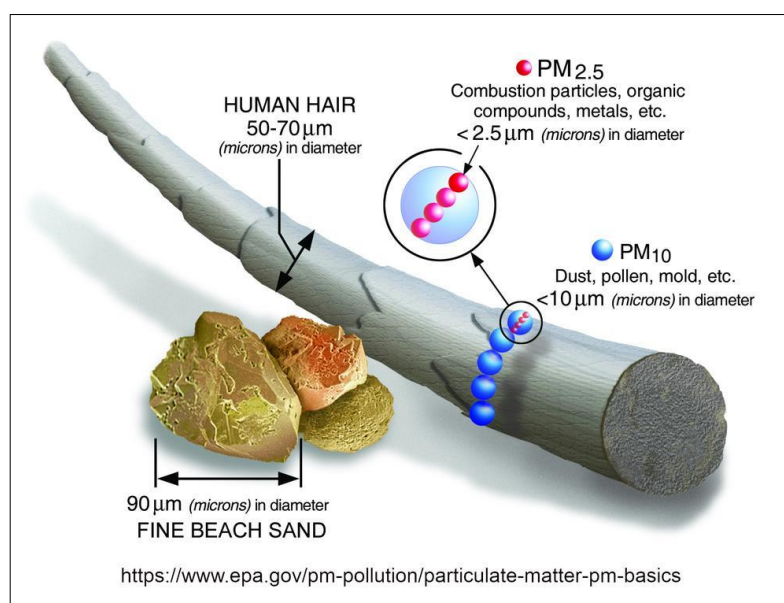
6.1 Partikulární (prachové) částice – PM_x

Zkratkou „PM_x“, pocházející z anglického „Particulate Matter“, jsou označovány partikulární částice. Tyto se vyskytují všude kolem nás a jejich skupenství může být pevné, kapalné či kombinace těchto dvou. PM_x jsou drobné částice menší než „x“ μm a váží se na ně těžké kovy či jiné látky (Hemerka et Vybíral, 2010). Partikulární částice dělíme na PM_{0,1}; PM₁; PM_{2,5} a PM₁₀, kdy číselný index odpovídá částicím menším, než je jeho hodnota (hodnota indexu se uvádí v μm).

Rozptýlené prachové částice negativně ovlivňují zdraví osob, zvířat a ostatních organismů. Pozorováním bylo zjištěno, že nejčastěji je ohrožen kardiovaskulární a plicní systém. Na obrázku č. 2 je zobrazen vliv velikosti částic na lidský organismus.



Obr. č. 2: Vliv velikosti částic na lidský organismus; Zdroj: <http://www.lt.cz>



Obr. č. 3: Velikost částic; Zdroj: <http://www.epa.gov>

6.2 Imisní limity a povolený počet jejich překročení za kalendářní rok

Imisní limity a povolený počet jejich překročení za kalendářní rok dle přílohy č. 1 k zákonu č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší			
Znečišťující látka	Doba průměrování	Imisní limit	Maximální počet překročení
Oxid siřičitý	1 hod	350 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	24
Oxid siřičitý	24 hod	125 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	3
Oxid dusičitý	1 hod	200 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	18
Oxid dusičitý	1 kalendářní rok	40 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	0
Oxid uhelnatý	Maximální denní osmihodinový průměr	10 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	0
Benzen	1 kalendářní rok	5 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	0
Částice PM ₁₀	24 hod	50 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	35
Částice PM ₁₀	1 kalendářní rok	40 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	0
Částice PM ₁₀	1 kalendářní rok	25 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	0
Olovo	1 kalendářní rok	0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	0

Tab. č. 2: Imisní limity a povolený počet jejich překročení za kalendářní rok; Zdroj: Sběrka zákonů; vlastní zpracování

7 Vybrané těžké kovy

7.1 Zinek

Pokud jde o těžké kovy, které generuje automobilová doprava, pak se především jedná o zinek (Zn), který představuje relativně měkký kov namodralé barvy tvořící s ostatními kovy průmyslově využitelnou slitinu. Hojně je zinek využíván především s mědí (mosaz) či s mědí a cínem (bronz). V minulosti byly dithiokarbamáty zinku využívány při odvykací protialkoholní léčbě (antabus), avšak v současnosti se od používání těchto preparátů upouští z důvodů jeho podezření na karcinogenitu.

Zinek se stejně jako měď či nikl řadí do skupiny esenciálních prvků, tj. určitá koncentrace tohoto prvku je nezbytná pro zvířata, rostliny i člověka. V organismech je součástí více než 20 metaloenzymů a dalších 10 enzymů potřebuje zinek pro svou činnost. Hraje také významnou roli v metabolismu bílkovin a nukleových kyselin. Absence či nedostatek zinku je závažný především pro děti, např. u chlapců může způsobit poruchy dospívání. Nedostatek zinku bývá u lidí také příčinou kožních problémů či problémů s imunitním systémem. Stejně tak riziková je vysoká koncentrace zinku především exhalace par oxidu zinečnatého (Kafka et Punčochářová, 2002). Přírodním zdrojem zinku je zemská kůra, ve které představuje 24. nejčastější prvek. Do životního prostředí se pak zinek nejčastěji dostává vlivem důlní činnosti, čištění zinku, olova a kadmia, dále v důsledku výroby oceli, včetně spalování fosilních paliv a odpadů.

7.2 Měď

Dalším těžkým kovem je měď (Cu), která patří mezi měkké a tažné kovy s výbornou elektrickou i tepelnou vodivostí, a která nachází své uplatnění především při výrobě elektrovodičů. Své využití nachází také v automobilovém průmyslu při výrobě kontrolních signálů a senzorů tlaku, rychlosti, teploty, odlehčení dílů motoru, převodovek, karoserie, napájení vozidel elektrickou energií, přenos dat apod. Odhaduje se, že celkové množství použité mědi při výrobě malého osobního vozidla se pohybuje okolo 15 kg, v případě luxusních vozidel až 28 kg (Evropský institut mědi, ©2018).

V malých dávkách (cca 1-2 mg) je měď nezbytnou složkou enzymatických řetězců především vyšších rostlin a některých živočichů, stejně tak je nezbytná pro správný růst kostí a dalších tkání člověka, a to z toho důvodu, že je nezbytným prvkem pro metabolismus železa v lidském organismu a jeho nedostatek může být

příčinou zhoršené syntézy hemoglobinu a anémie. Právě z těchto důvodů se měď řadí k esenciálním prvkům. V nadměrném množství je však měď vysoce toxická a může vést k závažným komplikacím, ale na rozdíl od kadmia nebyla prokázána jeho karcinogenita. Nadměrné množství mědi v lidském organismu může vyvolat anémii, poškození ledvin a jater, oční rohovky, zažívací problémy apod. Soubor zdravotních problémů souvisejících s chronickou akumulací mědi v játrech, ledvinách, mozku a oční rohovce je v medicíně označován jako Wilsonova nemoc, kdy dochází k poškození daných orgánů a jejich postupné nedostatečnosti (Kafka et Punčochářová, 2002).

Charakteristickým rysem mědi její přirozenost v životním prostředí. Zpravidla se vyskytuje ve formě sulfidů např. chalkopyrit, chalkosin apod. Zvýšené množství mědi se do životního prostředí dostává především díky metalurgickému a hornickému průmyslu, dále také spalování fosilních paliv, kdy významným producentem mědi je také silniční doprava, která produkuje měděný prach, který může způsobovat podráždění nosu a očí, bolesti hlavy. Vdechování prachu s obsahem mědi způsobuje onemocnění podobné chřipce (Arnika 2018a).

7.3 Nikl

Pokud jde o další těžký kov, jehož producentem je mimo jiné automobilová doprava, pak se jedná o nikl (Ni), který představuje stříbrošedý, tvrdý, ale kujný kov. Nikl představuje příznivý vodič elektrického proudu, který odolává podobně jako zinek korozi. Obdobně jako měď je také nikl v malém množství nezbytný pro rostliny a živočichy.

V přírodě je nikl obsažen v zemském vnitřním a vnějším jádře. Přirozeným zdrojem niklu je pak vulkanická činnost, požáry, půdní eroze a odpařování z mořské vody. Antropogenním zdrojem niklu je především důlní činnost, odvětví metalurgie, spalování fosilních paliv a odpadů a automobilová doprava. Nikl může být součástí výfukových plynů v podobě tzv. síranu nikelnatého, který je do ovzduší emitován ve formě polétavého popílku společně s dalšími těžkými kovy, především s mědí. Obdobně jako měď je také nikl především ve vyšších koncentracích toxický, ale na rozdíl od kadmia nebyla prokázána, jako karcinogenita pro lidský organismus tzn., že u lidí se mohou projevovat různé formy kožních alergií (dermatitidy), astma apod. Niklový prach může způsobit také podráždění očí, nosu a krku a žaludeční problémy (Arnika 2018b).

7.4 Olovo

Dalším těžkým kovem je olovo (Pb), které představuje měkký, stříbrošedý kov s velkou odolností proti korozi. Jedná se zároveň o velmi kujný kov s vysokou hustotou (11,34 kg/m³). Olovo se řadí mezi nejtěžší neradioaktivní prvky, které je schopné tvořit organické sloučeniny. Podobně jako např. rtuť tak i olovo je nejdéle známým a hojně využívaným těžkým kovem. Jeho hlavní uplatnění se nachází především v olověných akumulátorech, v ochranných slitinách, pájkových slitinách apod. Např. až do roku 1950 se olověné pájky používaly jako svářecí materiál v automobilovém průmyslu. Až do nedávna bylo olovo ve formě organické sloučeniny (tetraethylolov) přidáváno do benzínu jako antidetonační přísada, která umožňovala zpomalit proces hoření benzínu a zároveň zvyšovala oktanové číslo paliva (Integrovaný registr znečištění, ©2018). Vzhledem k jeho prokázané toxicitě se v posledních letech prosazuje trend spočívající ve snižování využívání olova a jeho slitin. Od roku 1999 je např. zakázán prodej olovnatého benzínu v rámci Evropské unie (v ČR tento zákaz začal platit od 1. ledna 2000).

Od roku 2004 je také Mezinárodní agenturou pro výzkum rakoviny olovo řazeno do skupiny pravděpodobně karcinogenních látek pro lidský organismus. Olovo totiž prokazatelně u lidí ovlivňuje krvetvorný a nervový systém, ledviny, imunitní systém, trávicí systém a také reprodukční systém. Při vyšší koncentraci se hromadí v kostech, játrech a ledvinách. Epidemiologické průzkumy u dětí prokázaly také poruchu chování (hyperaktivitu) (Arnika 2018c).

7.5 Chrom

Dalším těžkým kovem, kterému se tato práce věnuje je chrom (Cr). Jedná se o přírodě vlastní přirozeně se vyskytující, lesklý, světlý a mimořádně tvrdý, ale křehký kov. Hlavní podíl získaného chromu je využíván v metalurgickém průmyslu při výrobě legovaných ocelí a jiných slitin. Slabá vrstva chromu ochraňuje povrch kovových věcí před korozi, přidává na jejich tvrdosti a přispívá také žáruvzdornosti.

Jak už bylo výše nastíněno, nejpodstatnějším zdrojem „antropogenních“ emisí chromu je chemický, hutnický a další průmysl zpracovávající chrom (koželužny, textilky, strojírný, slévárny, keramické závody nebo sklárny). Mezi nejpodstatnější emisí chromu dále patří spalování fosilních paliv (ať už dopravou či elektrárnami nebo spalovnami). V atmosféře je chrom součástí pevných částic, kdy do několika dnů sestupuje k zemi. V půdě je chrom pevně vázán, někdy však může prosakovat do

podpovrchových vod, kde je rozpuštěno jen mizivé množství, neboť většina chromu sedimentuje.

