



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA CHEMICKÁ

FACULTY OF CHEMISTRY

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

VYUŽITÍ INDEXŮ ZNEČIŠTĚNÍ PRO ZHODNOCENÍ KONTAMINACE PŮD

USE OF POLLUTION INDICES FOR EVALUATION OF SOIL CONTAMINATION

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Dorota Čmelíková

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Mgr. Helena Doležalová Weissmannová, Ph.D.

BRNO 2021

Zadání bakalářské práce

Číslo práce: FCH-BAK1573/2020 Akademický rok: 2020/21
Ústav: Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí
Studentka: **Dorota Čmelíková**
Studijní program: Chemie a chemické technologie
Studijní obor: Chemie a technologie ochrany životního prostředí
Vedoucí práce: **Mgr. Helena Doležalová Weissmannová, Ph.D.**

Název bakalářské práce:

Využití indexů znečištění pro zhodnocení kontaminace půd

Zadání bakalářské práce:

1. Literární rešerše zaměřená na použití indexů znečištění.
2. Odběr vzorků půd a stanovení obsahu kovů ve vzorcích půd.
3. Výpočet indexů znečištění a aplikace indexů pro posouzení ekologické zátěže půd.

Termín odevzdání bakalářské práce: 30.7.2021:

Bakalářská práce se odevzdává v děkanem stanoveném počtu exemplářů na sekretariát ústavu. Toto zadání je součástí bakalářské práce.

Dorota Čmelíková
student(ka)

Mgr. Helena Doležalová
Weissmannová, Ph.D.
vedoucí práce

prof. Ing. Jiří Kučerík, Ph.D.
vedoucí ústavu

V Brně dne 1.2.2021

prof. Ing. Martin Weiter, Ph.D.
děkan

ABSTRAKT

Tato práce se zabývá problematikou znečištění půdy těžkými kovy a využitím indexů k jejich zhodnocení. Byly zvoleny dvě oblasti k posouzení a porovnání. Analyzovanými kovy byly rtuť, zinek, měď, olovo a kadmium. Obsahy těžkých kovů byly stanoveny v 15ti vzorcích odebraných v oblasti Kyjova a v 15ti vzorcích poskytnutých z oblasti Ostravy. Stanovení bylo provedeno metodami AMA-254 a FAAS. Ze stanovených koncentrací byly následně vyhodnoceny indexy znečištění a byly posouzeny zdravotní rizika. Znečištění v Kyjově bylo zhodnoceno jako nízké až střední bez zdravotního rizika. Oblast Ostravy byla zhodnocena jako středně až vysoce znečištěná s nízkým zdravotním rizikem, obzvláště pro děti.

ABSTRACT

This thesis focuses on heavy metal contamination of soil and the use of pollution indices for its evaluation. Two regions were selected for assessment and comparison. The chosen heavy metals were mercury, zinc, copper, lead and cadmium. These heavy metals were analysed in 15 samples from Kyjov nad 15 samples from Ostrava. Methods of analysis were AMA-254 and FAAS. The established concentrations were used to calculate pollution indices and for health risk assessment. Pollution in Kyjov was assessed as low to medium without any health risks. Ostrava region was assessed as moderately to highly polluted with a low health risk, especially for children.

KLÍČOVÁ SLOVA

Těžké kovy, kontaminace půdy, indexy znečištění, posouzení zdravotních rizik, rtuť, zinek, měď, olovo, kadmium, AMA-254, FAAS, Kyjov, Ostrava

KEYWORDS

Heavy metals, soil contamination, pollution indices, health risk assessment, mercury, zinc, copper, lead, cadmium, AMA-254, FAAS, Kyjov, Ostrava

ČMELÍKOVÁ, Dorota. *Využití indexů znečištění pro zhodnocení kontaminace půd*. Brno, 2021. Dostupné také z: <https://www.vutbr.cz/studenti/zav-prace/detail/131773>. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí . Vedoucí práce Mgr. Helena Doležalová Weissmannová, Ph.D.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citovala. Bakalářská práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího bakalářské práce a děkana FCH VUT.

.....

podpis studenta

Obsah

1	Úvod.....	7
2	Teoretická část.....	8
2.1	Znečištění půd těžkými kovy.....	8
2.2	Rizika vybraných těžkých kovů	9
2.2.1	Rtuť	9
2.2.2	Kadmium.....	9
2.2.3	Olovo	10
2.2.4	Chrom.....	11
2.2.5	Nikl.....	11
2.2.6	Zinek.....	12
2.2.7	Měď	12
2.3	Indexy znečištění	13
2.3.1	Geoakumulační index I_{geo}	13
2.3.2	Faktor obohacení EF	13
2.3.3	Faktor kontaminace CF	14
2.3.4	Index znečištění PI	15
2.3.5	Zátěžový index znečištění PLI	17
2.3.6	Stupeň kontaminace C_{deg}	18
2.3.7	Index ekologického rizika RI	19
2.3.8	Průměrný ERM kvocient MERMQ.....	20
2.3.9	Index závažnosti kontaminace CSI	20
2.4	Indexy posouzení zdravotních rizik.....	22
2.4.1	Posouzení expozice	22
2.4.2	Nekarcinogenní riziko	22
2.4.3	Karcinogenní riziko	23
3	Experimentální část.....	24
3.1	Použité chemikálie.....	24
3.2	Použité pomůcky a zařízení	24
3.3	Metody.....	25
3.3.1	Odběr vzorků.....	25

3.3.2	Úprava vzorků	28
3.3.3	Stanovení sušiny	28
3.3.4	Mikrovltný rozklad	28
3.3.5	Stanovení rtuti	28
3.3.6	Stanovení vybraných kovů	29
3.4	Kalibrace	30
4	Výsledky a diskuze	32
4.1	Výskyt analyzovaných kovů	32
4.1.1	Výskyt v Kyjově	32
4.1.2	Výskyt v Ostravě	34
4.2	Zhodnocení znečištění	38
4.2.1	Jednoduché indexy	38
4.2.2	Složité indexy	43
4.3	Posouzení zdravotních rizik	49
5	Závěr	51
6	Seznam použitých zdrojů	52
7	Seznam příloh	58
8	Přílohy	59

1 ÚVOD

Znečišťování životního prostředí těžkými kovy je globální problém. Těžké kovy se přirozeně vyskytují v zemské kůře v určitém množství, ale přírodní zvětrávací procesy a lidská činnost vedou ke zvyšování obsahu těžkých kovů v prostředí. Z různých antropogenních zdrojů se dostávají těžké kovy v různých formách do půd. Kvůli jejich bioakumulativní a nedegradabilní povaze mohou v půdách přetrvávat i několik desetiletí.

Znečištěné půdy mohou pak přímo nebo nepřímo ovlivňovat lidské zdraví. Koncentrace kovů v půdách zemědělských mohou ovlivňovat kvalitu půd a plodin, které se v nich pěstují. Akumulací z půd do rostlin dochází ke kontaminaci skrz trofické úrovně a požití potravin je jedním z nejčastějších způsobů expozice těžkým kovům.

Některé těžké kovy jsou vysoce toxické již při malých koncentracích. Řada z nich je klasifikována jako karcinogeny. Toxicita kovů je závislá převážně na formě daného kovu, způsobu a době expozice. Nejčastěji se otravy těžkými kovy projevují poškozením centrální nervové soustavy. Nejvíce rizikovou skupinou jsou děti, u kterých může docházet k poruchám vývoje.

Pro popis znečištění a kontaminace půd těžkými kovy slouží indexy znečištění. Tyto indexy byly sestaveny pro posouzení kontaminace, znečištění a obohacení půd těžkými kovy a jsou hojně používány. Cílem této práce je představení indexů znečištění a posouzení zdravotních rizik a na jejich základě vyhodnotit znečištění půdních vzorků daných lokalit.

2 TEORETICKÁ ČÁST

2.1 Znečištění půd těžkými kovy

Problematika těžkých kovů je často opakovaným tématem. Termín „těžké kovy“ se obecně používá pro označení kovů a polokovů, které jsou potencionálně toxickými látkami a jsou spojené s kontaminací životního prostředí. Těžké kovy se nejčastěji definují jako prvky o větší atomové hmotnosti a s hustotou větší než 5 g/cm^3 . Jsou významnými polutanty kvůli jejich toxicitě, perzistenci a bioakumulaci v životním prostředí, což může vést ke vzrůstu koncentrace v rámci potravního řetězce neboli biomagnifikaci. Biodostupnost kovů závisí na faktorech fyzikálních (př. pH, teplota, ...) a chemických (př. redoxní potenciál, ...). Akumulace toxických těžkých kovů v biotě pak představuje potenciální riziko zdraví jejich konzumentů včetně člověka. Nejrizikovějšími těžkými kovy pro životní prostředí jsou Cr, Hg, Ni, Cu, Cd, Pb a Zn. [1; 2; 3; 4; 5; 6; 7]

Toxicita těžkých kovů je prokázanou a opětovně studovanou závažnou hrozbou spojovanou s mnohými zdravotními riziky. V malých množstvích mohou být nepostradatelnými prvky pro organismus, ale ve větších dávkách mohou představovat nebezpečí pro zdraví. Jejich toxicita závisí na řadě faktorů jako je množství absorbované dávky, způsob a doba trvání expozice. Dalšími důležitými faktory jsou chemická forma a speciace kovu, které ovlivňují osud a transport těžkých kovů. Otrava těžkými kovy má nejčastěji nepříznivé účinky na nervový, endokrinní, svalový, imunitní nebo kardiovaskulární systém. Mohou narušovat metabolické procesy nebo se chovat jako pseudoprvky. Konkrétním příkladem jednoho z metabolických projevů toxicity kovů je blokáce proteinů vázajících vápník. Narušují buněčné procesy tím, že vápník na těchto proteinech nahrazují. Opakované dlouhodobé expozice některým těžkým kovům pak mohou vést k rozvoji rakoviny, proto jsou tyto kovy klasifikovány jako karcinogeny. [4; 7; 8; 9]

Těžké kovy jsou přirozenými komponenty zemské kůry. V půdě bývají běžně v menších koncentracích a do určitého množství jsou i biologicky důležité. Vlivem přírodních procesů a lidské činnosti však dochází ke zvyšování jejich obsahu. Antropogenní zdroje se mohou lišit v závislosti na využití půdy. Mezi zdroje znečištění městských půd spadá hlavně doprava a průmysl soustředěný na zpracování těžkých kovů. U zemědělských půd dochází ke znečišťování častým využíváním hnojiv, pesticidů a dalších agrochemikálií. Obsah těžkých kovů v půdě je pak dán sumou kovů pocházejících jak z přírodních, tak antropogenních zdrojů. Předpokládá se, že příspěvek z lidské činnosti je větší. Z průmyslových zdrojů jsou těžké kovy emitovány do atmosféry a depozicí, suchou nebo mokrou, se dostávají na povrch půdy. V půdě mohou těžké kovy existovat v různých formách, které mají vliv na jejich reaktivitu, mobilitu a biodostupnost. Jejich nadměrné koncentrace v půdě mají nepříznivé účinky na půdní ekosystémy. Kontaminací plodin mohou ohrožovat lidské zdraví a být příčinou dalších problémů v životním prostředí. Přírodními degradačními procesy se navíc těžko odstraňují. Z těchto důvodů je důležité sledovat obsahy těžkých kovů v půdách. Nejúčelnějším způsobem efektivního posouzení kontaminace a znečištění je využití vhodných indikátorů a indexů.

[4; 7; 10; 11; 12; 13; 14; 15; 16; 17]

2.2 Rizika vybraných těžkých kovů

2.2.1 Rtuť

Rtuť je lesklý stříbrobílý kov bez zápachu, který je široce rozšířený v přírodě a má jedinečné fyzikálně chemické vlastnosti. Hg^0 se jako jediný kov vyskytuje v kapalném skupenství při pokojové teplotě a po zahřátí přechází na bezbarvý plyn bez zápachu. Rtuť je velmi nebezpečný toxický, perzistentní a bioakumulativní kov.

V životním prostředí je rtuť přítomna v mnoha fyzikálních a chemických formách, převážně se vyskytuje jako elementární, anorganická a organická rtuť. Na základě rozdílných fyzikálně-chemických vlastností se různé formy rtuti liší jejich chováním v životním prostředí, dopadech na ekosystémy, toxicitou a vyvolávajícími klinickými příznaky.

Použití rtuti je velmi rozsáhlé, například se využívá v teploměrech, barometrech, hustoměrech, rtuťových obloukových lampách a jako katalyzátor. Kromě expozice v zaměstnání, kdy mohou jedinci inhalovat kontaminovaný vzduch, je možná také expozice rtuti odplyňováním zubního amalgámu a požití kontaminovaných ryb. Inhalace par rtuti může způsobovat bronchitidu, astma nebo dočasné dýchací potíže.

Toxicita rtuti je závislá na formě, dávce a způsobu expozice. Elementární a organická rtuť jsou neurotoxické, zatímco anorganická rtuť je nefrotoxická. Soli rtuťné a rtuťnaté poškozují hlavně sliznici ledvin a střev. Kapalná Hg^0 se absorbuje špatně a nepředstavuje velké riziko. Snadno se ale odpařuje a je velmi rychle absorbována plicemi, ze kterých se dostává do cílových orgánů. Je schopná přecházet přes většinu buněčných membrán, včetně placenty a hematoencefalické bariéry. Hg^0 se tedy rozšíří lehce po celém těle. V krvi se Hg^0 oxiduje na Hg^{2+} . Hg^{2+} může inhibovat aktivitu molekul a narušovat buněčné funkce a detoxikační procesy. Organická rtuť je považována za nejvíce rizikovou a frekventovanou formu rtuti. Nejčastěji se objevuje methylртуť (MeHg) a ethylртуť. MeHg způsobuje destrukce mikrotubulů, peroxidaci lipidů, akumulaci neurotoxických molekul a poškozuje mitochondrie. MeHg má vysokou chemickou stabilitu, dokáže procházet skrze většinu membrán. Ve všech formách mění rtuť terciární a kvartérní strukturu proteinů. Zásahem do procesů transkripce a translace může dojít k vymizení ribozomů. [8; 9; 18; 19; 20; 21]

2.2.2 Kadmium

Kadmium je měkký, stříbrobílý nebo modrobílý přechodný kov. Chemicky se podobá zinku a rtuti. Kadmium je jedním z nejvíce toxických těžkých kovů, toxicita se projevuje již při nízkých koncentracích. Jeho sloučeniny jsou klasifikovány jako prokázané karcinogeny. Toxicita kadmia je globální hrozbou pro životní prostředí a lidské zdraví.

Kadmium je velmi častým kovem využívaným v průmyslu. Mezi významné antropogenní zdroje patří baterie, solární články, plastové stabilizátory, pokovování oceli, fungicidy, hnojiva, tavení rud a výroba zinku, kde kadmium vzniká jako vedlejší produkt. Tyto zdroje spolu se zdroji přírodními, jako je zvětrávání hornin, erupce sopky a lesní požáry, stojí za zvyšováním koncentrací kadmia v životním prostředí.

Kadmium je považováno za primární půdní polutant. Nekontrolované a nevhodné odstraňování odpadů vede ke zvyšování koncentrací kadmia v půdách. V nich může kadmium přetrvávat až několik desetiletí a z kontaminované půdy se pak snadno dostává do rostlin, ve kterých se akumuluje. Přecházení kadmia ze zemědělských půd do plodin je jedním z nejvýznamnějších zdrojů expozice.

Dalším velmi významným způsobem expozice je inhalace tabákového kouře nebo inhalace na pracovištích dolů, tavíren a v dalších průmyslech zaměřených na zpracovávání kadmia. Při inhalaci kadmia se převážně projevují dýchací potíže a dochází k poškození plic. Při požití kadmia ve větším množství dochází k dráždění žaludku až zvracení a průjmu.