Účinky chromu na organismus jsou závislé na mocenství, ve kterém se do organismu dostane. Trojmocný chrom (Cr^{III}) je považován v malém množství za nezbytnou součást každodenní potravy. Oproti tomu šestimocný chrom (Cr^{VI}) je klasifikován jako lidskému organismu nebezpečný kov. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny označila Cr^{VI} jako lidský karcinogen 1. kategorie. Při pravidelném vdechování Cr^{VI} může dojít k podráždění horních cest dýchacích, kožní kontakt může zapříčinit poleptání nebo vznik vředů, spolknutí může mít následky poškození trubice trávicí soustavy, taktéž je popsán negativní vliv na vnitřní orgány (játra a ledviny) a na imunitní systém. Při dlouhodobém vystavení organismu Cr^{VI} dochází k rozvoji nádorů horních cest dýchacích a nádorů plic (Arnika 2018d).

7.6 Kadmium

Posledním významným těžkým kovem, jehož producentem je automobilová doprava je kadmium (Cd), které bylo objeveno v roce 1817 jako nečistota v minerálu Smithsonitu (ZnCO_3). Jedná se o měkký, bílý a tažný kov, který je velmi odolný proti korozi a svými vlastnostmi je podobný zinku. Ve své historii prošel celou řadou využití např. ve farmaceutickém průmyslu, dále jako protikorozi ochrana železných konstrukcí, červený a žlutý pigment barev a nátěrů, stabilizátor plastických hmot i jako součást Ni-Cd baterií/akumulátorů. V posledních letech dochází k regulaci jeho využívání z důvodů jeho vysokých toxických účinků na životní prostředí i člověka.

Hlavními zdroji kadmia je automobilová doprava (spalování pohonných hmot), ale také odvětví těžby a dobývání nerostných surovin, metalurgie, zemědělství a spalování odpadů a fosilních paliv. Vzhledem k tomu, že přirozený výskyt kadmia v přírodě je vzácný, je jeho hlavním producentem člověk. V případě spalování pohonných hmot, fosilních paliv a odpadů se uvolňuje do ovzduší, které kontaminuje. Kadmium vázané v prašném aerosolu se může přesouvat do velkých vzdáleností, než dopadne zpět na zemský povrch v prachu, dešti nebo sněhu. Příznačným rysem kadmia je, že se nerozkládá, ale vstupuje do různých sloučenin, např. část kadmia se uloží v půdě, sedimentech půdy, ve vodě, a tím se může snadno akumulovat do rostlin, ryb či živočichů a tím se snadno může dostat do potravního řetězce člověka. Člověk je také vystaven riziku vdechnutí kadmia společně s prachem nebo jeho pozřením potravin, které kadmium obsahují. V lidském těle se kadmium hromadí především v ledvinách a játrech, přičemž i příjem kadmia ve velmi malých dávkách může vést až k selhání ledvin (Arnika 2018e).

Nejdůležitější zdroje kontaminace životního prostředí rizikovými prvky	
Rizikový prvek	Zdroj kontaminace
Zinek	galvanizace, pigmenty do barev a keramických glazur, slitiny (mosaz, bronz), zemědělství, komunální odpad, kouření
Měď	elektrotechnický materiál, slitiny (mosaz, bronz), komunální odpad, chemický průmysl, fungicidy, měděné dráty a plechy
Nikl	úpravny rud, hutě, rafinerie, baterie, pokovování, slitiny, kosmetické přípravky (šampony, laky na vlasy), kouření
Olovo	úpravny rud, rafinerie, chemický průmysl, akumulátory, plechy, trubky, pájka (kovové obaly), pigmenty do barev, olovnaté sklo, přípravky do glazur, hnojiva, insekticidy, spalování fosilních paliv, olovnatý benzin
Kadmium	doprovodný kov v zinkových a olovných rudách, fosforečná hnojiva, pigmenty pro barvy a plasty, baterie, spalování fosilních paliv, kouření
Arsen	zpracování rud, aditiva do skla, hnojiva, insekticidy, kouření, léčiva pro veterinární medicínu, ochranné prostředky na dřevo
Rtuť	zpracování rud, herbicidy, fungicidy, elektrochemie, katalytické procesy, baterie, lékařství (teploměry, zubní amalgamy), spalování fosilních paliv
Chrómový	chemický průmysl, pigmenty do barev, ochranné prostředky na dřevo, zpracování kůže, výroba cementu, pokovování, slitiny, spalování fosilních paliv

Tab. č. 3: Nejdůležitější zdroje kontaminace životního prostředí rizikovými prvky;
Zdroj: Kafka, Punčochářová, 2002; vlastní zpracování

8 Metodika

8.1 Terénní část

8.1.1 Výběr lokality a odběr vzorků

Pro odběr potřebných vzorků bylo vytipováno pět vhodných míst v okrese Teplice, respektive v okolí silnice II. třídy s označením II/257, a to v úseku mezi obcemi Žichov (v blízkosti kamenolomu Měrunice) a Kozly (v blízkosti frekventované křižovatky), viz obr. č. 4. V každém z pěti míst byly odebrány celkem dva rostlinné vzorky, kdy vždy jeden z těchto vzorků byl odebrán cca 2 m a druhý vzorek cca 15 m, od krajnice pozemní komunikace.

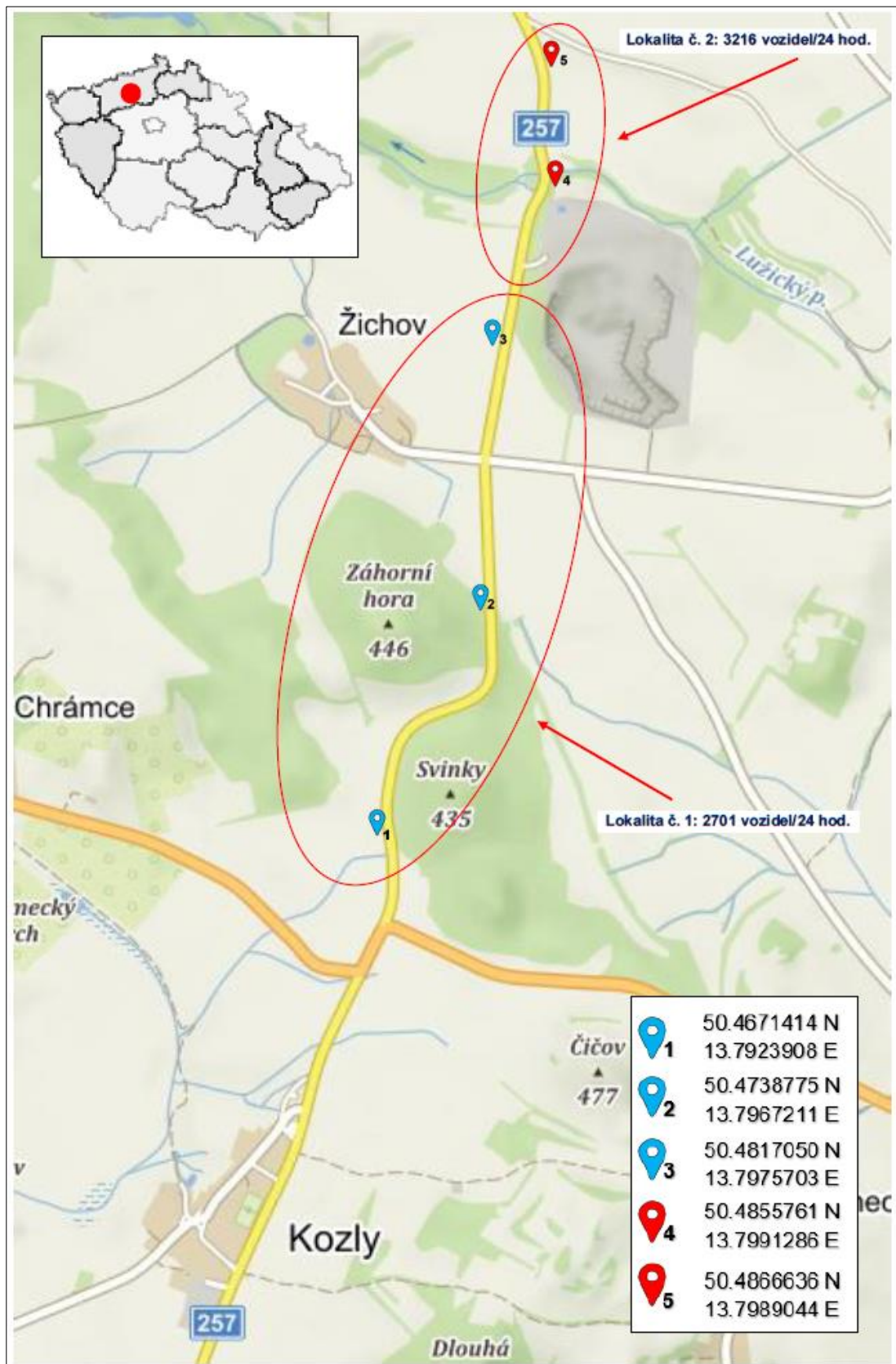
Vytipovaná místa se mimo jiné nachází na území Českého středohoří, v chráněné krajinné oblasti II. – IV. zóny a jsou vedeny jako zemědělský půdní fond. Průměrné roční teploty se v oblasti Českého středohoří pohybují v rozmezí 5 – 9 °C a průměrné roční úhrny srážek v rozmezí 470 – 800 mm (AOPK ČR, ©2019).

Samotný odběr vzorků probíhal v druhé polovině měsíce srpna v odpoledních hodinách, a to z toho důvodu, aby byly vzorky zbaveny ranní rosy. Průměrná denní teplota se pohybovala v rozmezí od 27 – 30 °C. Odběr byl naplánován na období bez dešťů tak, aby mohly být z odběrového materiálu sejmuty vzorky těžkých kovů.

Vytipovaná místa se nachází v místě s vysoce frekventovanou dopravou, kdy roční průměr denní intenzity dopravy, jak dokládá tab. č. 4, se dle posledního celorepublikového sčítání dopravy, které v roce 2016 provedlo Ředitelství silnic a dálnic ČR, v lokalitě č. 1 rovná hodnotě 3216 a v lokalitě č. 2 hodnotě 2701, projíždějících vozidel za dobu 24 hodin.

Sčítání dopravy 2016 Roční průměr denní intenzity dopravy		
Druh vozidla	Lokalita č. 1 [vozidel/24hod.]	Lokalita č. 2 [vozidel/24 hod.]
Těžká motorová vozidla	557	541
Osobní a dodávková vozidla	2131	2649
Jednostopá motorová vozidla	13	26
Součet všech vozidel	2701	3216

Tab. č. 4: Roční průměr denní intenzity dopravy;
Zdroj: scitani2016.rsd.cz; vlastní zpracování



Obr. č. 4: Lokality odběrných míst;
Zdroj: mapy.cz; vlastní zpracování

8.1.2 Odběrový materiál (Třtina křovištní)

Pro stanovení množství těžkých kovů byla pro tuto práci vybrána, v okolí silnic, hojně rostoucí třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), viz obr. č. 5 a 6, která je pro své morfologické a anatomické vlastnosti vhodná pro stanovení množství povrchové depozice těžkých kovů, a to především z důvodu přítomnosti vysokého počtu štětín, které dokáží zachytit prachové částice na svém povrchu. Těžké kovy se taktéž mohou usazovat na celé rostlině (Bradáčová, 2013).