Po vstřebání dochází k akumulaci uvnitř organismu. Hlavními cílovými orgány jsou ledviny a kosti. Způsobuje snižování hustoty kostí v důsledku úbytku vápníku a fosforu. V buňkách narušuje metabolismus Ca, Fe, Mg, Cu a Zn, což může vést k demineralizaci, osteoporóze, osteomalacii a dalším poruchám kostí. U žen pak může způsobit rakovinu prsu. [4; 8; 22; 23; 24]

2.2.3 Olovo

Olovo je jasně stříbrný lesklý a vysoce toxický kov, jehož široké používání má za následek rozsáhlou kontaminaci životního prostředí. Nemá žádnou biologicky významnou funkci. K akumulaci v životním prostředí dochází díky jeho nebiodegradabilní povaze a výše zmíněnému hojnému využití. Olovo je potenciálně karcinogenní a má negativní vliv na organismus již při malých koncentracích. Organické olovo je toxičtější než anorganické a dříve se hodně používalo jako aditivum v palivech. Dnes již bylo nahrazeno, otrava organickým olovem je tedy vzácná.

Olovo se přirozeně vyskytuje v zemské kůře, avšak dochází ke zvyšování jeho koncentrací díky přírodním procesům, jako je zvětrávání hornin a eroze, a lidské činnosti. Nejvýznamnějšími antropogenními zdroji je používání hnojiv a pesticidů, emise z průmyslu, výfuky automobilů, olověné trubky, baterie a další. Z těchto zdrojů se pak olovo dostává do půdy, rostlin a vodních útvarů. U rostlin způsobuje olovo narušení fyziologických procesů. Při vyšších koncentracích dochází k poškození tukových membrán, a to vede k poruchám chlorofylu, fotosyntetických procesů a zastavení celkového růstu rostliny.

K pracovní expozici dochází u zaměstnanců dolů a tavíren, kde inhalují kontaminovaný prach a aerosoly. Dalšími cestami vystavení se olovu je hlavně kouření a požití kontaminované zeleniny a ovoce, které jsou pěstovány v půdě s vysokým obsahem olova.

Olovo je vysoce jedovatý těžký kov. Má negativní vliv skoro na všechny orgány v těle, ale nejčastěji napadá nervový systém, což se projevuje bolestmi hlavy, ztrátou paměti, otupělostí a podrážděností. Pokud jsou jedinci exponováni velmi intenzivně, dochází u nich k celkovým poruchám centrální nervové soustavy, a to především mozku. Otrava olovem může být akutní nebo chronická. Symptomy jsou velmi různé a odvíjí se na základě délky expozice. Dlouhodobá expozice může vést k anemii a poruchám gastrointestinálního traktu.

Mezi příznaky akutní otravy olovem patří například ztráta chuti, bolest hlavy a břicha, vysoký tlak, únava, závrať a halucinace. Dochází k poruchám ledvin, mozku a gastrointestinálního

traktu. Symptomy chronické otravy jsou ztráta krátkodobé paměti, deprese, nevolnost, bolest břicha a hlavy, únava. Primárně je poškozována centrální nervová soustava, dále má nepříznivé účinky na krevní tlak, ledviny a srdce. U dětí větší obsah olova v těle vede k poruchám vývoje, sluchu, řeči a mohou se projevit nepříznivé behaviorální změny. U těhotných žen může olovo ve větším množství způsobit potrat. [4; 8; 22; 25; 26]

2.2.4 Chrom

Chrom je sedmým nejhojnějším prvkem v přírodě. Je to stopový prvek, který se podílí na metabolismu glukózy, tuků i proteinů. V životním prostředí se vyskytuje v oxidačních stavech od Cr^{2+} po Cr^{6+} . Nejčastější jsou oxidační stavy Cr^{3+} a Cr^{6+} ve formě hornin. Chrom je běžným komponentem půd, většinou je přítomen jako Cr^3 . Je hojně zastoupen v organické hmotě půdy a ve vodním prostředí ve formách oxidů, hydroxidů a síranů. Za určitých podmínek může docházet v půdách k oxidaci Cr^{3+} na Cr^{6+} . Jednou z podmínek je například vysoce zásadité pH půdy. Cr^{6+} je velmi toxickou formou chromu a je řazen mezi prokázané karcinogeny.

Hojně se využívá chromu v průmyslu, např. v hutnictví, výrobě barviv, papíru, cementu, ochranných prostředků na dřevo. V zemědělství se často používají hnojiva a fungicidy obsahující chrom. Široké využití chromu a jeho perzistentní a bioakumulativní povaha vedou ke kontaminaci životního prostředí.

U pracovníků v průmyslu spojeném s chromem je nejčastější způsob expozice inhalace chromu uvolněného do ovzduší. Inhalace chromu, konkrétně Cr^{6+} , může vést k rozvoji rakoviny plic. Dalším častým zdrojem je požití kontaminovaného jídla a vody. V organismu se extracelulárně podílí tělní tekutiny jako sliny a žaludeční šťávy a mikroorganismy na redukci Cr^{6+} na Cr^{3+} , což slouží jako jakýsi detoxikační proces snižující dopady na organismus. Při kontaktu chromu s kůží dochází k jejímu poškozování, vzniku vředů a dermatitidy. [4; 8; 27; 28; 29; 30]

2.2.5 Nikl

Nikl a jeho sloučeniny se běžně vyskytují v životním prostředí. Existuje pět izotopů niklu, nejhojnějšími jsou izotopy ^{58}Ni a ^{60}Ni . V zemské kůře se nikl přirozeně vyskytuje v nerozpustných i rozpustných formách. Sloučeniny niklu byly zařazeny mezi karcinogenní látky. Nikl je tedy toxický v určitých formách a koncentracích.

Do životního prostředí se dostává z různých přírodních zdrojů jako jsou erupce sopky a lesní požáry. Kovový nikl se velmi široce využívá v průmyslu pro výrobu oceli, galvanickém pokovování, výrobě baterií a elektronických zařízení. Slitiny niklu se využívají při výrobě různých nástrojů, zařízení a výzbroje. Výroba niklu a jeho sloučenin, recyklace produktů a likvidace odpadů obsahující nikl vedou ke znečištění životního prostředí.

Nejčastějším způsobem expozice je inhalace kouře z cigaret a požití kontaminovaného jídla nebo vody. K pracovní expozici může docházet při těžbě, rafinaci, výrobě nebo tavení slitin niklu. U vystavených jedinců se prokázal větší výskyt rakoviny plic. Při chronické expozici dochází k rychlé absorpci do plic, což může vést k plicní fibróze, ztrátě jejich funkce a následně kardiovaskulárním chorobám a onemocněním ledvin. U jedinců s alergií na nikl se po kontaktu s kůží projevuje dermatitida. [30; 31]

2.2.6 Zinek

Zinek patří mezi stopové prvky, které hrají důležitou roli v organismu. Je nezbytný pro produkci některých enzymů a jako kofaktor působí v řadě enzymatických reakcí. Ovlivňuje dělení, růst a vývoj buněk a pomáhá i s růstem a opravami tkání. Při nízkých koncentracích je zinek žádoucím prvkem, jakmile je však v koncentracích vyšších může mít na organismus nežádoucí účinky.

V přírodě se hojně vyskytuje v horninách a rudách v oxidačním stavu Zn^{2+} . Jelikož je v životním prostředí velké množství zdrojů, otrava zinkem není vůbec neobvyklá. K expozici zinku může dojít mnoha způsoby. U pracovníků, kteří nakládají se sloučeninami zinku, může docházet ke kontaktu v místě pracoviště, kde jsou přítomny výpary obsahující zinek. Při inhalaci kontaminovaného vzduchu se může objevit podráždění dýchacích cest a bolest na hrudi. Závažnost symptomů je pak závislá na době trvání expozice a sloučenině zinku, která byla inhalována. Dalším rizikem je nadužívání doplňků stravy se zinkem a nadbytečném aplikace krému na zubní protézy. Při nadměrném požití zinku dochází převážně k poruchám gastrointestinálního traktu. V případě chronické otravy jsou poškozovány i ledviny, kosti a nervová soustava.

Když je zinek v organismu v nadbytku, je vázán na protein metalothionein (protein bohatý na cystein), který reguluje hladinu řady dalších prvků, včetně mědi. Odezvou organismu je zvýšení produkce tohoto proteinu za účelem snížení koncentrace volného zinku. Měď má ale vyšší afinitu k metalothioneinu a bude se k němu vázat přednostně, což způsobí snížení hladiny mědi v organismu. Nadbytek zinku je tedy vždy doprovázen nedostatkem mědi. [26; 32]

2.2.7 Měď

Měď je další stopový prvek důležitý pro organismus. Slouží jako kofaktor pro proteiny. Koncentrace volné mědi je v organismu velmi nízká, protože většina obsažené mědi je vázána na bílkoviny. Toxicita mědi je tedy poměrně vzácná.

Stejně jako zinek se měď stává nebezpečnou, pokud je v nadbytku. Měď se váže na protein metalothionein a ukládá se v játrech odkud je exkretována ve žluči nebo se dostává do periferních tkání. V přebytku zůstávají volné ionty, které mohou poškozovat buněčné komponenty, DNA a způsobovat oxidativní stres. V organismu měď za pomoci specifických enzymů přechází mezi oxidovanou Cu^{2+} a redukovanou Cu^{1+} formou. Během těchto přeměn mohou vznikat superoxydy a hydroxylové radikály, které jsou škodlivé pro organismus.

Měď a její sloučeniny jsou hojně využívány, např. síran měďnatý je snadno dostupnou látkou a používá se často jako pesticid a v průmyslu.

Toxicita mědi může být výsledkem dědičné metabolické vady nebo důsledkem nadměrného příjmu. Také může být zapříčiněná konzumací potravin vařených v měděném nádobí. Mezi symptomy otravy mědí patří bolest hlavy, únava, deprese, podrážděnost a poruchy soustředění. Při požití většího množství mědi dochází k bolestem břicha, průjmům a zvracení. V nejhorších případech může dojít až k hemolýze, nekróze jater, selhání ledvin a srdce. [33; 34; 35; 36]

2.3 Indexy znečištění

Kontaminace/znečištění půd můžeme vyjádřit pomocí různých indexů. Vyhodnocování pomocí indexů patří mezi nejčastěji používané metody posouzení kontaminace/znečištění půd těžkými kovy. Těmito indexy lze vyhodnotit antropogenní vliv na obsah těžkých kovů v půdách, stanovit úroveň obohacení těžkými kovy, klasifikovat půdy do tříd rozdělených na základě hodnot indexů. Indexy jsou tedy velmi důležitým a vhodným nástrojem k posouzení kontaminace/znečištění půd. Využívají se jednoduché indexy (I_{geo} , CF, EF, ...) a indexy složitější (PI_{sum}, PI_{avg}, RI, ...). [7; 17; 37; 38]

2.3.1 Geoakumulační index I_{geo}

Geoakumulační index slouží k posouzení kontaminace životního prostředí porovnáním koncentrací kovu v půdě a jeho koncentrací před industrializací. Původně byl určen ke zhodnocení kontaminace sedimentů. Dnes se hojně používá k posouzení stupně kontaminace půd těžkými kovy. Geoakumulační index je definován vztahem:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5B_n} \right) \quad (1)$$

kde C_n je koncentrace stanovovaného těžkého kovu n v půdě (mg/kg), B_n je geochemická referenční hodnota stanovovaného těžkého kovu n (mg/kg). Konstanta 1,5 představuje vliv prostředí a člověka na koncentraci daného těžkého kovu. Na základě hodnot geoakumulačního indexu bylo vytvořeno sedm kontaminačních tříd uvedených v tabulce 1. Poslední šestá třída zahrnuje všechny hodnoty indexu větší než třída pět.

Tabulka 1: Kontaminační třídy I_{geo}

Hodnota	Stav půdy
$I_{geo} \leq 0$	prakticky nekontaminovaná
$0 < I_{geo} < 1$	nekontaminovaná až mírně kontaminovaná
$1 < I_{geo} < 2$	mírně kontaminovaná
$2 < I_{geo} < 3$	mírně až těžce kontaminovaná
$3 < I_{geo} < 4$	těžce kontaminovaná
$4 < I_{geo} < 5$	těžce až extrémně kontaminovaná
$5 \leq I_{geo}$	extrémně kontaminovaná

[1; 5; 7; 15; 17; 18; 39; 40]

2.3.2 Faktor obohacení EF

Faktor obohacení se využívá ke stanovení míry obohacení půdy daným kovem a je založen na standardizaci stanovovaného kovu vůči referenčnímu kovu. Tento referenční kov je

charakteristický nízkou variabilitou výskytu. Jako referenční kov se nejčastěji volí např. Fe, Al, Mn, Ti, Sc a Sr.

Faktor obohacení je stanoven ze vzorce:

$$EF = \frac{\frac{C_n}{C_{Ref}}}{\frac{B_n}{B_{Ref}}} \quad (2)$$

kde C_n je koncentrace stanovovaného těžkého kovu n ve vzorku (mg/kg), C_{Ref} je koncentrace referenčního kovu ve vzorku (mg/kg), B_n je referenční hodnota stanovovaného těžkého kovu n v referenčním prostředí (mg/kg), B_{Ref} je referenční hodnota referenčního kovu v referenčním prostředí (mg/kg).

Na základě hodnoty EF můžeme posoudit, zdali daný kov pochází převážně z přírodních či antropogenních zdrojů. Hodnoty EF kolem 1 naznačují, že daný těžký kov pochází převážně z přírodních zvětrávacích procesů. Naopak hodnoty vyšší poukazují na významný vliv lidské činnosti. Obecně lze považovat hodnoty $EF < 5$ za méně významné, jelikož toto obohacení může vyplývat z rozdílů složení vzorkované a referenční půdy použité pro stanovení EF. Dle hodnot EF je rozeznáváno pět tříd, které jsou uvedeny v tabulce 2.

Tabulka 2: Rozdělení tříd EF

Hodnota	Míra obohacení
$EF \leq 2$	Malé obohacení
$2 < EF < 5$	Mírné obohacení
$5 < EF < 20$	Vysoké obohacení
$20 < EF < 40$	Velmi vysoké obohacení
$40 \leq EF$	Extrémní obohacení

[7; 15; 17; 39; 40; 41; 42; 43]

2.3.3 Faktor kontaminace CF

Faktor kontaminace nám dává poměr průměrné hodnoty koncentrace kovu ve vzorkované půdě a koncentraci kovu v půdě neznečištěné. Umožňuje vyhodnocení kvality půdy a využívá se pro popis toxických látek. Pro CF byl definován vztah:

$$CF = \frac{C_M}{C_{np}} \quad (3)$$

kde C_M je průměrná koncentrace stanovovaného těžkého kovu (mg/kg), C_{np} je preindustriální referenční hodnota stanovovaného těžkého kovu (mg/kg). Průměrná koncentrace stanovovaného kovu se bere z aspoň pěti vzorků, což nám zajistí rovnoměrné pokrytí zkoumané oblasti. Pokud $C_M > C_{np}$ daná látka je považována za kontaminující nebo obohacující. V opačném případě nelze látku charakterizovat jako kontaminující. V tabulce 3 je uvedeno rozdělení tříd podle hodnot CF.

Tabulka 3: Úrovně kontaminace dle CF

Hodnota	Kontaminace
$CF \leq 1$	Nízká
$1 < CF < 3$	Mírná
$3 < CF < 6$	Značná
$6 \leq CF$	Vysoká

[7; 15; 16; 40; 42; 44]

2.3.4 Index znečištění PI

Jednoduchý či jednoprvkový index znečištění udává poměr stanovené koncentrace ku referenční hodnotě jednoho daného kovu. Využívá se k posouzení kvality životního prostředí a posouzení nejvíce rizikových těžkých kovů mezi studovanými prvky. Byl definován vztahem:

$$PI = \frac{C_n}{B_n} \quad (4)$$

kde C_n je koncentrace stanovovaného těžkého kovu n ve vzorku (mg/kg), B_n je referenční hodnota stanovovaného těžkého kovu v půdě (mg/kg). Dle hodnot lze rozlišit stupeň znečištění, jak je uvedeno v tabulce 4.

Tabulka 4: Stupně znečištění dle PI

Hodnota	Stav půdy
$PI \leq 1$	nízké znečištění
$1 < PI < 3$	střední znečištění
$3 \leq PI$	vysoké znečištění

Na základě PI se stanovuje Integrovaný index znečištění (IPI), který je definován jako střední hodnota PI:

$$IPI = \text{mean}(PI_i) \quad (5)$$

kde PI_i je index znečištění i -tého stanovovaného těžkého kovu. V tabulce 5 je uvedeno rozdělení tříd podle hodnot IPI.

Tabulka 5: Rozdělení dle IPI

Hodnota	Stav půdy
$IPI \leq 1$	nízké znečištění
$1 < IPI < 2$	střední znečištění
$2 \leq IPI$	vysoké znečištění

PI se využívá také pro stanovení komplexních indexů, které vyjadřují celkové znečištění půdy všemi těžkými kovy. PI_{sum} je komplexní index definovaný jako suma PI všech těžkých kovů v kontaminované půdě:

$$PI_{sum} = \sum_{i=1}^n PI_i \quad (6)$$

kde PI_i jsou indexy znečištění jednotlivých stanovovaných těžkých kovů, n je počet stanovovaných kovů. PI_{sum} tedy poskytuje posouzení celkové kontaminace v půdě.

Průměrný index znečištění se využívá k posouzení kvality půdy v závislosti na stupni kontaminace. Je definován vztahem:

$$PI_{avg} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n PI_i \quad (7)$$

kde PI_i jsou indexy znečištění jednotlivých stanovovaných těžkých kovů, n je počet stanovovaných těžkých kovů.

Index znečištění Nemerow je komplexní index posuzující celkovou úroveň znečištění půdy těžkými kovy a je definovaný vztahem:

$$PI_{Nemerow} = \sqrt{\frac{PI_{avg}^2 + PI_{Max}^2}{n}} \quad (8)$$

kde PI_{avg} je průměrný index znečištění všech uvažovaných těžkých kovů, PI_{Max} je maximální hodnota PI všech uvažovaných těžkých kovů, n je počet stanovovaných těžkých kovů. Stanovené hodnoty $PI_{Nemerow}$ jsou klasifikovány do tříd uvedených v tabulce 6.

Tabulka 6: Třídy dle $PI_{Nemerow}$

Hodnota	Stav půdy
$PI_{Nemerow} \leq 0,7$	čistá
$0,7 < PI_{Nemerow} < 1$	ostražitost
$1 < PI_{Nemerow} < 2$	lehké znečištění
$2 < PI_{Nemerow} < 3$	mírné znečištění
$3 \leq PI_{Nemerow}$	těžké znečištění

Mezní index znečištění (PI_T) a integrovaný mezní index znečištění (IPI_T) jsou také častými indexy využívanými k posouzení znečištění půdy s ohledem na běžné účinky těžkých kovů v půdě.

$$PI_T = \frac{C_i}{C_{TL}} \quad (9)$$

$$IPI_T = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n PI_T \quad (10)$$

kde C_i je koncentrace stanovovaného těžkého kovu i , C_{TL} je tabelovaná minimální koncentrace stanovovaného těžkého kovu. Posouzení na základě hodnot PI_T je uvedeno v tabulce 7 a dle IPI_T v tabulce 8.

Tabulka 7: Zhodnocení dle PI_T

Hodnota	Stav půdy
$PI_T \leq 1$	žádné znečištění
$1 < PI_T < 2$	nízké znečištění
$2 < PI_T < 3$	mírné znečištění
$3 < PI_T < 5$	vysoké znečištění
$PI_T \geq 5$	velmi vysoké znečištění

Tabulka 8: Rozdělení dle IPI_T

Hodnota	Stav půdy
$IPI_T \leq 1$	nízké znečištění
$1 < IPI_T < 3$	mírné znečištění
$IPI_T \geq 3$	silné znečištění

[7; 11; 16; 17; 26; 37; 39; 40; 45]

2.3.5 Zátěžový index znečištění PLI

Zátěžový index znečištění je komplexní index poskytující posouzení celkového znečištění půdy a vyhodnocení jeho závažnosti. Tento index je založen na kontaminačních faktorech stanovovaných těžkých kovů:

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \cdot CF_2 \cdot CF_3 \dots \cdot CF_n} \quad (11)$$

kde CF je faktor kontaminace, n je počet stanovovaných těžkých kovů. Z hodnot PLI bližších k nule vyplývá, že stanovené hodnoty těžkých kovů jsou velmi blízké jejich referenčním hodnotám. Na základě hodnot PLI bylo sestaveno sedm tříd, které jsou uvedeny v tabulce 9.

Tabulka 9: Rozdělení tříd dle PLI

Hodnota	Stav půdy
$PLI \leq 1$	žádné znečištění
$1 < PLI < 2$	žádné až mírné znečištění
$2 < PLI < 3$	mírné znečištění
$3 < PLI < 4$	mírné až vysoké znečištění
$4 < PLI < 5$	vysoké znečištění
$5 \leq PLI$	velmi vysoké znečištění

[7; 17; 42; 46]

2.3.6 Stupeň kontaminace C_{deg}

Stupeň kontaminace je sumou faktorů kontaminace všech stanovovaných těžkých kovů, která odpovídá a poskytuje míru stupně celkové kontaminace půdy. Je definován vztahem:

$$C_{deg} = \sum_{i=1}^n CF_i = \sum_{i=1}^n \frac{C_M}{C_{np}} \quad (12)$$

kde CF_i je faktor kontaminace i -tého těžkého kovu, n je počet stanovovaných těžkých kovů, C_M je průměrná koncentrace stanovovaného těžkého kovu (mg/kg), C_{np} je preindustriální referenční hodnota stanovovaného těžkého kovu (mg/kg). Dle hodnot C_{deg} se rozeznávají čtyři třídy uvedeny v tabulce 10.

Tabulka 10: Rozdělení tříd dle C_{deg}

Hodnota	Stav půdy
$C_{deg} \leq 8$	nízký stupeň kontaminace
$8 < C_{deg} < 16$	mírný stupeň kontaminace
$16 < C_{deg} < 32$	vysoký stupeň kontaminace
$32 \leq C_{deg}$	velmi vysoký stupeň kontaminace

Upravenou a zobecněnou formou C_{deg} je modifikovaný stupeň kontaminace (mC_{deg}), který je definovaný jako suma všech CF pro daný soubor polutantů ku jejich počtu:

$$mC_{deg} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n CF_i \quad (13)$$

CF by měl být průměrnou hodnotou faktorů kontaminace daného těžkého kovu aspoň ze tří vzorků. Do stanovení mC_{deg} můžeme zahrnout těžké kovy i organické polutanty. Bylo vytvořeno rozdělení tříd na základě hodnot mC_{deg} , které jsou uvedeny v tabulce 11.

Tabulka 11: Stupně kontaminace dle mC_{deg}

Hodnota	Stupeň kontaminace
$mC_{deg} \leq 1,5$	velmi nízký
$1,5 < mC_{deg} < 2$	nízký
$2 < mC_{deg} < 4$	mírný
$4 < mC_{deg} < 8$	vysoký
$8 < mC_{deg} < 16$	velmi vysoký
$16 < mC_{deg} < 32$	extrémně vysoký
$32 \leq mC_{deg}$	ultra vysoký

[7; 15; 16; 38; 44]

2.3.7 Index ekologického rizika RI

Index ekologického rizika slouží k posouzení rizika na základě koncentrací těžkých kovů v půdách, jejich toxicitě a odezvě životního prostředí. Je definován jako suma potenciálních ekologických rizik jednotlivých stanovovaných těžkých kovů:

$$RI = \sum_{i=1}^n Er^i \quad (14)$$

A Er^i vyjadřuje kvantitativně potenciální riziko daného kontaminantu a je definováno vztahem:

$$Er^i = T_r^i \cdot C_f^i \quad (15)$$

kde T_r^i je faktor toxické odezvy i-tého kovu, C_f^i je koeficient znečištění i-tého kovu nebo faktor kontaminace. V tabulce 12 je uvedeno posouzení rizika dle hodnot Er^i a v tabulce 13 dle hodnot RI.

Tabulka 12: Rozdělení dle Er^i

Hodnota	Ekologické riziko
$Er^i \leq 40$	nízké
$40 < Er^i < 80$	mírné
$80 < Er^i < 160$	značné
$160 < Er^i < 320$	vysoké
$320 \leq Er^i$	velmi vysoké

Tabulka 13: Rozdělení dle RI

Hodnota	Ekologické riziko
$RI \leq 150$	nízké
$150 < RI < 300$	mírné
$300 < RI < 600$	vysoké
$600 \leq RI$	velmi vysoké

[7; 16; 37; 44; 47; 48]

2.3.8 Průměrný ERM kvocient MERMQ

Průměrný ERM kvocient se používá k posouzení možného biologického účinku toxických skupin, identifikaci a určení prioritních oblastí s potenciálním nebezpečím toxických látek. Je definován vztahem:

$$\text{MERMQ} = \frac{1}{n} \sum \frac{C_i}{\text{ERM}_i} \quad (16)$$

kde C_i je koncentrace stanovovaného i-tého těžkého kovu (mg/kg), ERM_i je tabelovaná hodnota ERM (effects range median) stanovovaného těžkého kovu a n je počet stanovovaných těžkých kovů. Dle hodnot MERMQ lze určit riziko a pravděpodobnost toxicity, jak je uvedeno v tabulce 14.

Tabulka 14: Posouzení dle MERMQ

Hodnota	Riziko	Pravděpodobnost toxicity
$\text{MERMQ} \leq 0,1$	nízké	9%
$0,1 < \text{MERMQ} < 0,5$	nízké až střední	21%
$0,5 < \text{MERMQ} < 1,5$	střední až vysoké	49%
$\text{MERMQ} \geq 1,5$	vysoké	76%

[7; 16; 41]

2.3.9 Index závažnosti kontaminace CSI

Index závažnosti kontaminace slouží ke stanovení limitu toxicity, nad kterým jsou již pozorovány negativní dopady na životní prostředí. Je definován vztahem:

$$\text{CSI} = \sum_{i=1}^n W_i \left[\left(\frac{C_i}{\text{ERL}_i} \right)^{1/2} + \left(\frac{C_i}{\text{ERM}_i} \right)^2 \right] \quad (17)$$

kde W_i je stanovená hmotnost i-tého těžkého kovu, C_i je koncentrace i-tého těžkého kovu, ERL (effects range low) a ERM (effects range median) jsou tabelované hodnoty pro daný těžký kov, n je počet stanovovaných těžkých kovů. Podle hodnot CSI bylo provedeno rozdělení do tříd uvedené v tabulce 15.

Tabulka 15: Rozdělení dle CSI

Hodnota	Stav půdy
$CSI \leq 0,5$	nekontaminovaná
$0,5 < CSI < 1$	velmi nízká kontaminace
$1 < CSI < 1,5$	nízká kontaminace
$1,5 < CSI < 2$	nízká až mírná kontaminace
$2 < CSI < 2,5$	mírná kontaminace
$2,5 < CSI < 3$	mírná až vysoká kontaminace
$3 < CSI < 4$	vysoká kontaminace
$4 < CSI < 5$	velmi vysoká kontaminace
$CSI \geq 5$	ultra vysoká kontaminace

[7; 16; 49]

2.4 Indexy posouzení zdravotních rizik

Posouzení zdravotních rizik je víceetapový proces vyhodnocování povahy a pravděpodobnosti nepříznivých účinků na zdraví lidí, kteří mohou být vystaveni látkám v kontaminovaném prostředí. Zahrnuje sběr a vyhodnocení dat, posouzení expozice, vyhodnocení toxicity a charakterizace rizik. Posouzení zdravotních rizik je důležitým nástrojem k identifikaci zdravotních rizik. [5; 50; 51; 52]

2.4.1 Posouzení expozice

Expozice se definuje jako kontakt organismu s chemickou látkou. Při posouzení expozice se stanovuje nebo odhaduje rozsah, frekvence, doba trvání a způsob expozice. Ke kontaktu mezi organismem a látkou v půdě může dojít třemi způsoby: požitím, inhalací nebo kontaktem s kůží. USEPA (United States Environmental Protection Agency) navrhla modely pro stanovení chronických denních dávek (CDI) pro jednotlivé způsoby expozice:

$$CDI_{\text{Ing}} = \frac{C_s \cdot \text{IngR} \cdot \text{EF} \cdot \text{ED}}{\text{BW} \cdot \text{AT}} \cdot 10^{-6} \quad (18)$$

$$CDI_{\text{Inh}} = \frac{C_s \cdot \text{InhR} \cdot \text{EF} \cdot \text{ED}}{\text{PEF} \cdot \text{BW} \cdot \text{AT}} \quad (19)$$

$$CDI_{\text{Derm}} = \frac{C_s \cdot \text{SA} \cdot \text{AF} \cdot \text{ABS} \cdot \text{EF} \cdot \text{ED}}{\text{BW} \cdot \text{AT}} \cdot 10^{-6} \quad (20)$$

kde CDI_{Ing} , CDI_{Inh} a CDI_{Derm} jsou chronické denní dávky při požití, inhalaci a kontaktu s kůží, C_s je koncentrace stanovovaného těžkého kovu v půdě (mg/kg), IngR je míra požití půdy (mg/den), EF je frekvence expozice (den/rok), ED je doba trvání expozice (rok), BW je tělesná váha jedince (kg), InhR je míra inhalované půdy (m^3/den), PEF je emisní faktor (m^3/kg), SA je povrch vystavené kůže (cm^2), AF je faktor lpění ($\text{kg}/\text{cm}^2\text{-den}$), ABS je dermální absorpční faktor, AT je časové období, za které se dávka průměruje (den). Absorpční faktory pro stanovení CDI_{Derm} poukazují na desorpci látek z půdy a absorpci látky skrze kůži a do krevního oběhu. [5; 17; 50]

2.4.2 Nekarcinogenní riziko

Nekarcinogenní riziko se stanovuje porovnáním stupně expozice přes určité časové období s referenční dávkou, která je odvozená pro stejnou dobu a způsob expozice. Byl vytvořen kvocient rizika (HQ), který charakterizuje nekarcinogenní riziko. HQ je definován vztahem:

$$HQ = \frac{CDI}{\text{RfD}} \quad (21)$$

kde CDI je chronická denní dávka pro daný těžký kov a způsob expozice (mg/kg-den), RfD je maximální dávka pro daný těžký kov a způsob expozice, při které nedochází k nepříznivým účinkům (mg/kg-den). Hodnoty referenčních dávek poskytuje USEPA.

HQ reprezentuje potenciální nekarcinogenní riziko individuálního těžkého kovu. Pro posouzení rizika směsi kontaminantů nebo posouzení celkových potenciálních nekarcinogenních účinků byl sestaven Index rizika (HI). Je definován jako suma HQ všech uvažovaných látek:

$$HI = \sum HQ_i = HQ_{\text{Ing}} + HQ_{\text{Inh}} + HQ_{\text{Derm}} \quad (22)$$

Pokud je $HI < 1$ je nepravděpodobné, že se u vystavených jedinců projeví výrazné nepříznivé účinky na zdraví. U $HI > 1$ může dojít k výrazným nepříznivým účinkům na zdraví.

Pro vyhodnocení rizika při dermální expozici nejsou uvedeny referenční dávky. USEPA navrhla metodu pro jejich přepočítání z dávek při inhalaci:

$$RfD_{ABS} = RfD_O \cdot ABS_{GI} \quad (23)$$

kde RfD_{ABS} je upravená dermální referenční dávka (mg/kg-den), RfD_O je orální referenční dávka (mg/kg-den), ABS_{GI} je gastrointestinální absorpční faktor. [5; 47; 50; 52]

2.4.3 Karcinogenní riziko

Karcinogenní riziko definujeme jako zvyšující se pravděpodobnost, že se u jedince během života vyvine rakovina jako důsledek vystavení potenciálnímu karcinogenu.

$$CR = CDI \cdot SF \quad (24)$$

kde CDI je chronická denní dávka (mg/kg-den), SF je faktor spádu (mg/kg-den)⁻¹. Faktor spádu převádí stanovené denní dávky zprůměrované po celou dobu expozice na zvyšující se riziko vzniku rakoviny u jedince.