Třtina křovištní je vytrvalým klonálním druhem vytvářejícím dlouhé podzemní výběžky. Vzrůstem je tato tráva velmi mohutná, plodná stébla jsou vysoká cca 60 až 150 cm a listová čepel je široká cca 5 až 12 mm (Regal et Šindelářová, 1970), někdy je uváděna výška až 200 cm a šířka čepele 20 mm (Rebele et Lehmann, 2001). Čepele, listové pochvy, stébla i větévky květenství jsou poměrně tuhé a drsné. Lata je přímá a velmi hustá. Třtina křovištní původem pochází z Euroasie, kde je velmi hojně rozšířena. Ve střední Evropě je tento druh taktéž velmi hojně zastoupen, kdy se vyskytuje především v Německu, Polsku, Maďarsku, Slovensku a v Česku. Ačkoliv je druh původní, roste téměř výhradně na synantropních stanovištích (Rebele et Lehmann, 2001). Jedná se o nenáročný, výrazně expanzivní druh trávy, který roste především na ruderalních stanovištích, loukách a pasekách.



Obr. č. 5: Třtina křovištní;
Zdroj: www.botanickafotogalerie.cz



Obr. č. 6: Třtina křovištní;
Zdroj: www.botanickafotogalerie.cz

8.1.3 Příjem těžkých kovů rostlinou

Rostliny přijímají těžké kovy, stejným způsobem jako živiny, převážně tedy z půdy za pomoci svých kořenů. K příjmu kovů však může docházet i ostatními částmi rostliny, např. listy z atmosféry. Jak uvádí (Schwartz et. al., 2001), příjem kovů rostlinami není lineární v závislosti na celkovém obsahu kovu v půdě, avšak na jeho přístupnosti. V půdě se těžké kovy vyskytují převážně ve formě volných iontů kovů, iontů kovů specificky absorbovaných na anorganické složky půdy rozpustných půdních komplexů, nerozpustných sloučenin, sraženin a křemičitých materiálů (Macková et al., 2006).

Všeobecně platí, že největší procento těžkých kovů rostlina akumuluje především ve svých kořenech. Mnohem menší množství kovů je dále transportováno do nadzemní části rostliny, nejnižší koncentrace se poté vyskytují v rozmnožovacích orgánech. Odlišná schopnost akumulace kovů se vyskytuje mezi různými druhy rostlin (Tlustoš et al., 2007). Velký vliv na tuto schopnost má bezpochyby taktéž morfologie kořene, neboť rostliny s velkým počtem tenkých kořenů mohou přijímat (akumulovat) mnohem větší množství toxických kovů než rostliny se silnými kořeny.

8.1.4 Vliv těžkých kovů na rostliny

Působení těžkých kovů na rostliny není často jednotné, ale kovy mají vliv současně v různých kombinacích s dalšími prvky. Prokázána je například interakce kadmia a zinku, kdy k této dochází díky jejich chemické podobnosti.

Vysoké koncentrace kovů mohou způsobovat inhibici dlouhivého růstu (*zpomalení procesu, při kterém rostlina vynakládá veškeré své síly na to, aby se dostala na světlo*), poruchu tvorby semen nebo poničení kořenů.

Kořeny rostlin velmi snadno přijímají ionty těžkých kovů, a to z toho důvodu, že schopnost transportních proteinů není na tolik dostatečná pro jejich rozlišení od prvků, které jsou nepostradatelné pro život rostliny. Po přijmutí kovů rostlinou, vstupují tyto do buněk, kde inaktivují některé redoxní systémy a enzymy. Tímto způsobují inhibici dlouhivého růstu buněk, kdy tato se projevuje především zpomalením růstu primárního kořene a je jedním z prvních symptomů toxického působení těžkých kovů na rostliny (Gloser 2009). V neposlední řadě taktéž dochází k poškození a zpomalení růstu kořenů, snížení fotosyntetické funkce, poškození listů, pomalému růstu a oslabení buněk (Ryser et Emerson, 2007; Shi et al., 2009).

8.1.5 Fytoremediace

Fytoremediace je „in situ“ proces („proces na místě“), využívající zelených rostlin k ustálení, akumulaci a odstranění nebezpečných polutantů z vody, půdy, sedimentů a kalů. K extrakci těžkých kovů se využívají rychlerostoucí druhy rostlin, jimiž jsou např. trávy, topoly, jívky, osiky nebo vrby (v globálním měřítku již bylo objeveno cca 400 druhů), kdy tyto produkují velkou biomasu a tím v ní mohou akumulovat velmi vysoké procento polutantů (těžkých kovů), které jsou pro jinou vegetaci toxické (Kučerová et al., 1999).

Metoda fytoremediace je vhodná nejen k samotnému čištění půdy, ale taktéž k prevenci, která je důležitá například v blízkosti komunikací. Například vrby umí z půdy absorbovat mimořádně vysoké množství těžkých kovů jako je kadmium, zinek nebo olovo (Macková et al. 2006).

„Dosavadní výzkum ukázal, že také jívka vykázala vysokou jímavost škodlivin, např. 116 mg kadmia a 439 mg olova, osika až 3668 mg zinku.“ (Agris, ©2002).

S ohledem na životní prostředí je fytoremediace šetrným způsobem, jak odstranit škodliviny z půdy, neboť popsaná metoda se vyhýbá odstraňování (odtěžování) půdy a použití těžké techniky. Díky tomuto je metoda taktéž příznivě vnímána veřejností.

8.1.6 Fytoextrakce

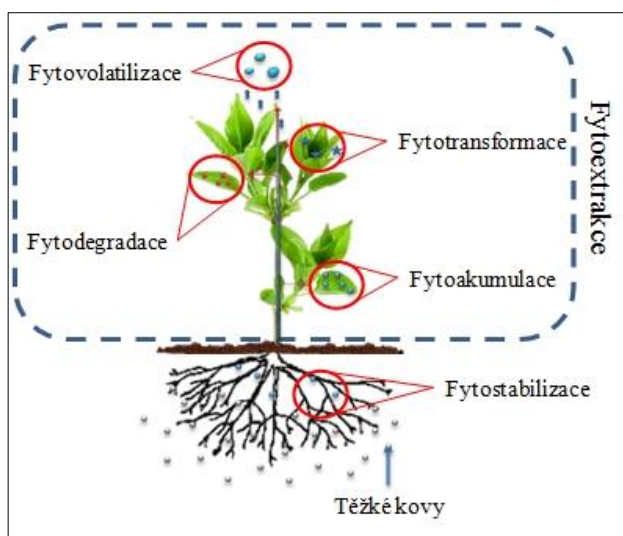
Mezi další „in situ“ metodu odstraňování nebezpečných kovů z půdy můžeme zařadit metodu fytoextrakce (nebo také fytoakumulace), kdy tato, podobně tak, jak je tomu u procesu fytoremediace, je založena na schopnosti rostlin přirozeně vstřebávat kovy pomocí kořenů a jejich následnou kontinuální akumulaci v nadzemních částech.

Získaná biomasa je dále, za přísných podmínek, spalována. Výhodou je, že při tomto procesu vzniká pouze malé množství popela, které je dále kontrolovaně ukládáno. Jak uvádí Brett H. Robinson et al. (2016), ze získané biomasy mohou být také získávány zpět vzácné kovy, tento proces se nazývá fytomining (nebo také fytodobývání).

Samotnou fytoextrakci můžeme rozdělit na přirozenou a indukovanou. U procesu přirozené fytoextrakce je rostlina schopna přirozeně přijímat látky kořeny a kontinuálně je akumulovat v celé své nadzemní části. Při indukované fytoextrakci je do půdy přidáváno aditivum. Přidáním aditiva je docíleno zvýšení rozpustnosti nebo mobility kovu, čímž rostlina může snadněji přijímat kovy. Pro urychlení fytoextrakce je možné půdu obohatit syntetickými chelátory, mezi jejichž zástupce patří např.

kyselina ethylendiamintetraoctová ($[\text{CH}_2\text{N}(\text{CH}_2\text{CO}_2\text{H})_2]_2$) (Salt et al., 1998 In: Lábusová, 2010).

Abychom mohli výše popsanou metodu využít, je nutné zvolit takovou rostlinu, která je schopna vstřebávat cizí látky (Cd, Zn, Pb, Cu, Ni) ve vysokém množství a zároveň tolerovat vysokou koncentraci těchto látek. Šperl (1999) tyto rostliny nazývá hyperakumulátory a v našem klimatu jimi označuje například penízek modravý, viz. obr. č. 8, šťovík, křídlatku sachalinskou, kopřivu a dále například merlík, konopí, orobinec, rákos, vrbu nebo topol.



Obr. č. 7: Fytoextrakce (jedna z metod fytoremediace);
Zdroj: <http://web2.mendelu.cz>



© Petr Symon
Obr. č. 8: Penízek modravý;
Zdroj: <http://www.botanickafotogalerie.cz>

8.2 Laboratorní analýza

8.2.1 Atomová absorpční spektrometrie obecně (AAS)

Atomová absorpční spektrometrie (nebo také spektroskopie či AAS) je optická analytická metoda, kterou lze přesně, rychle, ale především s vysokou citlivostí stanovit přes 60 prvků periodické tabulky, a to již s velice nízkými hodnotami koncentrací (mg.l^{-1} , $\mu\text{g.l}^{-1}$) (Konečná, 2001). Metoda AAS je jako mnoho jiných analytických metod metodou srovnávací. Sledovanou hodnotou je absorbce. Celá podstata metody je dána vlastnostmi elektronů vázaných v atomu, které se nachází na určitých energetických hladinách, jež jsou pro jednotlivé prvky charakteristické. „Atom analytu absorbuje foton o určité vlnové délce, která přesně odpovídá energii, potřebné k přechodu elektronu z hladiny nižší na hladinu vyšší“ (Heřmanovská, 2019). Atomová absorpční spektrometrie se dále podle způsobu aplikace a typu atomizátoru dělí na elektrotermickou atomizaci (ETA-AAS), viz obr. č. 9 a plamenovou atomovou absorpční spektrometrii (FA-AAS), viz obr. č. 11, a na generování studených par a hydridů. Pro účely této práce byla využita elektrotermická atomizace a plamenová atomová absorpční spektrometrie. K těmto metodám viz níže.

8.2.1.1 Elektrotermická atomizace (ETA-AAS)

AAS je metoda založená na optickém analytickém měření pohlcování elektromagnetického záření ve vztahu k volným částicím atomů sledovaného vzorku.

Z obrázku č. 9 (*základní schéma ETA-AAS*) je zřejmé, že se zařízení ETA-AAS skládá ze zdroje světla, atomizační komory, mřížkového monochromátoru a detektoru.