U vyhodnocení CR pro dermální expozici byl vytvořen přepočítání faktoru spádu:

$$SF_{ABS} = \frac{SF_O}{ABS_{GI}} \quad (25)$$

kde SF_{ABS} je upravený dermální faktor spádu (mg/kg-den)⁻¹, SF_O je orální faktor spádu (mg/kg - den)⁻¹, ABS_{GI} je gastrointestinální absorpční faktor.

Faktor spádu je konstantní a riziko je přímo spojeno s příjmem tehdy, pokud řešíme pouze nízké stupně rizika. V místech, kde by mohl být příjem chemikálií vyšší, se používá upravená rovnice:

$$CR = 1 - \exp(-CDI \cdot SF) \quad (26)$$

Celkové karcinogenní riziko (TCR) je definováno jako suma karcinogenních rizik všech uvažovaných látek a způsobů expozice:

$$TCR = \sum CR_i = \sum CDI_i \cdot SF_i \quad (27)$$

Přijatelný stupeň rizika, kdy nedojde k vývoji rakoviny, je mezi hodnotami 10^{-4} a 10^{-6} . Hodnoty nad 10^{-4} jsou považovány za nepřijatelné. [5; 50; 51; 52]

3 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

3.1 Použité chemikálie

65% kyselina dusičná HNO₃ (Merci, ČR)

35% kyselina chlorovodíková HCl (Merci, ČR)

MiliQ voda

Kalibrační standard roztoku zinku, $c = 100,0 \pm 0,2$ mg/l (Analytika, s r.o., ČR)

Kalibrační standard roztoku mědi, $c = 100,0 \pm 0,2$ mg/l (Analytika, s r.o., ČR)

Kalibrační standard roztoku olova, $c = 100,0 \pm 0,2$ mg/l (Analytika, s r.o., ČR)

Kalibrační standard roztoku kadmia, $c = 100,0 \pm 0,2$ mg/l (Analytika, s r.o., ČR)

Metranal (QCM 34) – Hlinitá půda (Analytika, s r.o., ČR)

3.2 Použité pomůcky a zařízení

Síto o hrubosti 0,507 mm

Sušárna (Memmert, Německo)

Analytické váhy (Denver Instrument, USA)

Advanced microwave digestion systém Ethos Easy (Milestone, Itálie)

AMA 254 (Altec, ČR)

ContrAA 800D (Analytik Jena, Německo)

Mikropipety

Zařízení pro úpravu ultra čisté vody (Merck, Německo)

3.3 Metody

3.3.1 Odběr vzorků

Bylo odebráno 15 vzorků v oblasti Kyjova na místech poblíž dopravní komunikace, zemědělské půdy nebo průmyslové oblasti. Odběry byly provedeny během čtyř dnů.

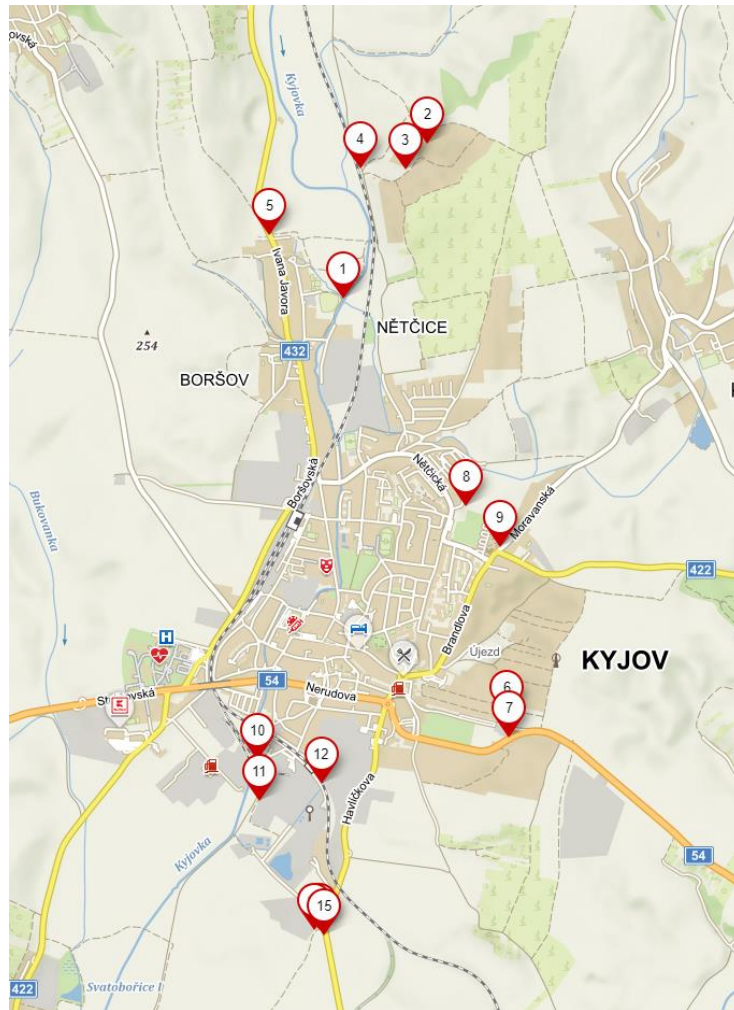
Tabulka 16: Údaje o odběrech

Odběr	Datum odběru	Meteorologické podmínky při odběru
1	2.5. 2021	zataženo, 13°C
2	16.5. 2021	zataženo, 20°C
3	18.5. 2021	zataženo, 13°C
4	19.5. 2021	slunečno, 15°C

Na vytyčeném místě byl z hloubky cca 10 cm odebrán pomocí plastové lopatky vzorek. Ze vzorku byly odstraněny hrubé nečistoty jako kamení, rostliny apod. Vzorky byly uloženy do označených sáčků.

Tabulka 17: Označení a souřadnice odebraných vzorků v Kyjově

Označení vzorku	Souřadnice místa odběru
K1	49°1'39.258"N, 17°7'35.625"E
K2	49°2'8.409"N, 17°7'59.870"E
K3	49°2'3.626"N, 17°7'53.474"E
K4	49°2'3.805"N, 17°7'40.213"E
K5	49°1'51.337"N, 17°7'14.371"E
K6	49°0'20.549"N, 17°8'22.678"E
K7	49°0'16.662"N, 17°8'23.413"E
K8	49°1'0.286"N, 17°8'10.895"E
K9	49°0'52.347"N, 17°8'20.662"E
K10	49°0'12.609"N, 17°7'10.757"E
K11	49°0'4.561"N, 17°7'11.038"E
K12	49°0'7.959"N, 17°7'29.351"E
K13	48°59'40.534"N, 17°7'28.869"E
K14	48°59'40.383"N, 17°7'27.355"E
K15	48°59'40.960"N, 17°7'30.269"E



Obrázek 1: Mapa s vyznačenými místy odběrů v Kyjově. [53]

Pro porovnání kontaminace těžkými kovy ve více zatížené oblasti byly využity k měření také vzorky z Ostravy, které byly vzorkovány v září a prosinci roku 2019. Analyzovány byly pouze vzorky O12-26 (Obrázek 2). Souřadnice odebraných vzorků jsou uvedeny v tabulce 18. [54]

Tabulka 18: Označení a souřadnice vzorků odebraných v Ostravě

Označení vzorku	Souřadnice místa odběru
O12	49°47'58.411"N, 18°21'41.706"E
O13	49°47'48.351"N, 18°21'7.562"E
O14	49°48'31.577"N, 18°21'35.140"E
O15	49°48'44.114"N, 18°20'33.670"E
O16	49°49'23.751"N, 18°21'59.743"E
O17	49°49'22.954"N, 18°20'6.894"E
O18	49°49'52.081"N, 18°19'29.545"E
O19	49°49'59.729"N, 18°19'1.127"E
O20	49°50'24.740"N, 18°18'13.022"E
O21	49°47'34.800"N, 18°18'13.263"E
O22	49°47'39.114"N, 18°17'0.756"E
O23	49°46'49.590"N, 18°17'28.353"E
O24	49°45'52.230"N, 18°17'48.157"E
O25	49°46'11.627"N, 18°28'28.635"E
O26	49°46'6.089"N, 18°19'22.168"E



Obrázek 2: Mapa s vyznačenými místy odběrů v Ostravě. [54]

3.3.2 Úprava vzorků

Po odběru byly vzorky rovnoměrně rozprostřeny a sušeny na vzduchu při laboratorní teplotě. Vysušené vzorky pak byly sítovány přes síto s velikostí ok 0,507 mm. Přesítované vzorky byly dány do plastových nádob, které byly předem vhodně označeny, a dále byly použity k dalším stanovení. [55]

3.3.3 Stanovení sušiny

Na analytických vahách byly do předem zvážené Petriho misky naváženy přibližně 4 g vzorku. Petriho misky se vzorky byly následně sušeny při 110°C po dobu 4 hodin. Vysušené vzorky byly umístěny do exsikátoru a po vychladnutí byly zváženy na analytických vahách. Na základě rozdílu hmotností byl stanoven obsah sušiny ve vzorcích. [55]

3.3.4 Mikrovlnný rozklad

Do keramické lodičky bylo naváženo cca 0,5 g vzorku, který byl dále kvantitativně převeden do patrony. Ke vzorku byly přidány 3 ml HNO₃ a 9 ml HCl. Patrony byly vloženy do mikrovlnného reaktoru a probíhal rozklad dle zvoleného programu skládající se ze tří kroků. Prvním krokem bylo zahřívání na 200 °C po dobu 15 minut, v druhém kroku byla udržována teplota 200 °C po dobu 15 minut a posledním krokem bylo chlazení po dobu 10 minut. Po zchlazení byly patrony vyndány z reaktoru, vzorky byly převedeny do odměrné baňky a doplněny na 25 ml MiliQ vodou. Po důkladném promíchání byly vzorky přelity do zkumavek a uchovány v lednici. [56]

3.3.5 Stanovení rtuti

Ke stanovení rtuti ve vzorcích byl využit spektrometr AMA 254 (advanced mercury analyser), na kterém lze měřit obsah rtuti přímo v pevných vzorcích. Principem měření je zachycování rtuti v amalgamátoru, následné uvolňování par rtuti do měřicího prostoru a měření poklesu intenzity záření. Jako první byl spuštěn počítač a zařízení AMA, a byl otevřen přívod kyslíku. Na počítači byl spuštěn příslušný program. Bylo nutné několik minut počkat, než se zahřeje lampa na příslušnou teplotu. Před samotným měřením bylo provedeno čištění. Do kovové lodičky bylo mikropipetou odměřeno 100 µl kohoutkové vody. Lodička s vodou byla vložena do přístroje a bylo provedeno měření absorbance. Pokud byla výsledná absorbance vyšší než 0,005, bylo potřeba čištění opakovat. Dále byla provedena kontrola kalibrace, a to měřením vzorku o známé koncentraci rtuti. Na kovovou lodičku bylo naváženo cca 50 mg Metranalu, lodička byla vložena do přístroje a byla měřena absorbance. Stanovený obsah rtuti by měl odpovídat hodnotě uvedené výrobcem. Následně bylo provedeno vlastní měření vzorků. Na analytických vahách bylo do lodičky odváženo cca 50 mg vzorku, která byla následně vložena do analyzátoru. Měření vzorku bylo vždy provedeno třikrát. Po každém pátém vzorku bylo nutné provést čištění. Parametry pro čištění a vlastní měření jsou uvedeny v tabulce 19. Po skončení měření bylo opět provedeno čištění. Poté bylo nastaveno chlazení zařízení, které trvalo

zhruba 30 minut. Po ochlazení byl vypnut program, počítač a přístroj AMA 254. Nakonec byl uzavřen přívod kyslíku. [56]

Tabulka 19: Parametry pro měření na AMA 254

Měření	Sušení [s]	Rozklad [s]	Čekání [s]
Čištění	60	60	45
Standard	60	150	45
Vzorek	60	150	45

3.3.6 Stanovení vybraných kovů

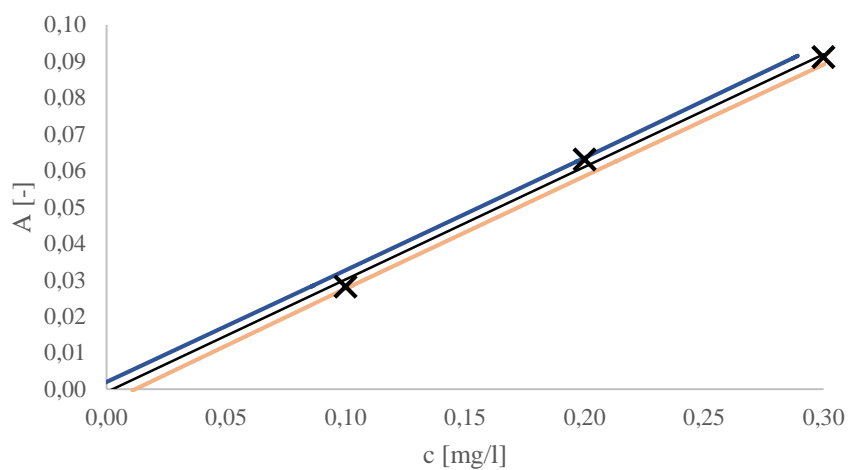
Stanovení kovů zinek, měď, olovo a kadmium metodou FAAS bylo provedeno na zařízení ContrAA 800D. Zdrojem záření byla xenonová výbojka. Jako první byl spuštěn počítač a zařízení ContrAA 800D, byl otevřen přívod plynu. Na počítači byl otevřen příslušný program a nastaveny parametry pro měření daného kovu, které jsou uvedeny v tabulce 20. Následně byly připraveny a proměřeny kalibrační roztoky k sestavení kalibrační závislosti. Poté byly měřeny vlastní vzorky a dle potřeby byly řaděny tak, aby koncentrace daného kovu byla v rozmezí kalibrační křivky. Po změření všech vzorků byl program ukončen, uzavřen přívod plynu a vypnut počítač a zařízení. [56]

Tabulka 20: Parametry pro měření na ContrAA 800D

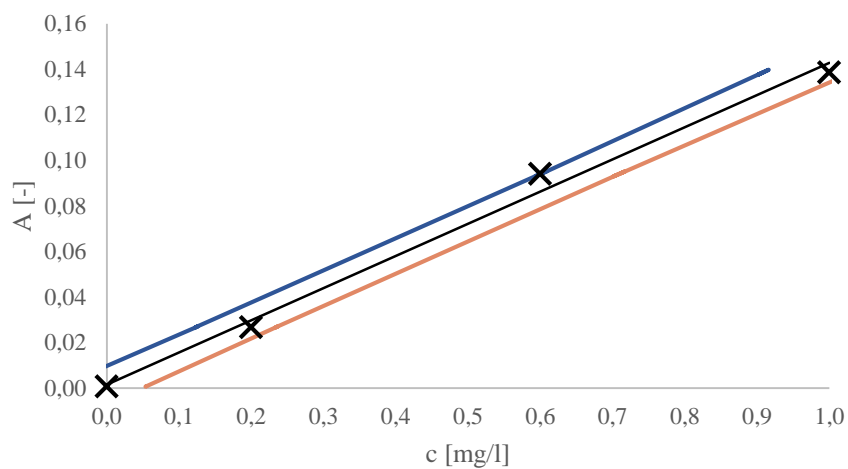
Prvek	Vlnová délka [nm]	Průtok acetylen – vzduch [l/h]	Rozsah kalibrace [mg/l]
Zn	213,86	50	0 – 0,3
Cu	324,75	50	0 – 1,0
Pb	217,00	65	0 – 3,2
Cd	228,80	50	0 – 0,5

3.4 Kalibrace

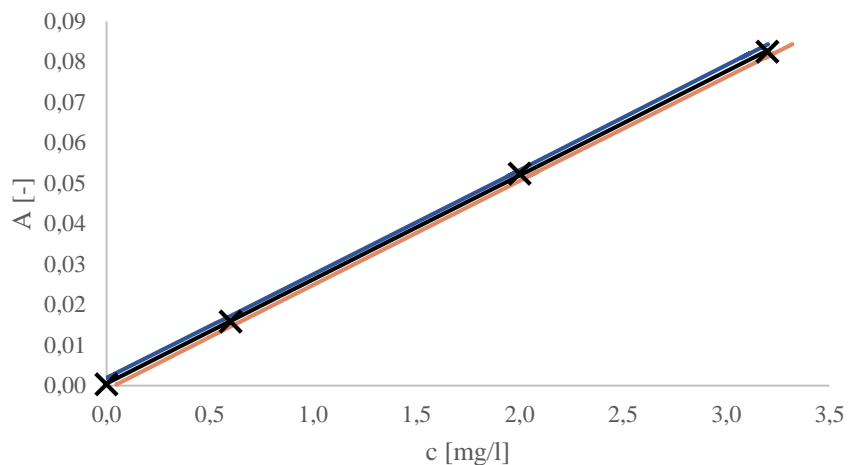
Z naměřených hodnot kalibračních roztoků byly sestrojeny kalibrační křivky. Do grafů byly vloženy také křivky pro horní a spodní mez detekce. V tabulce 21 jsou uvedeny rovnice regrese, korelační koeficienty a limity detekce pro jednotlivé stanovované těžké kovy.



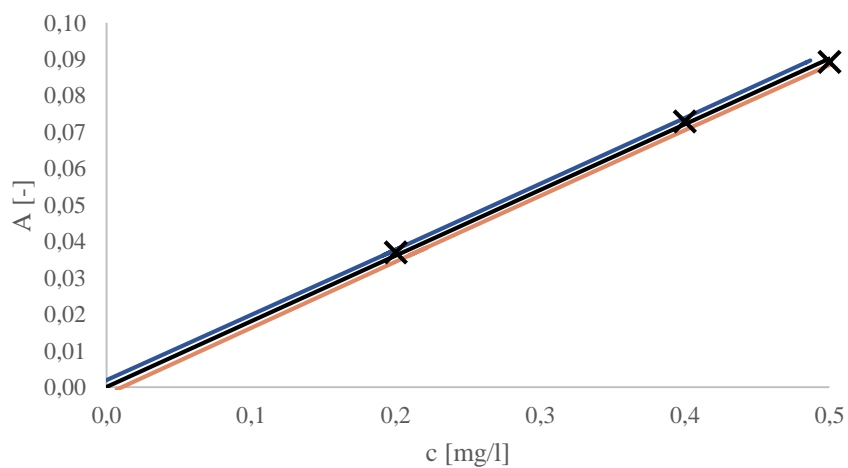
Obrázek 3: Kalibrační závislost zinku



Obrázek 4: Kalibrační závislost mědi



Obrázek 5: Kalibrační závislost olova



Obrázek 6: Kalibrační závislost kadmia

Tabulka 21: Údaje ke kalibračním křivkám

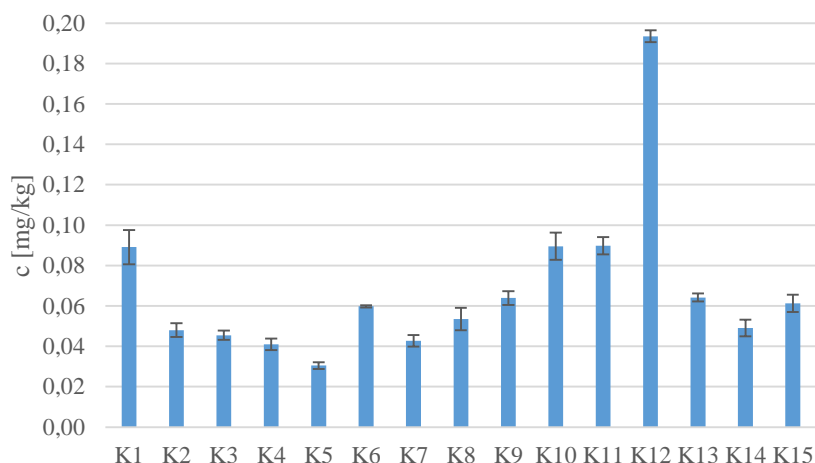
Prvek	Rovnice regrese	R ²	LOD [mg/l]
Zn	$y = 0,31 (\pm 0,03) x - 0,002 (\pm 0,006)$	0,9981	0,0172
Cu	$y = 0,14 (\pm 0,03) x + 0,003 (\pm 0,016)$	0,9926	0,1087
Pb	$y = 0,0257 (\pm 0,0005) x + 0,00101 (\pm 0,00097)$	0,9999	0,0355
Cd	$y = 0,180 (\pm 0,009) x + 0,0001 (\pm 0,0032)$	0,9995	0,0166

4 VÝSLEDKY A DISKUZE

4.1 Výskyt analyzovaných kovů

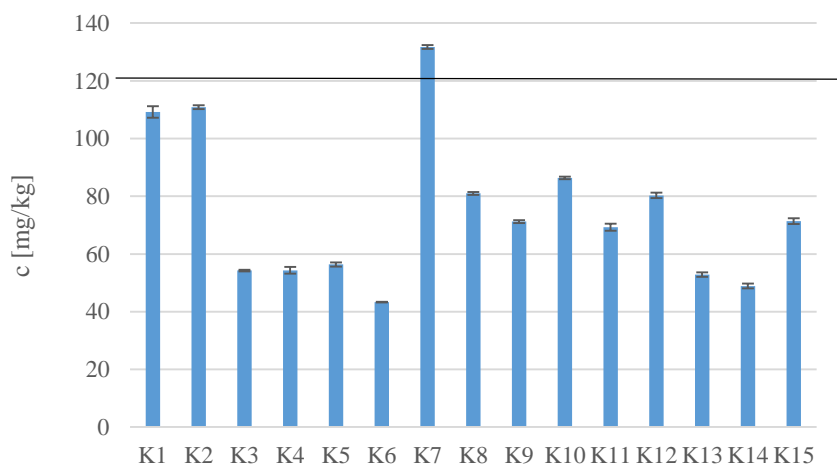
4.1.1 Výskyt v Kyjově

Nejvíce rtuti bylo zastoupeno ve vzorku K12 (0,19 mg/kg), který byl odebírán v průmyslové oblasti, což je pravděpodobně důvodem vyšší hodnoty rtuti v půdě. Naopak nejmenší obsah rtuti byl naměřen ve vzorku K5 (0,03 mg/kg). Srovnání koncentrací rtuti v jednotlivých vzorcích odebíraných v oblasti Kyjova je znázorněn graficky na obrázku 7.



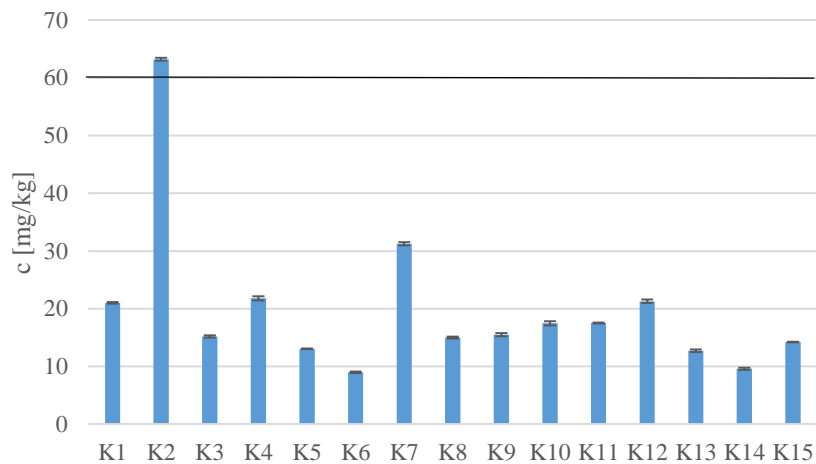
Obrázek 7: Koncentrace rtuti ve vzorcích z Kyjova

Největší hodnota zinku byla ve vzorku K7 (131,7 mg/kg), jež byl odebírán v blízkosti dopravní komunikace. Tato hodnota přesahuje preventivní hodnotu (120 mg/kg) danou vyhláškou č. 153/2016 Sb., která je na obrázku 8 vyznačena černou čarou. Vyšší koncentrace zinku byly stanoveny také ve vzorcích K1 (109,2 mg/kg) a K2 (110,8 mg/kg). Vzorek K6 (43,3 mg/kg) obsahoval zinku nejméně.



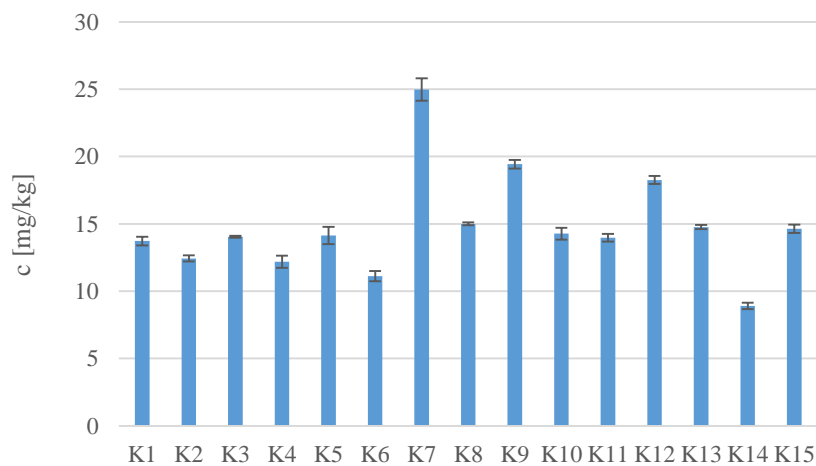
Obrázek 8: Koncentrace zinku ve vzorcích z Kyjova

Z grafického znázornění obsahu mědi ve vzorcích z oblasti Kyjova uvedeném na obrázku 9 lze vidět, že ve vzorku K2 (63,2 mg/kg) bylo oproti ostatním vzorkům stanoveno mnohonásobně větší množství mědi. Na obrázku 9 je černou čarou vyznačena preventivní hodnota mědi (60 mg/kg), která je dána vyhláškou č. 153/2016 Sb. Tento vzorek byl odebrán ve vinařské oblasti. Zvýšený obsah mědi by mohl být následkem využívání měďnatých postřiků kvůli ochraně vinogradů. Naopak nejméně mědi bylo stanoveno ve vzorku K6 (9,0 mg/kg).



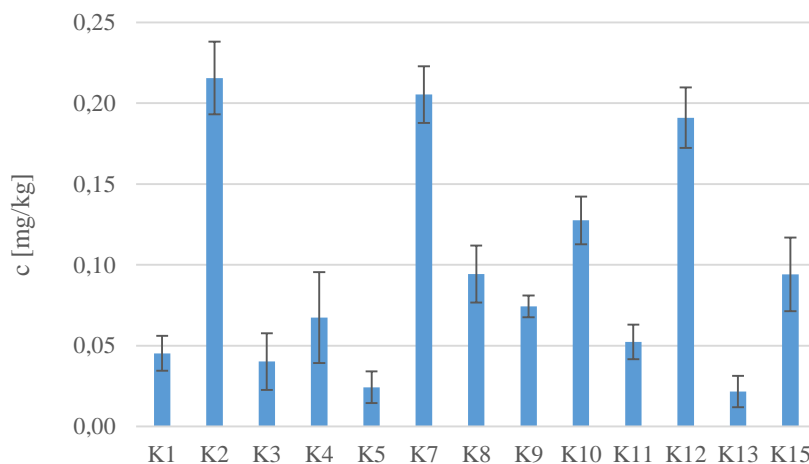
Obrázek 9: Koncentrace mědi ve vzorcích z Kyjova

Ze stanovených hodnot olova ve vzorcích odebíraných v oblastech Kyjova byla nejvyšší hodnota ve vzorku K7 (25,0 mg/kg), který byl odebrán v bezprostřední blízkosti dopravní komunikace. Druhý největší obsah olova byl stanoven ve vzorku K9 (19,4 mg/kg) odebraném taktéž podél dopravní komunikace. Nejmenší zastoupení olova bylo stanoveno ve vzorku K14 (8,9 mg/kg).



Obrázek 10: Koncentrace olova ve vzorcích z Kyjova

Koncentrace kadmia dosahovaly nejvyšších hodnot ve vzorcích K2 (0,22 mg/kg), K7 (0,21 mg/kg) a K12 (0,19 mg/kg). Ke zvyšování koncentrace ve vzorcích přispívá nejspíš používání postřiků na bázi kadmia, blízká dopravní komunikace a průmyslová oblast. Nejnižší hodnota kadmia byla naměřena ve vzorku K13 (0,02 mg/kg). Hodnoty ve vzorcích K6 a K14 byly pod limitem detekce.



Obrázek 11: Koncentrace kadmia ve vzorcích z Kyjova

Byla také provedena korelační analýza pro zhodnocení vzájemných vztahů mezi analyzovanými těžkými kovy. Podle hodnot uvedených v tabulce 22 je vidět, že je velká souvislost mezi hodnotami kadmia a zinku a také mezi hodnotami kadmia a mědi.

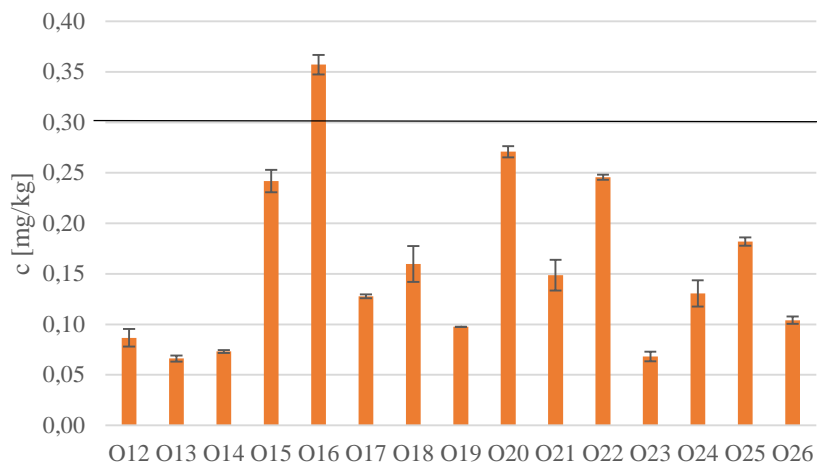
Tabulka 22: Korelační analýza vzorků z Kyjova

	Zn	Cu	Pb	Cd
Zn	1,000	0,669	0,586	0,764
Cu	0,669	1,000	0,143	0,745
Pb	0,586	0,143	1,000	0,582
Cd	0,764	0,745	0,582	1,000

4.1.2 Výskyt v Ostravě

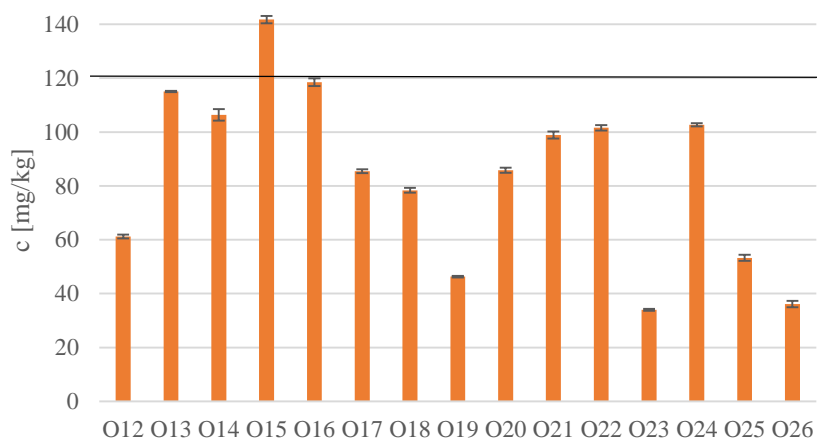
Stanovené koncentrace těžkých kovů ve vzorcích odebíraných v Ostravě jsou zpravidla vyšší než koncentrace ve vzorcích z Kyjova. Ostrava je oproti Kyjovu více průmyslovou a zalidněnou oblastí, což je zřejmě hlavním důvodem většího výskytu těžkých kovů.

Nejvyšší koncentrace rtuti bylo dosaženo ve vzorku O16 (0,36 mg/kg) a nejmenší koncentrace ve vzorku O13 (0,07 mg/kg). Obsah rtuti ve vzorku O16 přesahuje preventivní hodnotu (0,3 mg/kg) danou vyhláškou č. 153/2016 Sb., která je na obrázku 12 vyznačena černou čarou.