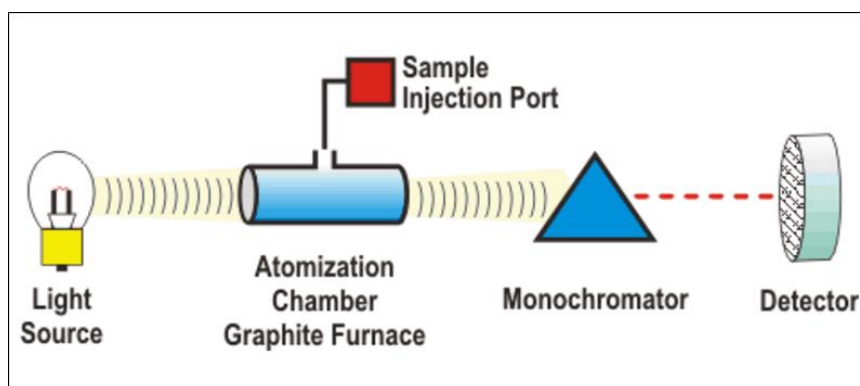
Jako zdroj světla se nejčastěji používají výbojky s dutou katodou, popř. superlampy nebo bezelektrodové výbojky, vyzařující silnou zářivou energii, která se koncentruje do velmi úzkých spektrálních intervalů. V atomizační komoře (*dále „atomizátor“*), která je posléze prostřednictvím elektrického proudu zahřívána na požadovanou teplotu, probíhá přeměna analytu do formy plyných atomů, které absorbují volné částice elektronů. Samotné vzorky roztoku se v případě této metody dávkuje, přes „vstupní otvor vzorku“, přímo do atomizátoru, kde jsou následně teplotně v několika krocích zpracovány. Metoda ETA-AAS nejčastěji pracuje se vzorky ve formě roztoku. Vzorek je do atomizátoru dávkován automaticky a jeho množství se pohybuje v rozmezí od 10 do 50 μl . V atomizátoru následně začíná proces teplotního zpracování (Komárek, 2000; Stružka, 1994).

Teplotní zpracování zahrnuje proces sušení, pyrolýzu (rozklad) a samotnou atomizaci, kdy dílčí kroky vč. teploty jsou předem nastaveny pomocí počítačového programu (Komárek, 2000).

Atomizace je proces skládající se z několika fází. První fází je sušení, kdy při tomto je ze vzorku odstraňováno rozpouštědlo. Teplota se při tomto procesu blíží bodu varu použitého rozpouštědla, nesmí být však moc vysoká, nejvýše do 120 °C, aby nedošlo ke kontaktu vzorku s vnitřní stranou atomizátoru.

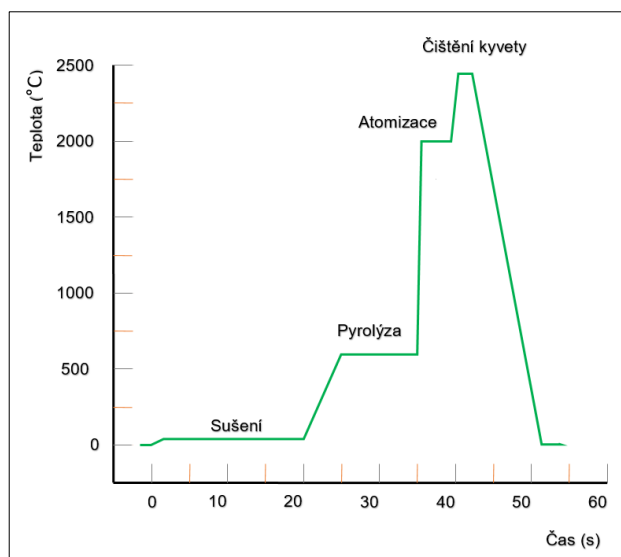
Druhou fází je pyrolýza, kdy v rámci tohoto procesu probíhá rozklad nebo odstranění matrice vzorku termickým procesem. Během procesu rozkladu pracuje ETA-ASS s teplotami přesahujícími hranici chemické stability daného vzorku. Teplota termického procesu se pohybuje v rozmezí od 300 do 700 °C, přičemž pomocí těchto teplot jsou ze vzorku odstraňovány nežádoucí produkty rozkladu. Na úspěšnosti pyrolýzy závisí celý proces atomizace. Pro proces atomizace je podstatné stanovit dobu jejího trvání, zároveň je důležité znatelně zmenšit či úplně přerušit průtok inertní atmosféry, neboť je zapotřebí, v co možná největší míře, setrvání atomů v měrném prostředí. Třetí fází je samotná atomizace, při které je sledován analytický signál. Proces atomizace probíhá při teplotách v rozmezí od 1000 do 2000 °C. Konečnou fází toho procesu je fáze vypalování (*čištění*), kterou se, tím, že dochází ke zvýšení teploty, docílí odstranění (*odpaření*) zbytku vzorku z atomizéru po atomizaci. Ochlazením atomizéru je celý proces ukončen (Černohorský et al., 2015; Stružka 1994).

Předností ETA-AAS oproti FA-AAS je značnější citlivost při procesu zjišťování potřebných informací, jedná se však o cenově náročnější a komplikovanější metodu (Komárek, 2000).



Obr. č. 9: Základní schéma ETA-AAS;

Zdroj: www.docplayer.cz; Optické metody, Malý Ondřej



Obr. č. 10: Fáze elektrotermické AAS; Zdroj: Černohorský 1997; vlastní zpracování

8.2.1.2 Plamenová atomová absorpční spektrometrie (FA-AAS)

Z obrázku č. 11 (*základní schéma FA-AAS*) je zřejmé, že se zařízení FA-AAS skládá z duté katodové lampy (*zdroj světla*), děleného hořáku, štěrbin, monochromátoru, fotodetektoru a mísící komory, ve které se mísí rozpuštěný vzorek s vodíkem (H_2), který při vysokých teplotách hoří a tím vzniká vodní pára a acetylénem (C_2H_2), který se používá jako technický plyn při chemických procesech.

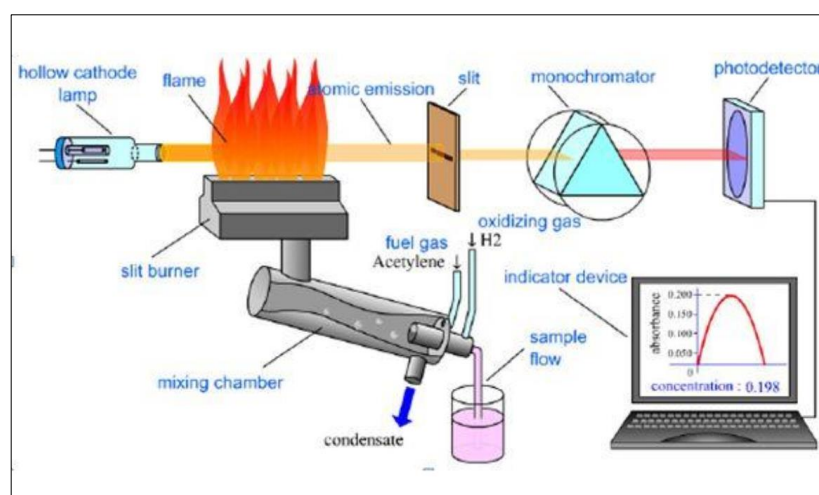
U procesu analýzy vzorků pomocí FA-AAS, jak vyplývá ze samotného názvu metody, je na prvním místě plamen. Na vlastnosti plamene (hoření, tvar a poloha) jsou poté kladeny velmi vysoké nároky, přičemž požadované nastavení je docíleno pomocí hořáku. Nejčastěji se v FA-AAS využívá směsi acetylénu s kyslíkem, kdy tato směs hoří plamenem s teplotou okolo $3000\text{ }^\circ\text{C}$, ale také směsi acetylénu se vzduchem nebo acetylénu s oxidem dusným.

Hodnoty teplot plamene v závislosti na kombinaci spalovaného a oxidačního plynu		
Palivo	Oxidovadlo	Teplota [°C]
Propan	Vzduch	1900
Acetylén	Vzduch	2300
Acetylén	Kyslík	3100
Acetylén	Oxid dusný	3000
Vodík	Kyslík	2600

Tab. č. 5: Hodnoty teplot plamene v závislosti na kombinaci; Zdroj: Dočekal, 2003; vlastní zpracování

Vzorek je v mísící komoře smíchán se směsí acetylénu a oxidujícího plynu. Do plamene je sledovaný vzorek aplikován v podobě aerosolu přes zmlžovač a mlžnou komoru. Tím je zahájen proces vypařování rozpouštědla, rozpad chemické vazby a vznik volných atomů absorbujících záření. Aby bylo zamezeno možné změně reakční zóny plamene a docíleno jeho stability, musí být zajištěna 2 až 3 násobná rychlost proudění aerosolu než rychlost hoření. Jelikož se největší počet volných atomů analytu nachází v různých výškových hladinách nad hlavicí hořáku, musí být výška plamene nastavena tak, aby měrný paprsek procházel zónou s největší hustotou volných atomů analytu. Paprsek světla poté prosvítlí oblast plamene a dále prostupuje štěrbinou na monochromátor, který slouží k izolaci záření vhodné vlnové délky a pokračuje na fotodetektor, ze kterého jsou následně, přes vyhodnocovací zařízení, získány potřebná data.

Na rozdíl od ETA-AAS je FA-AAS používána v případech, kdy je potřeba stanovit vyšší koncentrace pozorovaných látek. Předností je vysoká rychlost získání dat a menší působení matrice (rušivých atomů v cestě paprsku) (Komárek, 2000).



Obr. č. 11: Základní schéma FA-AAS; Zdroj: www.docplayer.cz; Optické metody, Malý Ondřej

8.2.2 Příprava vzorků

Pro provedení laboratorního zhodnocení existence těžkých kovů, bylo nutné odebrat, na dopravně exponovaných místech, potřebné vzorky. V rámci terénní části byly pomocí nůžek, z nerezového materiálu, odebrány listy třtiny křovištní. Získané vzorky byly bezprostředně po odebrání vloženy do předem chemicky ošetřených a zvážených odběrových lahví z polyethylenu o objemu 1 litru. Do každé odběrové nádoby byl vložen vzorek rostlinné hmoty o průměrné hmotnosti 20 g. Nádoby byly následně uzavřeny a uskladněny, do doby provedení oplachu, v chladírenském zařízení (Vachová et al., 2017).

Oplach prachových částic byl u každého jednotlivého vzorku proveden přímo v odběrové nádobě. Pro extrakci bylo použito 100 ml roztoku dvoumolekulární kyseliny dusičné (2M HNO₃). Samotný oplach deponovaných částic z odebraných vzorků poté probíhal intenzivním ručním protřepáváním vzorku s kyselinou, a to po dobu 8 minut (vertikální třepání v přibližném rozmezí 25 cm a frekvence asi 100 cyklů za minutu) (Vachová et al., 2017).

O prachové částice obohacený roztok kyseliny dusičné byl poté přefiltrován pomocí filtračního papíru Munktell, čímž bylo docíleno oddělení částic větších než 15 µm. Filtrace roztoku byla provedena z důvodu eliminace nerozpustných částic, tj. zrn písku nebo jiných nerostných materiálů, kdy tyto by v konečném důsledku mohly činit problémy při analýze, tedy ucpat nasávací hadičku u FA-AAS. Nerozpustné částice je možné odfiltrovat taktéž z důvodu toho, že prakticky neobsahují žádné toxické prvky, které mají být stanovovány. Jejich odstraněním tedy nevede ke snížení koncentrací těžkých kovů v extraktu (Park et Kim, 2005; Samara et Voutsas, 2005; Vachová et al., 2017). Popsaným procesem byly taktéž odstraněny zbytky listů odebraných vzorků a ostatní nečistoty. Získaný filtrát byl následně přelit do předem popsanych plastových uzavíratelných nádob o objemu cca 50 ml a do doby provedení vlastní laboratorní analýzy uskladněn v chladírenském zařízení.

Kromě odebraných vzorků do PE lahví byl zároveň, do plastového sáčku, odebrán vzorek třtiny křovištní, tento byl v rámci odběru zvážen a taktéž uskladněn v chladírenském zařízení. V rámci laboratorní analýzy byl následně v laboratorní sušárně vysušen na konstantní hmotnost.