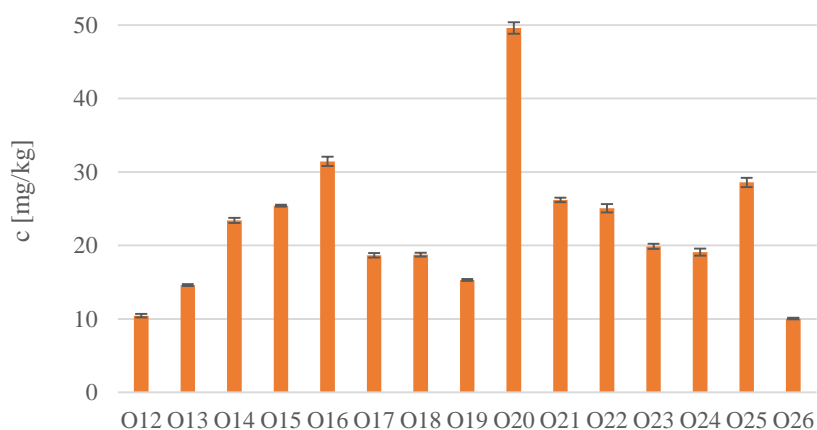
Obrázek 12: Koncentrace rtuti ve vzorcích z Ostravy

Zinku bylo ze vzorků z Ostravy nejvíce zastoupeno ve vzorku O15 (147,7 mg/kg). Obsah zinku v tomto vzorku přesahuje preventivní hodnotu (120 mg/kg) danou vyhláškou č. 153/2016 Sb., která je na obrázku 13 vyznačena černou čarou. Nejnižší koncentrace byla stanovena ve vzorku O23 (34,0 mg/kg).



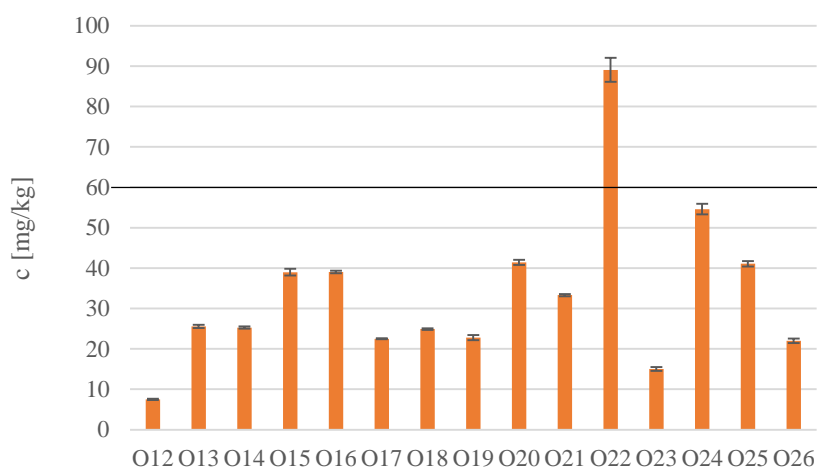
Obrázek 13: Koncentrace zinku ve vzorcích z Ostravy

U mědi jako jediného kovu bylo největší hodnoty dosaženo u vzorků v Kyjově. Nejvíce mědi z Ostravských vzorků obsahoval vzorek O20 (49,6 mg/kg) a nejméně vzorek O26 (10,0 mg/kg).



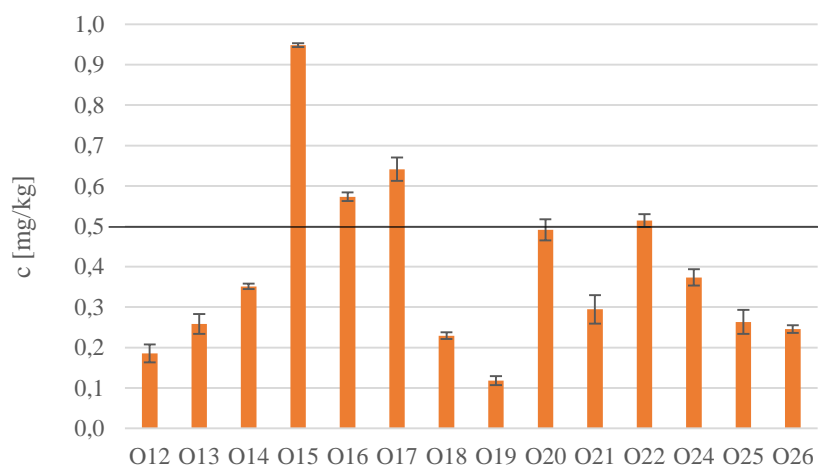
Obrázek 14: Koncentrace mědi ve vzorcích z Ostravy

Nejvyšší obsah olova byl naměřen ve vzorku O22 (89,0 mg/kg). Tato hodnota přesahuje preventivní hodnotu olova (60 mg/kg) danou vyhláškou č. 153/2016 Sb. Na obrázku 15 je tato hodnota vyznačena černou čarou. Nejméně olova bylo zastoupeno ve vzorku O12 (7,5 mg/kg).



Obrázek 15: Koncentrace olova ve vzorcích z Ostravy

Nejvyšší hodnota kadmia ve vzorcích z Ostravy byla ve vzorku O15 (0,95 mg/kg), která přesahuje preventivní hodnotu kadmia (0,5 mg/kg), která na obrázku 16 vyznačena černou čarou a je dána vyhláškou č. 153/2016 Sb. Tuto hodnotu přesahovaly také vzorky O16 (0,57 mg/kg), O17 (0,64 mg/kg) a O22 (0,51 mg/kg). Obsah kadmia ve vzorku O23 byl pod limitem detekce.



Obrázek 16: Koncentrace kadmia ve vzorcích z Ostravy

Byla opět provedena korelační analýza pro zhodnocení vzájemných vztahů mezi analyzovanými těžkými kovy z odběrových míst v Ostravě. Podle hodnot uvedených v tabulce 23 lze předpokládat souvislost mezi hodnotami kadmia a zinku.

Tabulka 23: Korelační analýza vzorků z Ostravy

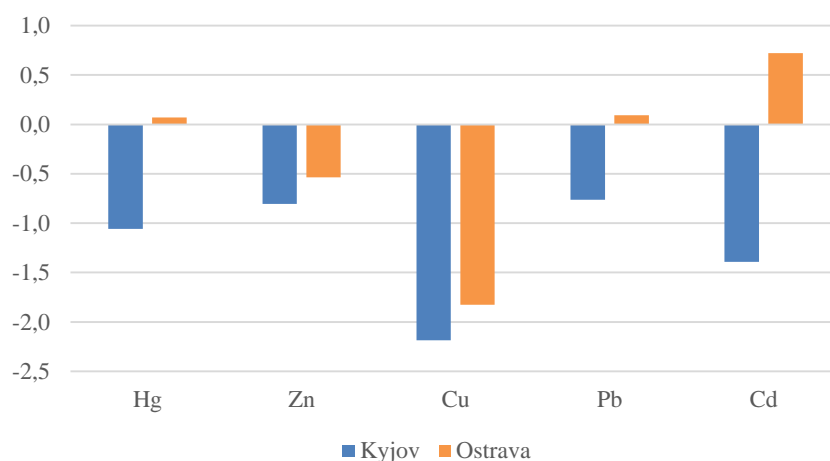
	Zn	Cu	Pb	Cd
Zn	1,000	0,331	0,419	0,716
Cu	0,331	1,000	0,420	0,385
Pb	0,419	0,420	1,000	0,419
Cd	0,716	0,385	0,419	1,000

4.2 Zhodnocení znečištění

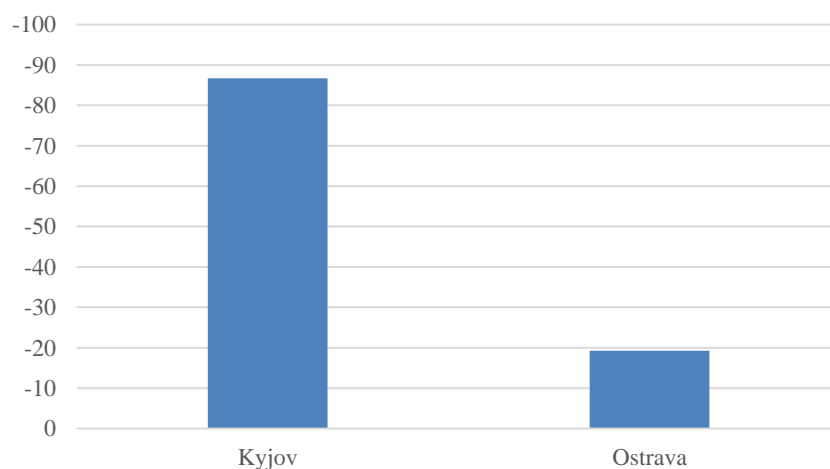
Pro zhodnocení znečištění/kontaminace půd vybranými těžkými kovy byly dle vzorců z kapitoly 2.3 stanoveny hodnoty jednoduchých a složitých indexů znečištění.

4.2.1 Jednoduché indexy

Z hlediska hodnocení kontaminace pomocí geoakumulačního indexu (I_{geo}) byly vypočteny nejvyšší hodnoty pro kadmium ve vzorcích z Ostravy. Hodnoty ve vzorcích z oblasti Kyjova byly zpravidla významně nižší než u Ostravy. Nejvyšší hodnoty indexu byly stanoveny ve vzorku O15 (Hg 0,96; Zn 0,19; Pb 0,70; Cd 2,28), kdy půdy s hodnotami mezi 2–3 se klasifikují jako mírně až těžce kontaminované a mezi 1–2 jako mírně kontaminované. Další významné hodnoty byly zaznamenány ve vzorcích O16 (Hg 1,52; Pb 0,70; Cd 1,56), O20 (Hg 1,12; Pb 0,79; Cd 1,33) a O22 (Hg 0,98; Pb 1,89; Cd 1,40). Ve srovnání vzorků z Kyjova nejvíce vyčnívají vzorky K12 (Hg 0,64) a K7 (Zn 0,08; Pb 0,06; Cd 0,08). Celkový součet všech hodnot I_{geo} pro všechny vybrané těžké kovy v rámci oblasti Ostrava (-19,2) převyšuje součet hodnot v oblasti Kyjova (-86,7).

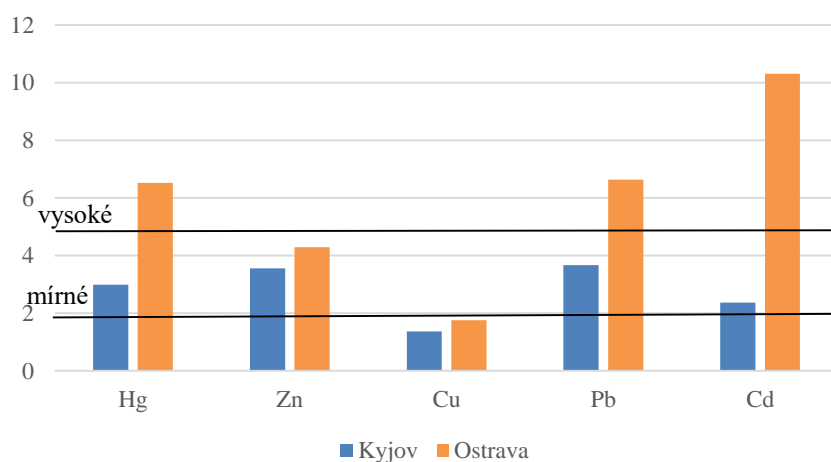


Obrázek 17: Srovnání středních hodnot I_{geo} v lokalitách Kyjov a Ostrava

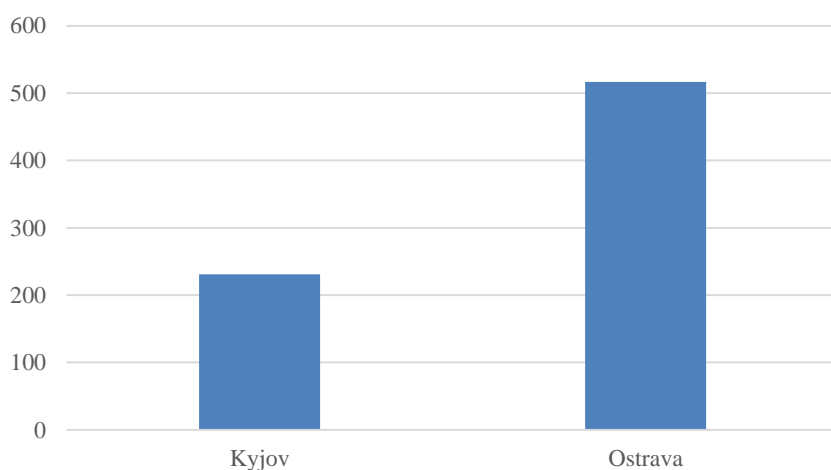


Obrázek 18: Srovnání hodnot celkového součtu I_{geo} v lokalitách Kyjov a Ostrava

Ke zhodnocení obohacení půd těžkými kovy byl stanoven faktor obohacení (EF) a jako referenční kov bylo zvoleno železo. Hodnoty obohacení většinou vycházely vyšší u Ostravy než Kyjova. U vzorků z Ostravy se zpravidla jedná o vysoké obohacení, kdy hodnoty faktoru jsou mezi 5–20. Hodnoty v intervalu 20–40 odpovídající velmi vysokému obohacení byly zaznamenány u vzorků O15 (Cd 30,29), O17 (Cd 20,48) a O22 (Pb 23,10). Z lokality Kyjova bylo stanoveno vysoké obohacení ve vzorcích K12 (Hg 9,68; Cd 6,10), K7 (Zn 6,59; Pb 6,48; Cd 6,56) a K2 (Zn 5,54; Cu 5,58; Cd 6,88). Další významné hodnoty byla zaznamenány ve vzorcích K1 (Zn 5,46) a K9 (Pb 5,04). Celkový součet hodnot EF v oblasti Ostrava (516,7) je zřetelně vyšší než v oblasti Kyjova (231,0).



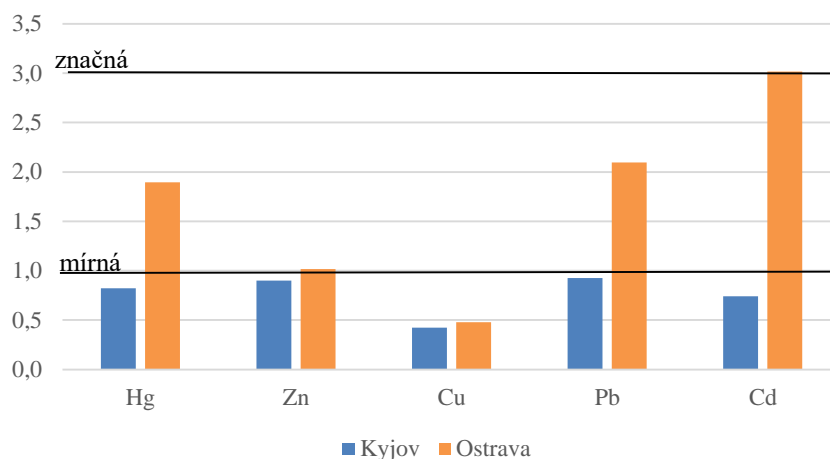
Obrázek 19: Srovnání středních hodnot EF v lokalitách Kyjov a Ostrava



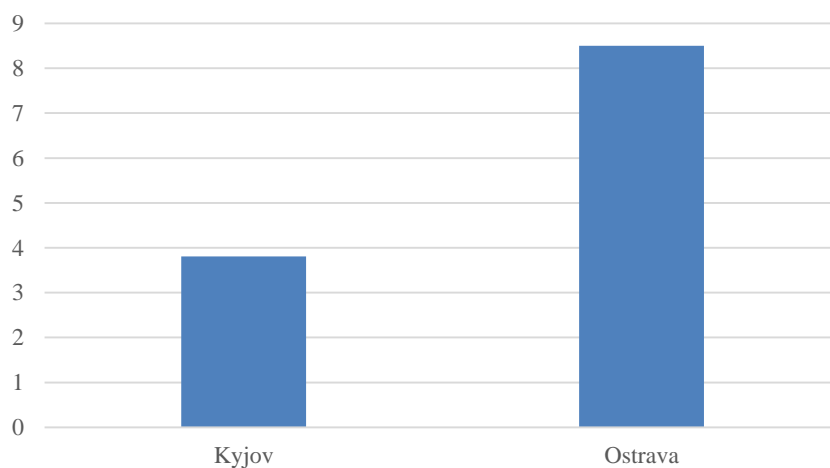
Obrázek 20: Srovnání hodnot celkového součtu EF v lokalitách Kyjov a Ostrava

V rámci hodnocení kontaminace byl vyhodnocen faktor kontaminace (CF) jednotlivých kovů. Hodnoty ve vzorcích z Kyjova byly u všech kovů menší než jedna, tudíž kontaminaci v této oblasti na základě faktoru kontaminace lze vyhodnotit jako nízkou. U vzorků z Ostravy byla

nízká kontaminace stanovena pouze v případě mědi. U rtuti, zinku a olova byly stanovené hodnoty mezi 1–3, jedná se zde o mírnou kontaminaci. V případě kadmia se jedná již o značnou kontaminaci, kdy hodnota je v intervalu 3–6. Celkový součet hodnot CF v oblasti Ostrava (8,5) převyšuje součet hodnot v oblasti Kyjova (3,8).

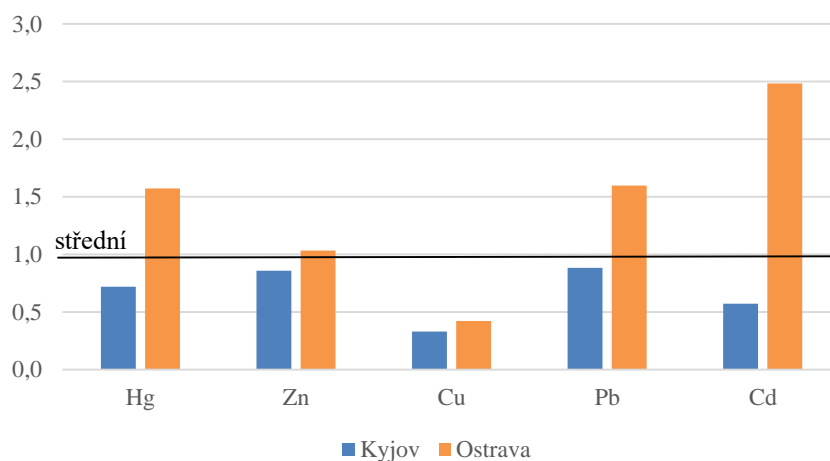


Obrázek 21: Srovnání hodnot CF v lokalitách Kyjov a Ostrava

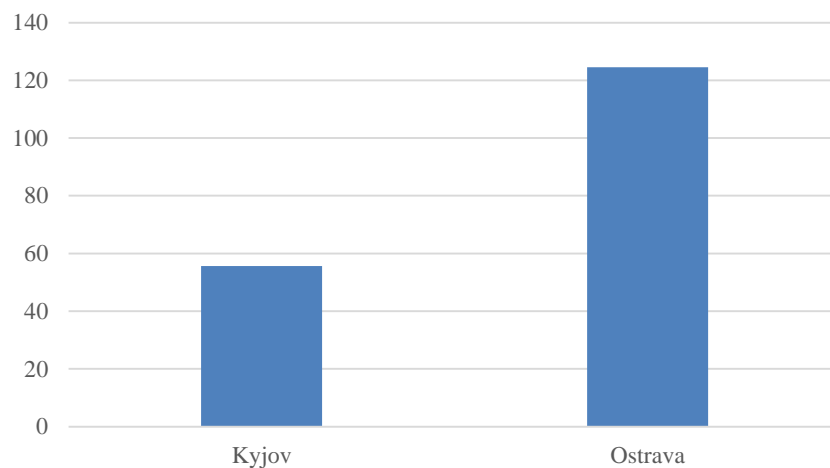


Obrázek 22: Srovnání hodnot celkového součtu CF v lokalitách Kyjov a Ostrava

Z hlediska hodnocení znečištění jednoduchým indexem znečištění (PI) nejvíce vyčnívá mezi vzorky odebranými v Kyjově vzorek K12 (Hg 2,33; Pb 1,14; Cd 1,47). Dle klasifikace se jedná o středně znečištěnou půdu, pokud jsou hodnoty indexu v rozmezí 1–3. U vzorků z Ostravy byly hodnoty opět vyšší než v Kyjově. Hodnoty indexu větší než 3 poukazují na vysoké znečištění. V případě oblasti Ostravy byly stanoveny tyto hodnoty ve vzorcích O15 (Cd 7,30), O16 (Hg 4,30; Cd 4,41), O17 (Cd 4,93), O20 (Hg 3,26; Cd 3,78), O22 (Pb 5,57; Cd 3,96) a O24 (Pb 3,41). Celkový součet hodnot PI všech kovů pro oblast Ostrava (124,5) výrazně převyšuje součet hodnot pro oblast Kyjova (55,7).

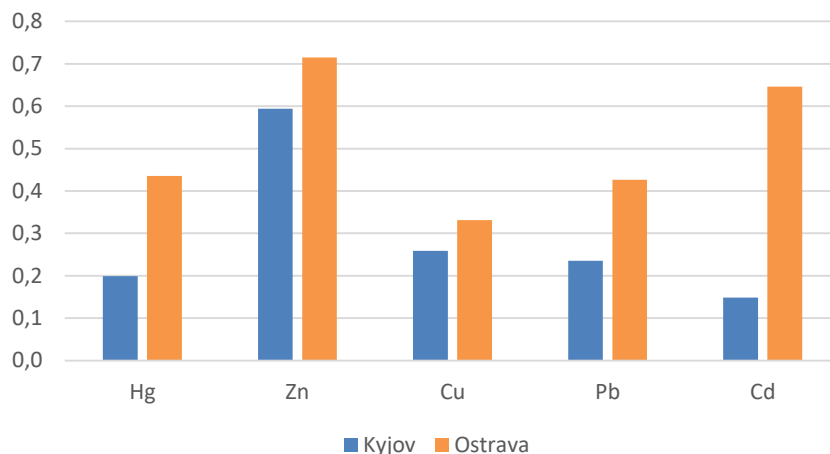


Obrázek 23: Srovnání středních hodnot PI v lokalitách Kyjov a Ostrava

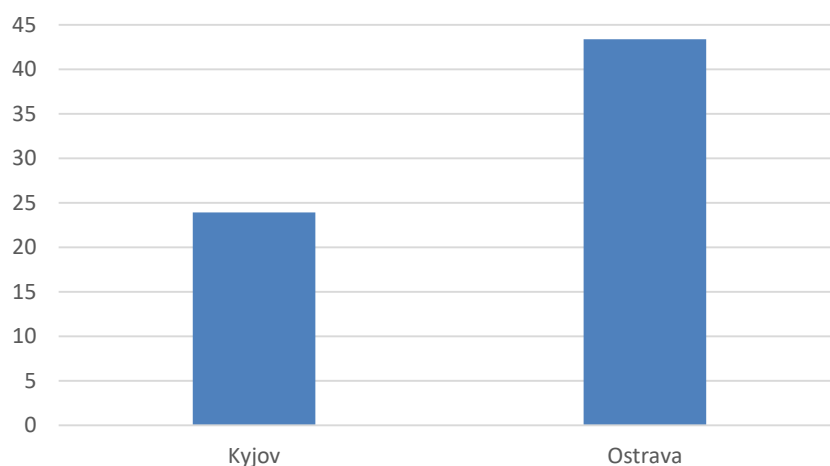


Obrázek 24: Srovnání hodnot celkového součtu PI v lokalitách Kyjov a Ostrava

Stanovením mezního indexu znečištění (PI_T) bylo zhodnoceno znečištění půd z odběrových míst. Ve většině vzorků byly zaznamenány hodnoty menší než 1, což indikuje nepřítomnost znečištění. U vzorků z oblasti Kyjova byly stanoveny hodnoty větší než 1 ve vzorcích K2 (Cu 1,05) a K7 (Zn 1,10). Půda s hodnotami indexu v intervalu 1–2 se klasifikuje jako s nízkým znečištěním. V oblasti Ostrava byly zaznamenány vyšší hodnoty ve vzorcích O15 (Zn 1,18; Cd 1,90), O16 (Hg 1,19; Cd 1,15), O17 (Cd 1,28) a O22 (Pb 1,48; Cd 1,03). Celkový součet hodnot PI_T převyšuje v oblasti Ostrava (50,3) součet v oblasti Kyjova (27,9).

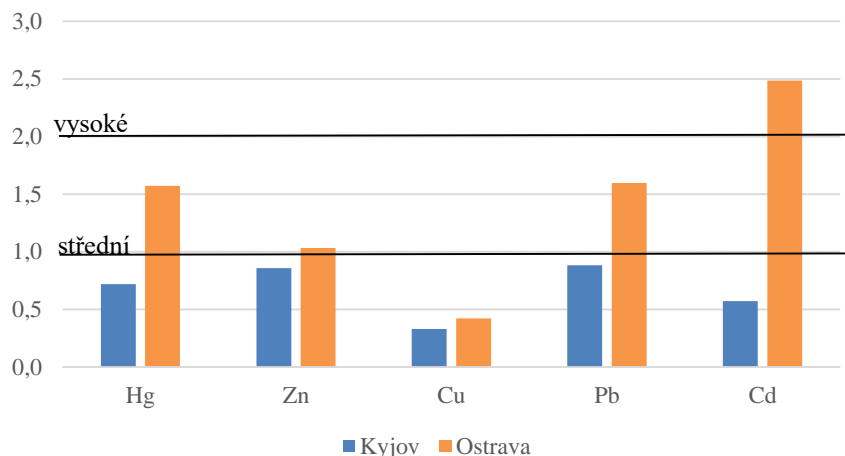


Obrázek 25: Srovnání středních hodnot PI_T v lokalitách Kyjov a Ostrava

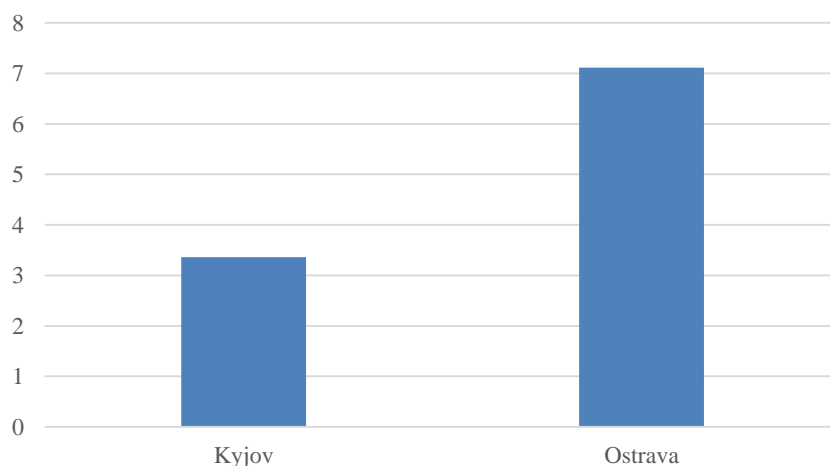


Obrázek 26: Srovnání hodnot celkového součtu PI_T v lokalitách Kyjov a Ostrava

V rámci hodnocení znečištění byl stanoven integrovaný index znečištění (IPI) pro jednotlivé těžké kovy v dané oblasti. V oblasti Kyjova byly vypočteny nejvyšší hodnoty pro Pb (0,88) a Zn (0,86). Hodnoty IPI menší než 1 naznačují nízké znečištění. V oblasti Ostravy byly zaznamenány vyšší hodnoty pro Cd (2,49), Pb (1,60), Hg (1,57) a Zn (1,03). Hodnoty indexu v rozmezí 1–2 indikují znečištění střední a hodnoty větší než 2 již vysoké znečištění. Celková suma hodnot IPI v oblasti Ostrava (7,11) převyšuje oblast Kyjova (3,36).



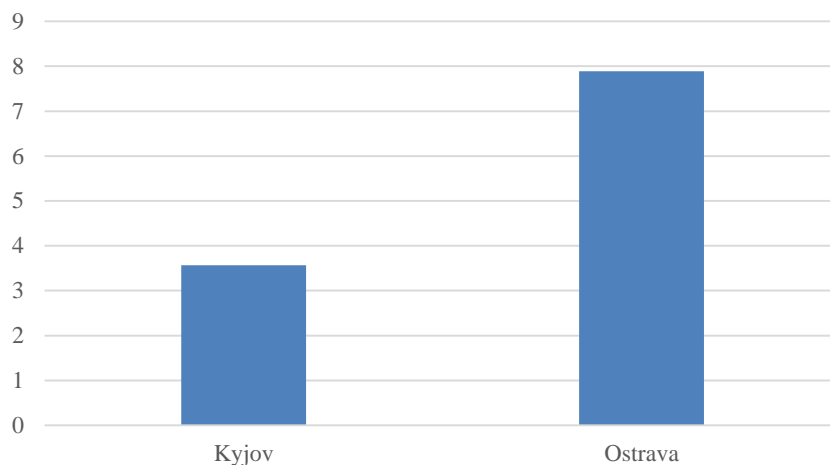
Obrázek 27: Srovnání hodnot IPI v lokalitách Kyjov a Ostrava



Obrázek 28: Srovnání hodnot celkového součtu IPI v lokalitách Kyjov a Ostrava.

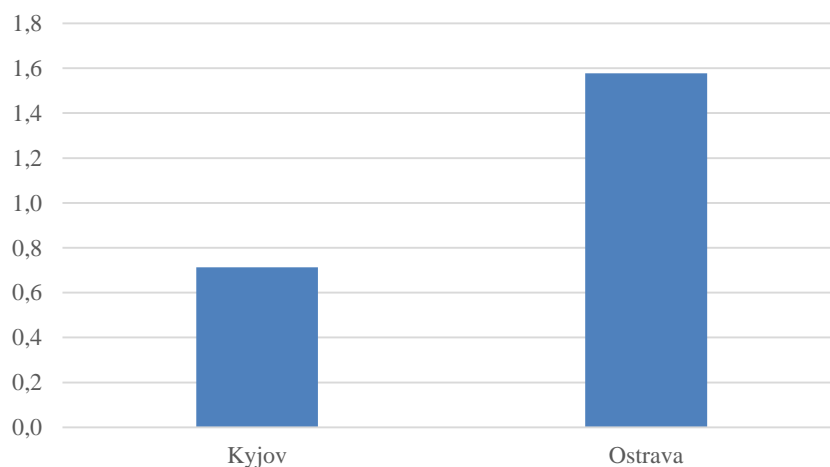
4.2.2 Složité indexy

Z hlediska vyhodnocení znečištění byly stanoveny součty dílčích PI všech těžkých kovů pro daný vzorek. Nejvyšší hodnoty pro oblast Kyjova byly zaznamenány ve vzorcích K12 (6,36) a K7 (5,91). V oblasti Ostrava to byly vzorky O15 (14,90) a O22 (14,24). Další významně vysoké hodnoty byly stanoveny u vzorků O16 (13,25) a O20 (11,72). Celkový součet hodnot PI_{sum} je v oblasti Ostrava (124,5) výrazně vyšší než v oblasti Kyjova (55,7).