8.2.3 Laboratorní analýza vzorků

Získaný filtrát byl následně analyzován pomocí AAS. Pro stanovení hodnot Cu, Ni, Pb, Cr a Cd byla využita metoda elektrotermické atomizace (ETA-AAS) na zařízení Agilent 240Z AA Zeeman Atomic Absorption Spectrometer, viz obr. č. 12. Pro stanovení hodnot Zn byla využita metoda plamenové atomové absorpční spektrometrie (FA-AAS) na zařízení Agilent 55B AA Spectrometer, viz obr. č. 13.



Obr. č. 12: Zařízení Agilent 240Z AA;
Zdroj: www.golik.co.il



Obr. č. 13: Zařízení Agilent 55B AA;
Zdroj: www.indiamart.com

9. Výsledky

9.1 Vyjádření vlhkosti rostlinného materiálu

Ke zjištění hmotnosti samotných vzorků, odebraných pro účely rozboru suspendovaných částic těžkých kovů, bylo potřeba z celkové hmotnosti (rostlinný vzorek vč. láhví), odečíst hodnoty, předem zvážených prázdných láhví (vč. jejich uzávěru).

Stanovení hodnoty (konstanty) vlhkosti rostlinného vzorku, odebraného do plastového sáčku (viz kapitola 8.2.3 Příprava vzorků), bylo provedeno porovnáním hmotnosti, v laboratorní sušárně, vysušeného rostlinného vzorku s hmotností téhož vzorku před vysušením. Výsledná hodnota (konstanta), potřebná k přepočtu váhy rostlinných vzorků na suchou hmotu, byla tímto stanovena na 0,27 (viz tab. č. 6: Stanovení konstanty vlhkosti rostlinného vzorku).

Stanovení konstanty vlhkosti rostlinného vzorku		
Hmotnost odebraného vzorku [g]	Hmotnost suchého vzorku [g]	Vlhkost v odebraném vzorku [%]
31	8,3	73,22581
Postup: 100 % - 73,22581 % = 26,774 % → 26,774 % * 0,01 = 0,267 → 0,27 (konstanta)		

Tab. č. 6: Stanovení konstanty vlhkosti rostlinného vzorku; Zdroj: vlastní zpracování

9.2 Přepočet na $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

Pomocí přístrojů AAS (viz kapitola 8.2.4 Laboratorní analýza vzorků) byla provedena analýza odebraných vzorků, kdy zjištěné hodnoty byly vyjádřeny v jednotkách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, popř. v $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. S přihlédnutím k formě vzorků (rostlinné) bylo potřeba koncentrace sledovaných kovů vztahovat k určité hmotnostní jednotce, v tomto případě k $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Pro přepočet na hmotu rostlinného materiálu bylo nutno vzít v úvahu použití 100 ml 2M HNO_3 . Tento objem vyluhovacího roztoku tedy obsahoval 1/10 hodnot koncentráту na jeden litr. Dále bylo nutné stanovit hmotnosti jednotlivých vysušených vzorků [y], tyto byly získány odečtením hmotnosti odběrových láhví od celkové hmotnosti vzorku a dále násobeny stanovenou konstantou 0,27. Získané hodnoty [y] byly posléze dosazeny do vzorce:
$$c = \frac{\left(\frac{x}{10}\right)}{y} * 1000 [\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}]$$
, kde $\left(\frac{x}{10}\right)$ se rovná zjištěným koncentracím těžkých kovů v jednotlivých vzorcích vztažených na 100 ml dvoumolární HNO_3 .

Tabulka č. 7 obsahuje přehled naměřených imisních hodnot jednotlivých těžkých kovů, kdy tyto byly získány smyvem z rostlinného vzorku.

Přehled naměřených hodnot těžkých kovů na třtině křovištní (laboratorní analýza)									
Lokalita	Místo odběru	Vzorek	Vzdálenost od komunikace [m]	Analyzovaný prvek					
				Zn [mg/l]	Cu [mg/l]	Ni [μg/l]	Pb [μg/l]	Cr [μg/l]	Cd [μg/l]
1	1	1	2	0,4068	0,044	6,35	5,26	3,02	0,385
		2	15	0,2924	0,033	6,27	0,54	3,23	0,102
	2	3	2	0,3137	0,044	8,91	5,79	4,3	0,221
		4	15	0,2956	0,038	12,38	0,21	3,11	0,086
	3	5	2	0,4379	0,079	50,36	8,38	22,5	0,184
		6	15	0,3696	0,06	8,03	2,15	3,59	0,132
2	4	7	2	0,5904	0,108	74,39	14,62	39,41	0,291
		8	15	0,3074	0,043	5,94	3,79	3,11	0,123
	5	9	2	0,9153	0,065	13,63	4,72	5,9	0,198
		10	15	0,4935	0,07	13,34	9,84	6,7	0,351

Tab. č. 7: Přehled naměřených hodnot těžkých kovů na třtině křovištní – Laboratorní analýza; Zdroj: vlastní zpracování

Tabulka č. 8 obsahuje přehled naměřených hodnot jednotlivých těžkých kovů, kdy tyto byly získány přepočtem na mg.kg⁻¹.

Přehled naměřených hodnot těžkých kovů na třtině křovištní (přepočet na mg.kg ⁻¹)										
Lok.	Místo odběru	Vzorek	Vzdálenost od komunikace [m]	[y]	Analyzovaný prvek					
					Zn [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cd [mg/kg]
					c	c	c	c	c	c
1	1	1	2	6,7	6,07	0,66	0,094	0,078	0,045	5,7*10 ⁻³
		2	15	6,48	4,51	0,51	0,096	0,012	0,049	1,6*10 ⁻³
	2	3	2	5,94	5,28	0,74	0,15	0,097	0,072	3,7*10 ⁻³
		4	15	5,67	5,21	0,67	0,218	3,7*10 ⁻³	0,054	1,5*10 ⁻³
	3	5	2	5,4	8,10	1,46	0,932	0,155	0,416	3,4*10 ⁻³
		6	15	6,21	5,95	0,97	0,129	0,034	0,057	2,1*10 ⁻³
2	4	7	2	8,37	7,05	1,29	0,888	0,174	0,470	3,5*10 ⁻³
		8	15	7,56	4,06	5,69	0,078	0,050	0,041	1,6*10 ⁻³
	5	9	2	4,86	18,83	1,34	0,280	0,097	0,121	4,07*10 ⁻³
		10	15	7,56	6,53	0,93	0,176	0,130	0,088	4,6*10 ⁻³

Tab. č. 8: Přehled naměřených hodnot těžkých kovů na třtině křovištní – Přepočet na mg.kg⁻¹; Zdroj: vlastní zpracování

9.3 Statistická analýza rostlinných vzorků

Cílem statistického testování bylo porovnat koncentraci těžkých kovů na rostlinných vzorcích nacházejících se ve vzdálenosti cca 2 m a cca 15 m od krajnice pozemní komunikace a dále pak mezi dvěma ucelenými oblastmi (lokality č. 1 vs. lokalita č. 2) v rámci jedné komunikace, kdy lokalita č. 2 je oproti lokalitě č. 1, z důvodu existence blízkého kamenolomu, dopravně více exponovaná.

Předpoklad normálního rozdělení dat byl testován pomocí Shapiro-Wilkova testu. V případě, že bylo dle Shapiro-Wilkova testu možné předpokládat normální rozdělení dat, bylo porovnání koncentrace těžkých kovů na základě lokality provedeno pomocí dvouvýběrového t-testu. Pokud normální rozdělení dat nebylo možné předpokládat, byl použit Mann-Whitneyho test. V případě, že bylo dle Shapiro-Wilkova testu možné předpokládat normální rozdělení dat, bylo porovnání koncentrace těžkých kovů na základě vzdálenosti od komunikace provedeno pomocí párového t-testu. Pokud normální rozdělení dat nebylo možné předpokládat, byl použit Wilcoxonův párový test.

Pro všechny srovnávané skupiny byly doplněny hodnoty průměrů, směrodatných odchylek a bodové grafy se všemi naměřenými hodnotami. Krabicový graf zde nebyl vhodný, protože bylo málo pozorování. Při takto nízkém počtu pozorování bylo vhodné zobrazit všechna měření.

Všechny výsledky byly vypočteny a grafy vytvořeny v programu STATISTICA CZ 12. Zvolená hladina významnosti testu činila 0,05.

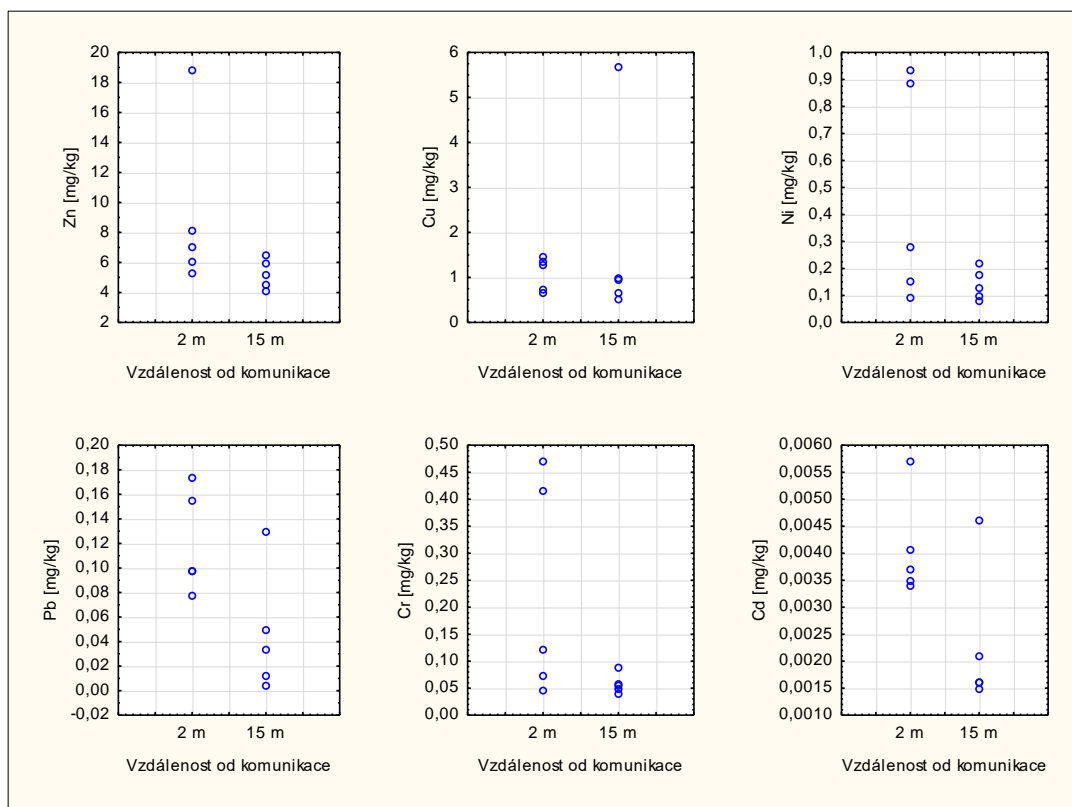
Ke zjištění, zda koncentrace těžkých kovů závisí na vzdálenosti odebraného rostlinného vzorku od krajnice komunikace (2 m vs. 15 m) nebo, zda se liší koncentrace těžkých kovů mezi dvěma ucelenými lokalitami (lokality č. 1 vs. lokalita č. 2), byly stanoveny tyto hypotézy:

- H_0 : Koncentrace těžkých kovů nezávisí na vzdálenosti od komunikace.
- H_a : Koncentrace těžkých kovů závisí na vzdálenosti od komunikace.
-
- H_0 : Koncentrace těžkých kovů nezávisí na lokalitě měření.
- H_a : Koncentrace těžkých kovů závisí na lokalitě měření.

Následující tabulka (tab. č. 9) obsahuje základní číselné charakteristiky pro srovnávané skupiny, výslednou p-hodnotu Shapiro-Wilkova testu, dále výsledné p-hodnoty párového t-testu a Wilcoxonova párového testu a rozhodnutí o nulové hypotéze. Tučně vyznačené jsou p-hodnoty, které jsou pro porovnání na základě výsledku Shapiro-Wilkova testu směrodatné. Červeně vyznačené jsou p-hodnoty nižší než 0,05.

Párový t-test a Wilcoxonův párový test									
Prvek	vzdálenost 2 m		vzdálenost 15 m		Shapiro-Wilkův test p.		Párový t-test	Wilcox. test	Rozhodnutí o H_0
	průměr	Sm.O.	průměr	SmO.	2 m	15 m	p-hodnota	p-hodnota	
Zn	9,07	5,56	5,25	1,01	0,019	0,853	0,154	0,043	zamít.
Cu	1,10	0,37	1,75	2,21	0,158	0,002	0,523	0,500	nezamít.
Ni	0,47	0,41	0,14	0,06	0,096	0,742	0,169	0,225	nezamít.
Pb	0,12	0,04	0,05	0,05	0,264	0,205	0,061	0,080	nezamít.
Cr	0,22	0,20	0,06	0,02	0,115	0,211	0,149	0,080	nezamít.
Cd	0,0041	0,0009	0,0023	0,0013	0,053	0,007	0,074	0,080	nezamít.

Tab. č. 9: Přehled hodnot získaných Párovým t-testem a Wilcoxonovým testem;
Zdroj: vlastní zpracování

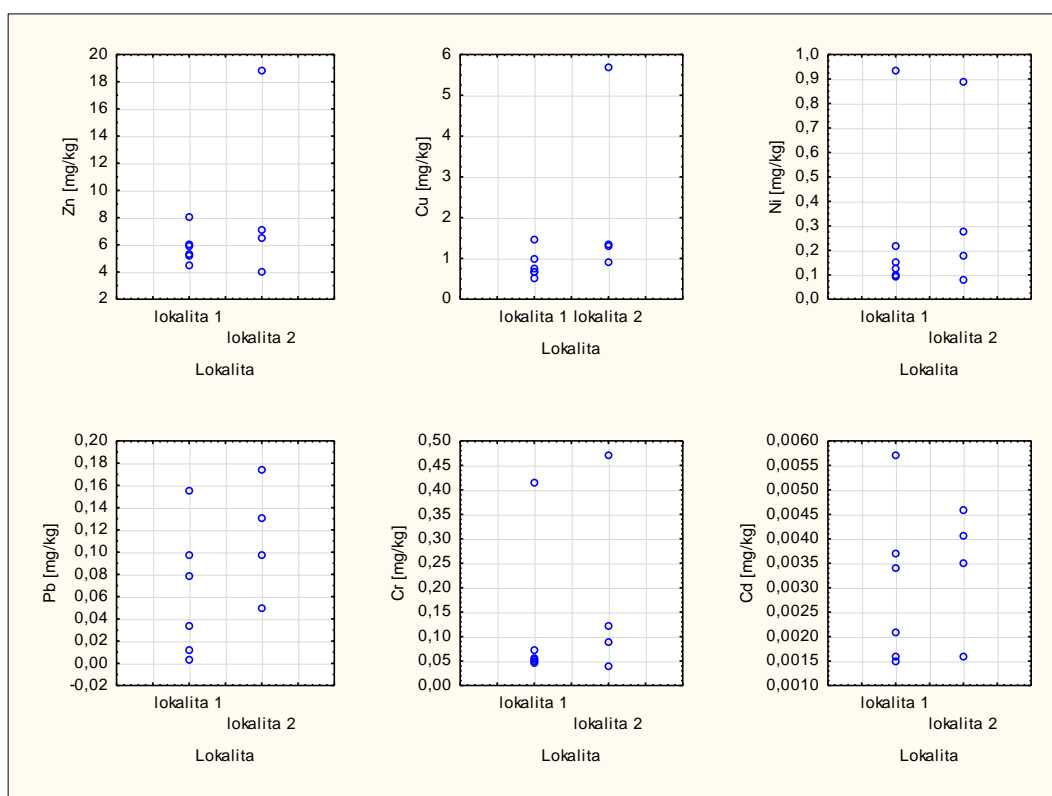


Obr. č. 14: Grafické znázornění naměřených hodnot ve vztahu ke vzdálenosti odebraných vzorků;
Zdroj: vlastní zpracování

Následující tabulka (tab. č. 10) obsahuje základní číselné charakteristiky pro srovnávané skupiny, výslednou p-hodnotu Shapiro-Wilkova testu, dále výsledné p-hodnoty dvouvýběrového t-testu a Mann-Whitneyho testu a rozhodnutí o nulové hypotéze. Tučně vyznačené jsou p-hodnoty, které jsou pro porovnání na základě výsledku Shapiro-Wilkova testu směrodatné. Červeně vyznačené jsou p-hodnoty nižší než 0,05.

Dvouvýběrový t-test a Mann-Whitneyho test									
Prvek	Lokalita č. 1		Lokalita č. 2		Shapiro-Wilkův test p.		t-test	M-W test	Rozhodnutí o H_0
	průměr	Sm.O.	průměr	Sm.O.	Lok. č. 1	Lok. č. 2	p-hodnota	p-hodnota	
Zn	5,58	1,24	9,12	6,61	0,316	0,104	0,259	0,456	nezamít.
Cu	0,84	0,34	2,31	2,26	0,165	0,012	0,143	0,110	nezamít.
Ni	0,27	0,33	0,36	0,36	0,001	0,160	0,708	0,749	nezamít.
Pb	0,06	0,06	0,11	0,05	0,582	0,998	0,208	0,201	nezamít.
Cr	0,12	0,15	0,18	0,20	0,000	0,073	0,567	0,456	nezamít.
Cd	0,0030	0,0016	0,0034	0,0013	0,342	0,463	0,661	0,522	nezamít.

Tab. č. 10: Přehled hodnot získaných Dvouvýběrovým t-testem a Mann-Whitneyho testem;
Zdroj: vlastní zpracování



Obr. č. 15: Grafické znázornění naměřených hodnot ve vztahu k uceleným lokalitám;
Zdroj: vlastní zpracování

10. Diskuse

Cílem této práce bylo porovnat imisní hodnoty těžkých kovů, deponovaných na listech třtiny křovištní, pocházejících z automobilové dopravy, poblíž silnice 2. třídy, která je svým účelem určena pro dopravu mezi okresy. Pro účely testování koncentrace těžkých kovů bylo na pěti odběrových místech odebráno celkem deset rostlinných vzorků, kdy vždy jeden vzorek byl odebrán cca 2 m a druhý cca 15 m od krajnice pozemní komunikace. Z důvodu toho, aby byl postup opakovatelný, byly jako indikátory znečištění zvoleny, v blízkosti komunikací, běžně se vyskytující těžké kovy.

Koncentrace těžkých kovů v závislosti na vzdálenosti odebraných vzorků:

- **Ho:** Koncentrace těžkých kovů nezávisí na vzdálenosti od komunikace.
- **Ha:** Koncentrace těžkých kovů závisí na vzdálenosti od komunikace.

Při porovnání koncentrace zinku na základě vzdálenosti bylo normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu pro skupinu hodnot měřených ve vzdálenosti 2 metry zamítnuto ($p=0,019 < 0,05$). Porovnání tedy bylo posouzeno dle Wilcoxonova párového testu, jehož p-hodnota 0,043 byla nižší než 0,05 a znamenala tedy zamítnutí nulové hypotézy. Na hladině významnosti 0,05 byla prokázána závislost koncentrace zinku na vzdálenosti od komunikace, s tím že hodnoty naměřené ve vzdálenosti 2 metry byly statisticky významně vyšší než hodnoty naměřené ve vzdálenosti 15 metrů.

Při porovnání koncentrace mědi na základě vzdálenosti bylo normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu pro skupinu hodnot měřených ve vzdálenosti 15 metrů zamítnuto ($p=0,002 < 0,05$). Porovnání tedy bylo posouzeno dle Wilcoxonova párového testu, jehož p-hodnota 0,500 byla vyšší než 0,05 a znamenala tedy nezamítnutí nulové hypotézy. Na hladině významnosti 0,05 nebyla prokázána závislost koncentrace mědi na vzdálenosti od komunikace.

Při porovnání koncentrace niklu na základě vzdálenosti nebylo normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu zamítnuto pro žádnou skupinu. Porovnání tedy bylo posouzeno dle párového t-testu, jehož p-hodnota 0,169 byla vyšší než 0,05 a znamenala tedy nezamítnutí nulové hypotézy. Na hladině významnosti 0,05 nebyla prokázána závislost koncentrace niklu na vzdálenosti od komunikace.

Při porovnání koncentrace olova na základě vzdálenosti nebylo normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu zamítnuto pro žádnou skupinu. Porovnání tedy

bylo posouzeno dle párového t-testu, jehož p-hodnota 0,061 byla vyšší než 0,05 a znamenala tedy nezamítnutí nulové hypotézy. Na hladině významnosti 0,05 nebyla prokázána závislost koncentrace olova na vzdálenosti od komunikace.

Při porovnání koncentrace chromu na základě vzdálenosti nebylo normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu zamítnuto pro žádnou skupinu. Porovnání tedy bylo posouzeno dle párového t-testu, jehož p-hodnota 0,149 byla vyšší než 0,05 a znamenala tedy nezamítnutí nulové hypotézy. Na hladině významnosti 0,05 nebyla prokázána závislost koncentrace chromu na vzdálenosti od komunikace.

Při porovnání koncentrace kadmia na základě vzdálenosti bylo normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu pro skupinu hodnot měřených ve vzdálenosti 15 metrů zamítnuto ($p=0,007<0,05$). Porovnání tedy bylo posouzeno dle Wilcoxonova párového testu, jehož p-hodnota 0,080 byla vyšší než 0,05 a znamenala tedy nezamítnutí nulové hypotézy. Na hladině významnosti 0,05 nebyla prokázána závislost koncentrace kadmia na vzdálenosti od komunikace.

Koncentrace těžkých kovů v závislosti na lokalitě č. 1 a lokalitě č. 2:

- **H₀:** Koncentrace těžkých kovů nezávisí na lokalitě měření.
- **H_a:** Koncentrace těžkých kovů závisí na lokalitě měření.

Při porovnání koncentrace zinku na základě lokality nebylo normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu zamítnuto pro žádnou skupinu. Porovnání tedy bylo posouzeno dle dvouvýběrového t-testu, jehož p-hodnota 0,259 byla vyšší než 0,05 a znamenala tedy nezamítnutí nulové hypotézy. Na hladině významnosti 0,05 nebyla prokázána závislost koncentrace zinku na lokalitě.

Při porovnání koncentrace mědi na základě lokality bylo normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu pro skupinu hodnot měřených v lokalitě č. 2 zamítnuto ($p=0,012<0,05$). Porovnání tedy bylo posouzeno dle Mann-Whitneyho testu, jehož p-hodnota 0,110 byla vyšší než 0,05 a znamenala tedy nezamítnutí nulové hypotézy. Na hladině významnosti 0,05 nebyla prokázána závislost koncentrace mědi na lokalitě.

Při porovnání koncentrace niklu na základě lokality bylo normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu pro skupinu hodnot měřených v lokalitě č. 1 zamítnuto ($p=0,001<0,05$). Porovnání tedy bylo posouzeno dle Mann-Whitneyho testu, jehož p-hodnota 0,749 byla vyšší než 0,05 a znamenala tedy nezamítnutí nulové hypotézy.

Na hladině významnosti 0,05 nebyla prokázána závislost koncentrace niklu na lokalitě.

Při porovnání koncentrace olova na základě lokality nebylo normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu zamítnuto pro žádnou skupinu. Porovnání tedy bylo posouzeno dle dvouvýběrového t-testu, jehož p-hodnota 0,208 byla vyšší než 0,05 a znamenala tedy nezamítnutí nulové hypotézy. Na hladině významnosti 0,05 nebyla prokázána závislost koncentrace olova na lokalitě.

Při porovnání koncentrace chromu na základě lokality bylo normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu pro skupinu hodnot měřených v lokalitě č. 1 zamítnuto ($p=0,000 < 0,05$). Porovnání tedy bylo posouzeno dle Mann-Whitneyho testu, jehož p-hodnota 0,456 byla vyšší než 0,05 a znamenala tedy nezamítnutí nulové hypotézy. Na hladině významnosti 0,05 nebyla prokázána závislost koncentrace chromu na lokalitě.

Při porovnání koncentrace kadmia na základě lokality nebylo normální rozdělení dle Shapiro-Wilkova testu zamítnuto pro žádnou skupinu. Porovnání tedy bylo posouzeno dle dvouvýběrového t-testu, jehož p-hodnota 0,661 byla vyšší než 0,05 a znamenala tedy nezamítnutí nulové hypotézy. Na hladině významnosti 0,05 nebyla prokázána závislost koncentrace kadmia na lokalitě.

11. Závěr

Jak už bylo v této diplomové práci nastíněno, cílem statistického testování bylo porovnat koncentraci těžkých kovů na rostlinných vzorcích nacházejících se ve vzdálenosti cca 2 m vs. cca 15 m od krajnice pozemní komunikace a dále pak mezi dvěma ucelenými oblastmi (lokalita č. 1 vs. lokalita č. 2), a to v rámci jedné komunikace, kdy lokalita č. 2 je oproti lokalitě č. 1, z důvodu existence blízkého kamenolomu, dopravně více exponovaná.

Z výsledků výše popsaných hypotéz, které byly v rámci této práce posuzovány lze učinit následující závěry:

Koncentrace těžkých kovů v závislosti na vzdálenosti odebraných vzorků:

- Na hladině významnosti 0,05 byla prokázána závislost koncentrace zinku na vzdálenosti od komunikace, s tím že hodnoty naměřené ve vzdálenosti 2 metry byly statisticky významně vyšší než hodnoty naměřené ve vzdálenosti 15 metrů.
- U ostatních prvků nebyla na hladině významnosti 0,05 prokázána závislost koncentrace na vzdálenosti od komunikace.

Koncentrace těžkých kovů v závislosti na lokalitě č. 1 a lokalitě č. 2:

- Na hladině významnosti 0,05 nebyla prokázána závislost koncentrace na lokalitě u žádného ze sledovaných prvků.

Celkem bylo provedeno 12 měření. Při hladině významnosti 0,05 lze za předpokladu platnosti nulové hypotézy ve všech 12 srovnáních očekávat $12 \times 0,05 = 0,6$ statisticky významného výsledku pouze na základě náhody (tj. rozdíl ve skutečnosti neexistuje). Vzhledem k tomu, že byl zjištěn pouze 1 statisticky významný výsledek, existuje šance, že se jedná o výše zmíněnou náhodu a je tedy potřeba brát jej s rezervou.

Celkově by experimentu prospělo více měření, které by vyhladily extrémy a na jejichž základě by bylo možné učinit jistější závěry.

Terminologický slovník

Aminokyseliny	organické kyseliny
Biologický cyklus	životní cyklus
Biotické složky	živé organismy
Ekotoxikologie	interdisciplinární vědní obor
Emise	látky znečišťující ovzduší
Exhaláty	látky znečišťující ovzduší
Fytoextrakce	metoda k odstraňování znečištění prostředí
Fytoremediace	souhrn metod k odstraňování znečištění prostředí
Geochemický cyklus	koloběh určitého prvku v zemské kůře
Imise	emise, která se dostala do styku s životním prostředím
Inhibice	označení procesu, který brzdí, omezuje, zadržuje, atd.
Karcinogenita	rakovinotvornost
Osteoporóza	řídnutí kostní tkáně
Partikulární hmota	prachové částice, suspendované částice
Ruderární stanoviště	člověkem výrazně pozmeněné prostředí
Stopové prvky	chemické prvky, které v malém množství organismus potřebuje ke správnému vývoji.
Synatropní	soužití různých druhů rostlin a živočichů v blízkosti člověka respektive v těsné blízkosti jeho obydlí
Vulkanizace	chemická reakce, při které dochází k zesíťování syntetických molekul nebo přírodních kaučuk
Xenobiotické	cizorodá umělá sloučenina, která není vytvářena přírodními procesy

12 Přehled literatury a použitých zdrojů

12.1 Odborné publikace

BARTOŇOVÁ A., BEDNÁŘ J., BÍZEK V., BRANIŠ M., BRECHLER J., CÍLEK V., FIALA J., FILIP J., HOLOUBEK I., HOVORKA J., HŮNOVÁ I., KALVOVÁ J., MOLDAN B., MOLDANOVÁ J., PŘIBIL R., 2003: *Aktuální otázky znečištění ovzduší*. UK, Praha.

BRADÁČOVÁ E., 2013: Změna v úrovni manganu na vybraných druzích bylinného patra, půdní a epigeické fauny. Mendelova univerzita, Brno.

BRANIŠ M., HŮNOVÁ I., 2009: *Atmosféra a klima: aktuální otázky ochrany ovzduší*. Nakladatelství Karolinum, Praha.

ČERNOHORSKÝ T., ČERVENÝ V., DOČEKAL B., KOMÁREK J., KRATZER J., SPĚVÁČKOVÁ V., SYSALOVÁ J., 2015: *Atomová absorpční spektrometrie: kurz AAS 1*. Spektroskopická společnost Jana Marka Marci a Vysoká škola chemicko-technologická, Praha.

DOČEKAL B., 2003: *Atomová absorpční spektrometrie: sborník přednášek z kurzu, 2. upr. a dopl. vyd., Český Těšín*.

GLOSER V., 2009: *Fyziologie rostlin, 4. část Stresová fyziologie*. Přírodovědecká fakulta Masarykovi Univerzity, Brno.

HEMERKA J., VYBÍRAL P., 2010: *Ochrana ovzduší*. Fakulta strojní ČVUT, Praha.

KAFKA Z., PUNČOCHÁŘOVÁ J., 2002: *Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. Chemické listy*, roč. 96, s. 611-617.

KOMÁREK J., 2000: *Atomová absorpční spektrometrie*. Masarykova univerzita, Brno.

KONEČNÁ M., 2001: *Využití elektronové mikroskopie v AAS*, Masarykova univerzita, Brno.

KUČEROVÁ P.; MACKOVÁ M.; MACEK T., 1999: Perspectives of phytoremediation in decontamination of organic pollutants and xenobiotics. *Chem. Listy*, roč. 93. č. 1.

LÁBUSOVÁ J., 2010: Fytoremediace: biochemické charakteristiky rostlin hyperakumulujících těžké kovy. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta.

LEDŇÁK P., 2011: Doprava a životné prostredie (emisie motorových vozidiel na Slovensku), medzinárodný seminár "Prachové častice PM10 a doprava – dopady a riešenia", Bratislava.

MACKOVÁ M., DOWLING D. N., MACEK T., 2006: Phytoremediation and Rhizoremediation. Springer.

RAVINDRA, K., KHAIWAL, BENCS, LÁSSZLÓ, VAN GRIEKEN R., 2004: Platinum group elements in the environment and their health risk. *Science of The Total Environment*, roč. 318, č. 1-3, s. 1-43.

REGAL V., ŠINDELÁŘOVÁ J., 1970: Atlas nejdůležitějších trav, Praha.

RITZ M., 2003: Emise těžkých kovů a polyaromatických uhlovodíků při spalování uhlí v průmyslových a malých topeništích. *Sborník vědeckých prací VŠB-TU Ostrava, řada hornicko-geologická*, roč. 1, s. 69-82.

RYSER P, EMERSON P., 2007: Growth, root and leafstructure, and biomassal location in *Leucanthemum vulgare* Lam. (Asteraceae) as influenced by heavy-metal-containing slag, *Plant and Soil*, 301: 315-24.

SALT D. E., SMITH R. D., RASKIN I., 1998: Phytoremediation annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology.

SCHWARTZ C, GERARD E, PERRONNET K, MOREL J. L., 2001: Measurement of in situ phytoextraction of zinc by spontaneous metallophytes growing on a former smelter site. *Science of the Total Environment*.

SHI GR, CAI QS., 2009: Leaf plasticity in peanut (*Arachis hypogaea* L.) in response to heavy metal stress, *Environmental and Experimental Botany*, 67: 112-7.

STRUŽKA V., 1994: Analytická atomová optická spektrometrie. Univerzita Palackého, Olomouc.

ŠPERL M., 1999: Fytoremediace půd znečištěných kadmíem. Závěrečná práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

ŠUTA M., 2012: UNEP pro ochranu klimatu: Omezte emise sazí a prekurzorů ozónu. *Ekofutura*, roč. 3, s. 15-16.

TLUSTOŠ P., SZÁKOVÁ J., ŠICHOROVÁ K., PAVLÍKOVÁ D., BALÍK J., 2007: Rizika kovů v půdě v agroekosystémech ČR, Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.i.i., Praha.

TOŠOVSKÁ E., 2010: Makroekonomické souvislosti ochrany životního prostředí. C. H. Beck, Praha, 201 s.

VACHOVÁ P., VACH M., NAJNAROVÁ E., 2017: Using expansive grasses for monitoring heavy metal pollution in the vicinity of roads. *Environmental pollution* 229. P. 94-101.

VÍDEN I., 2005: Chemie ovzduší. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha.

12.2 Legislativní zdroje

Zákon č. 13/1997 Sb., o pozemních komunikacích, v platném znění.

Příloha č. 1 k zákonu č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, v platném znění.

12.3 Internetové zdroje

ADACHI K., TAINOSHO Y., 2004: Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. *Environment International* 30/8, str. 1009-1017. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412004000868>.

AGRIS, ©2002: Rostliny odčerpávající škodliviny z půdy (online) [cit. 2002-07-01]. Dostupné z <http://www.agris.cz/clanek/125554>.

AOPK ČR, ©2019: Základní údaje. Dostupné z <http://ceskestredohori.ochranaprirody.cz/>.

ARNIKA, ©2014: Kadmium 2018a (online) [cit. 2018-08-19]. Dostupné z <http://arnika.org/kadmium>.

ARNIKA, ©2014: Měď 2018b (online) [cit. 2018-08-19]. Dostupné z <http://arnika.org/med>.

ARNIKA, ©2014: Nikl 2018c (online) [cit. 2018-08-19]. Dostupné z <http://arnika.org/nikl>.

ARNIKA, ©2014: Olovo 2018d (online) [cit. 2018-08-19]. Dostupné z <http://arnika.org/olovo>.

BRETT H. R., BAÑUELOS G., CONESA H. M., EVANGELOU M. W. H., SCHULIN R., ©2016: Phytoremediation of Cadmium-contaminated agricultural land using indigenous plants, Vol. 2, Issue 1 (online) [cit. 01/2016]. Dostupné z https://www.researchgate.net/publication/324744062_Phytoremediation_of_Cadmium-contaminated_agricultural_land_using_indigenous_plants.

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, ©2019: Imise těžkých kovů obsažených v prašném aerosolu. Dostupné z http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr98cz/kap_0236/kap_0236.htm.

Dufek J. et al., ©2015: Fragmentace lokalit dopravní infrastrukturou – ekologické efekty a možná řešení v projektu COST 341 (online) [cit. 2018-08-19]. Dostupné z <http://www.vitejtenazemi.cz/krajina/index.php?article=104>.

DUONG T., LEE B., ©2011: Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *Journal of Environmental Management* 92/3, str. 554-562. Dostupné z <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479710002963>.

EUROPEAN COMMISSION, ©2017: Statistical pocketbook (online) [cit. 2018-08-09]. Dostupné z https://ec.europa.eu/transport/facts-fundings/statistics/pocketbook-2017_en.

EVROPSKÝ INSTITUT MĚDI, ©2018: Doprava (online) [cit. 2018-08-09]. Dostupné z <https://copperalliance.cz/o-medi/oblasti-pouziti/doprava/>.

HEŘMANOVSKÁ B., ©2019: Atomová absorpční spektrometrie jako cenný pomocník při analýzách vod zamořených arsenem. (online) Česká chemie. Dostupné z <http://www.ceskachemie.cz/svet-chemie/popularni-chemie/zajimavosti-ze-sveta-chemie/atomova-absorpcnispektrometrie-jako-cenny-pomocnik-pri-analyzach-vod-zamorenýcharsenem#.XIV01SJKiM9>.

INTEGROVANÝ REGISTR ZNEČIŠTĚNÍ, ©2018: Olovo a sloučeniny (jako Pb) (online) [cit. 2018-08-19]. Dostupné z <https://www.irz.cz/node/74>.

JEDLIČKA J., ©2018: Vývoj emisní zátěže ovzduší z dopravy. Centrum dopravního výzkumu (cit. 2018-08-09). Dostupné z <https://www.cdv.cz/file/clanek-vyvoj-emisni-zateze-ovzdusi-z-dopravy/>.

MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ, ©2013: Evropský týden mobility (online) [cit. 2018-08-09]. Dostupné z https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:H2UtcM5ys8sJ:https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/news_etm_2013/%24FILE/T%25C3%25A9matik%25C3%25A9%2520pokyny%25202013.pdf+%&cd=1&hl=cs&ct=clnk&gl=cz&client=firefox-b.

PARK S. S., KIM Y.J., ©2005: Source contributions to fine particulate matter in an urban atmosphere. *Chemosphere* 59, 217e226. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.001>.

REBELE F., LEHMANN C., ©2001: Biological flora of central europe: *Calamagrostis epigejos* (L.) roth. *Flora* 196, 325e344. Dostupné z <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0367253017300695>.

SAMARA C., VOUTSA D., ©2005: Size distribution of airborne particulate matter and associated heavy metals in the roadside environment. *Chemosphere* 59, 1197e1206. Dostupné z <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.061>.

SPEKTRUM ZDRAVÍ, ©2016: Těžké kovy v těle - o jaké kovy jde, co mohou způsobovat, odkud je získáváme a jak se jich zbavit [online] 2016 [cit. 2018-08-19]. Dostupné z <http://www.spektrumzdravi.cz/tezke-kovy-v-tele-o-jake-kovy-jde-co-mohou-zpusobovat-odkud-jeziskavame-a-jak-se-jich-zbavit>.

SVET DOPRAVY, ©2019: Sprísňovanie emisných limitov cestných motorových vozidiel (online) [cit. 2013-12-15], Vedecký recenzovaný online časopis. Dostupné z <http://www.svetdopravy.sk>.

ToxFAQs: Chromium. Agency for Toxic Substances & Disease Registry, Centers for Disease Control and Prevention, ©2001: February (online) [cit. 2007-10-02]. Dostupné z <https://www.atsdr.cdc.gov/tfacts7.html>.

Seznam obrázků, tabulek a grafů

- Obr. č. 1 Složení výfukových plynů
- Obr. č. 2 Vliv velikosti částic na lidský organismus
- Obr. č. 3 Velikost částic
- Obr. č. 4 Lokality odběrných míst
- Obr. č. 5 Třtina křovištní
- Obr. č. 6 Třtina křovištní
- Obr. č. 7 Fittoextrakce (jedna z metod fyto-remediace)
- Obr. č. 8 Peníze modravý
- Obr. č. 9 Základní schéma ETA-AAS
- Obr. č. 10 Fáze elektrotermické AAS
- Obr. č. 11 Základní schéma FA-AAS
- Obr. č. 12 Zařízení Agilent 240Z AA
- Obr. č. 13 Zařízení Agilent 55B AA
- Obr. č. 14 Grafické znázornění naměřených hodnot ve vztahu ke vzdálenosti odebraných vzorků
- Obr. č. 15 Grafické znázornění naměřených hodnot ve vztahu k uceleným lokalitám
-
- Tab. č. 1 Ovlivnění cílových orgánů jednotlivými těžkými kovy
- Tab. č. 2 Imisní limity a povolený počet jejich překročení za kalendářní rok
- Tab. č. 3 Nejdůležitější zdroje kontaminace životního prostředí rizikovými prvky
- Tab. č. 4 Roční průměr denní intenzity dopravy v roce 2016
- Tab. č. 5 Hodnoty teplot plamene v závislosti na kombinaci
- Tab. č. 6 Stanovení konstanty vlhkosti rostlinného vzorku
- Tab. č. 7 Přehled naměřených hodnot těžkých kovů na třtině křovištní – Laboratorní analýza
- Tab. č. 8 Přehled naměřených hodnot těžkých kovů na třtině křovištní – Přepočty na $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
- Tab. č. 9 Přehled hodnot získaných Párovým t-testem a Wilcoxonovým testem
- Tab. č. 10 Přehled hodnot získaných Dvouvýběrovým t-testem a Mann-Whitneyho testem

13. Přílohy

Příloha č. 1:

Grafické znázornění obsahů jednotlivých kovů ve vztahu ke vzdálenosti od komunikace.



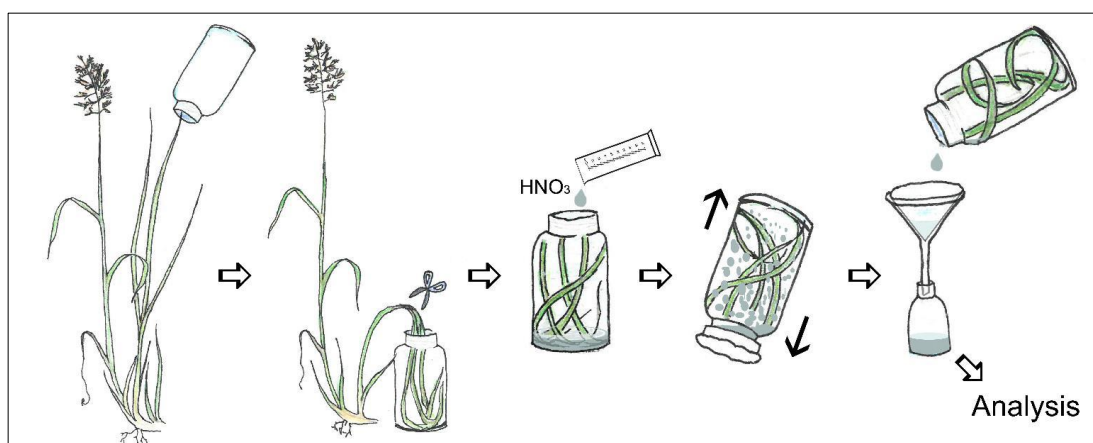
Příloha č. 2:

Metoda monitoringu depozice toxických prvků využívající široce rozšířenou expanzní travu (Vachová et al., 2017)

Využití rostlin při sledování kontaminace toxickými kovy je často používaným postupem, což lze doložit velkým počtem publikovaných prací. Náš navrhovaný postup je nový v těchto aspektech:

- Originální, levná a jednoduchá metoda extrakce partikulárních částic a rozpouštění toxických kovů zředěnou kyselinou přímo v odběrové lahvi – viz obrázek.
- Využití pouze jednoho specifického druhu expanzní trávy s velmi rozšířeným výskytem, což umožňuje efektivní mapování větších územních oblastí.
- S ohledem na jednoduchost, minimalizaci počtu operací a využití jednoho rostlinného druhu poskytuje navrhovaná metoda reprodukovatelné výsledky a vykazuje předpoklady k certifikaci.

Článek popisující tuto metodu je v recenzním řízení (stadium po provedené revizi) v časopise Environmental Pollution.

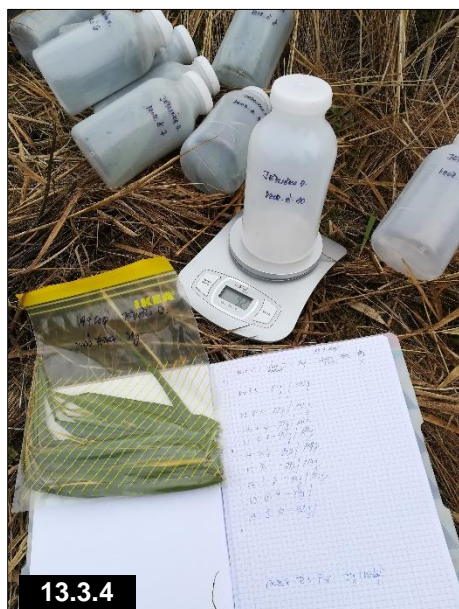


Navrhujeme metodu monitoringu depozice těžkých kovů využívající povrchu listů expanzní třtiny křovištní *Calamagrostis epigejos* s velkou hojností výskytu. Podstatou navrhovaného postupu je minimalizace počtu operací při odběru a přípravě vzorku k analýze. Sledované prvky jsou z povrchu zvážených listů trav o známé vlhkosti extrahovány zředěnou kyselinou dusičnou přímo v odběrové vzorkovnici. Dalšími kroky jsou už jen filtrace extrakčního roztoku a vlastní prvková analýza - prvky jsou extrahovány v koncentracích dobře stanovitelných metodami prvkové analýzy – AAS, ICP MS apod.

Navrhovaná metoda je jednoduchou a levnou alternativou složitějších postupů sledování chemického složení partikulárních částic deponovaných z atmosféry. Předpokládáme, že navrhovaný přístup je v souvislosti s velmi hojným výskytem daného druhu trávy, celkovou jednoduchostí a dostupností široce použitelnou a opakovatelnou metodou monitoringu depozice těžkých kovů např. v okolí dopravních komunikací. Postup poskytuje reprodukovatelné výsledky odpovídající aktuální úrovni atmosférické depozice (časový horizont vegetačního období třtiny křovištní) toxických prvků v partikulárních částicích a umožňuje levné a efektivní mapování větších územních oblastí.

Příloha č. 3:

Fotodokumentace.



- 13.3.1 Odběrové místo (třtina křovištní)
- 13.3.2 Laboratoř – Příprava vzorků k analýze
- 13.3.3 Laboratoř – Příprava vzorků k analýze
- 13.3.4 Terénní práce – Odběr a vážení vzorků
- 13.3.5 Odběrové místo (třtina křovištní)