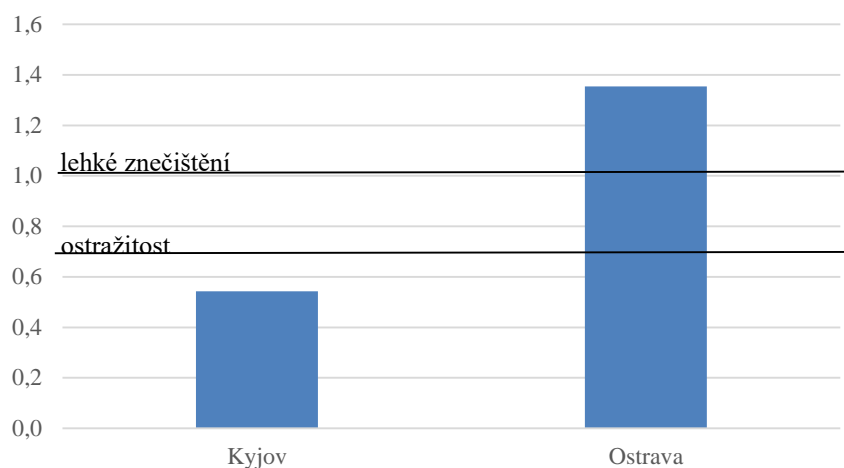
Obrázek 29: Srovnání středních hodnot PI_{sum} v lokalitách Kyjov a Ostrava

Pro zhodnocení půd byly stanoveny průměrné indexy znečištění (PI_{avg}). Nejvyšší hodnota byla zaznamenána v oblasti Kyjova ve vzorku K12 (1,27). Podobné hodnoty byly také pozorovány ve vzorcích K2 (1,14) a K7 (1,18). V oblasti Ostravy byly hodnoty obecně vyšší, nejvyšší hodnoty byly zaznamenány ve vzorcích O15 (2,98) a O22 (2,85). Celkový součet indexů pro oblast Ostravy (25,0) převyšuje součet pro oblast Kyjova (11,3).



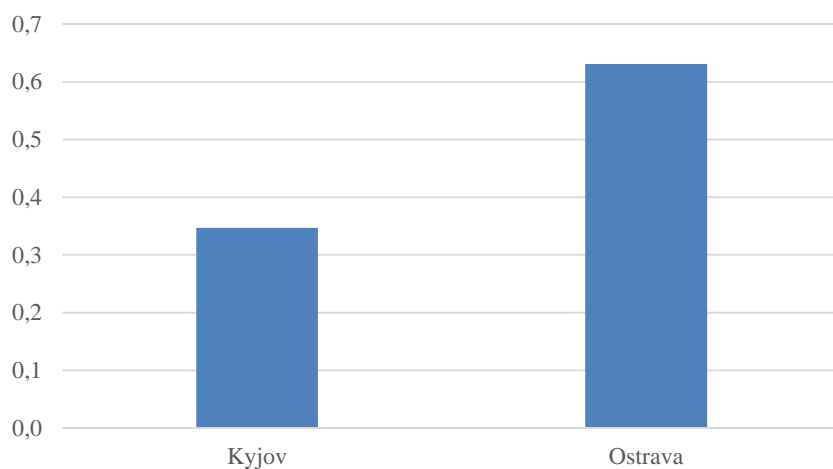
Obrázek 30: Srovnání středních hodnot PI_{avg} v lokalitách Kyjov a Ostrava

Z hlediska hodnocení půd využitím indexu znečištění Nemerow byla zjištěna v rámci Kyjova nejvyšší hodnota ve vzorku K12 (1,89). Hodnoty indexu v intervalu 1–2 naznačují lehké znečištění půdy. Hodnoty v rozmezí 0,7–1, které byly stanoveny ve vzorcích K2 (0,90) a K7 (0,88), upozorňují na ostražitost vůči znečištění. Vysoké hodnoty stanovené u vzorků z Ostravy poukazují na lehké až mírné znečištění. Nejvyšší hodnota byla stanovena ve vzorku O15 (3,53), tato hodnota naznačuje již těžké znečištění půdy. Celkový součet v oblasti Kyjov (9,1) je značně nižší než v oblasti Ostrava (23,7).



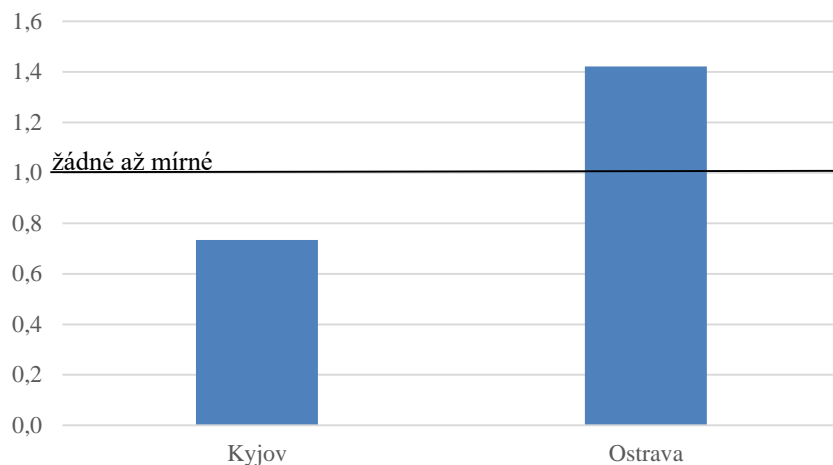
Obrázek 31: Srovnání středních hodnot $PI_{Nemerow}$ v lokalitách Kyjov a Ostrava

Stanovené hodnoty integrovaného mezního indexu (IPI_T) v oblasti Kyjova nedosahovaly hodnot větších než 1 a poukazují tedy na lehké znečištění v této oblasti. Podobné hodnoty byly stanoveny v oblasti Ostrava, s výjimkou vzorků O15 (1,16), O16 (1,03) a O22 (1,05), které indikují znečištění mírné. Celkový součet hodnot IPI_T v oblasti Ostrava (10,1) je větší než v oblasti Kyjova (5,7).



Obrázek 32: Srovnání středních hodnot IPI_T v lokalitách Kyjov a Ostrava

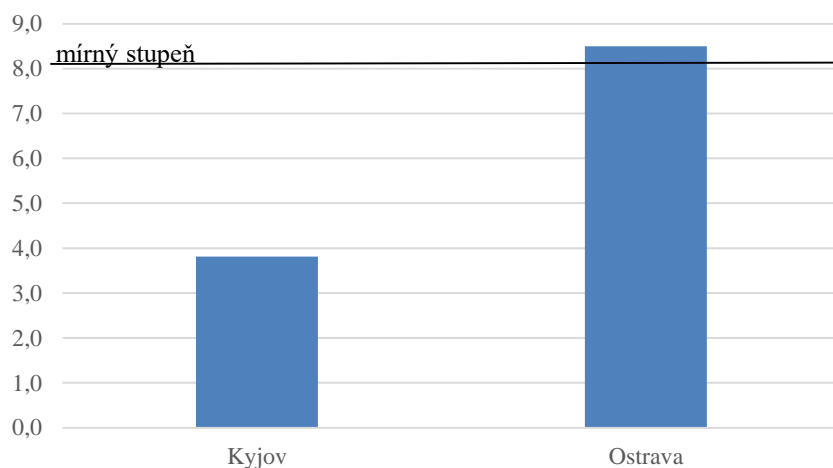
Pro zhodnocení půd byl stanoven zátěžový index znečištění (PLI) pro danou oblast. V oblasti Kyjova je hodnota indexu 0,74, dle klasifikace zde není žádné znečištění. Pro oblast Ostrava byla stanovena hodnota 1,42, která značí žádné až mírné znečištění oblasti.



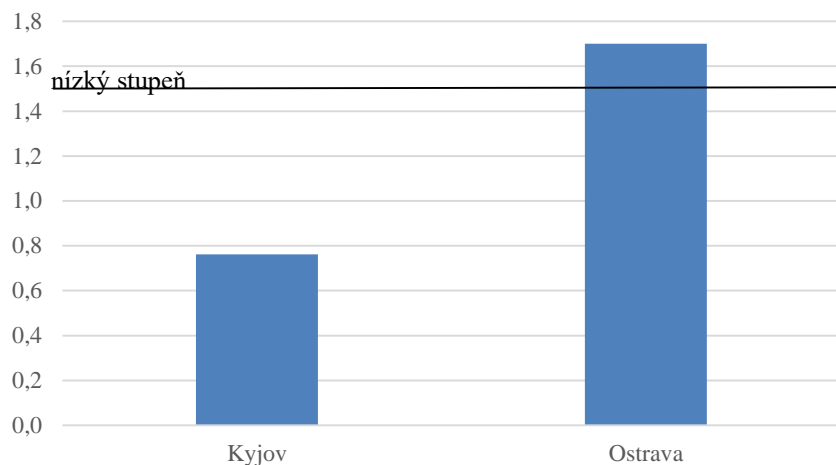
Obrázek 33: Srovnání hodnot PLI v lokalitách Kyjov a Ostrava

V rámci hodnocení stupněm kontaminace (C_{deg}) byly stanoveny hodnoty pro oblast Kyjova 3,8 a pro oblast Ostravy 8,5. Hodnoty menší než 8 naznačují nízký stupeň a hodnoty v rozmezí 8–16 mírný stupeň kontaminace.

Hodnoty modifikovaného stupně kontaminace (mC_{deg}) byly v oblasti Kyjova 0,8, což naznačuje velmi nízký stupeň kontaminace, a v oblasti Ostravy 1,7, kde se jedná o nízký stupeň kontaminace.

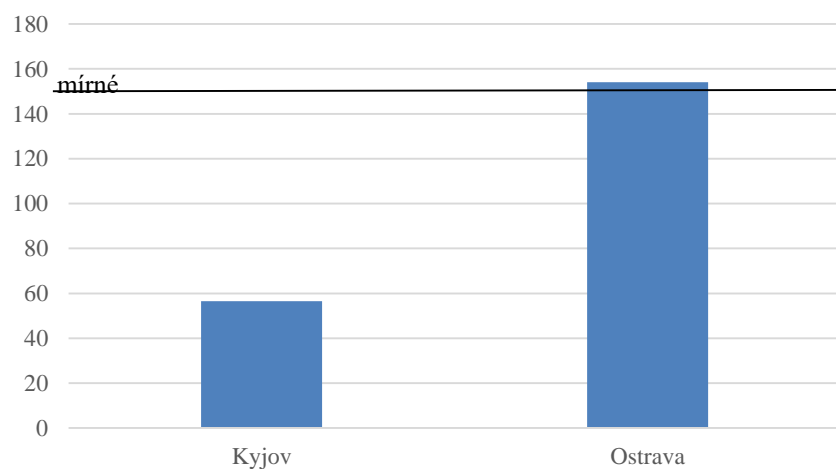


Obrázek 34: Srovnání hodnot C_{deg} v lokalitách Kyjov a Ostrava



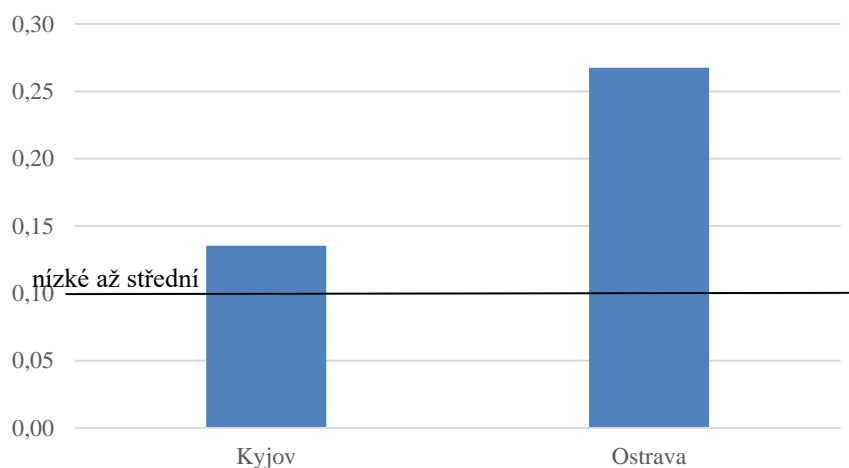
Obrázek 35: Srovnání hodnot mC_{deg} v lokalitách Kyjov a Ostrava

Z hlediska hodnocení ekologického rizika (RI) byly v Kyjově stanoveny hodnoty menší než 150. Tyto hodnoty poukazují na nízké riziko. Nejvyšší hodnota byla zaznamenána ve vzorku K12 (146,3). Hodnoty v Ostravě dosahovaly vyšších hodnot ve vzorcích O15 (352,1) a O16 (321,3). Hodnoty v intervalu 300–600 značí vysoké riziko. Celkový součet hodnot RI v oblasti Ostravy (2612,1) převyšuje oblast Kyjova (895,9).



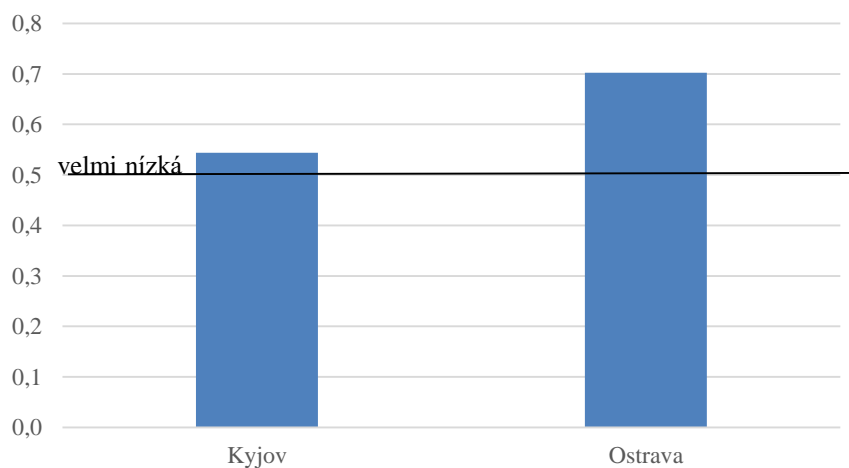
Obrázek 36: Srovnání středních hodnot RI v lokalitách Kyjov a Ostrava

V rámci oblasti Kyjova bylo na základě průměrného ERM kvocientu (MERMQ) vyhodnoceno nízké až střední riziko, které odpovídá hodnotám v intervalu 0,1–0,5. Pouze u vzorku K5 (0,09) se jedná o riziko nízké. V oblasti Ostravy byly zaznamenány hodnoty odpovídající nízkému až střednímu riziku s výjimkou vzorku O16 (0,55). Hodnoty v rozmezí 0,5–1,5 se klasifikují jako se středním až vysokým rizikem. Celkový součet hodnot MERMQ v oblasti Ostrava (4,3) je znatelně vyšší než v oblasti Kyjova (2,3).



Obrázek 37: Srovnání středních hodnot MERMQ v lokalitách Kyjov a Ostrava

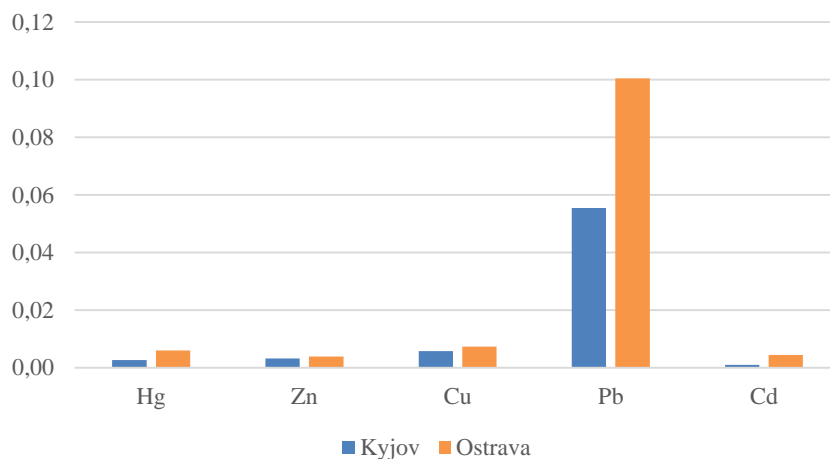
V rámci hodnocení indexu závažnosti (CSI) pro oblast Kyjova byly zaznamenány nejvyšší hodnoty ve vzorcích K2 (0,75), K7 (0,73) a K12 (0,70). V oblasti Ostravy byly pozorovány hodnoty vyšší, a to konkrétně ve vzorcích O16 (1,10), O20 (1,01) a O22 (1,07). Dle klasifikace indikují hodnoty v rozmezí 0,5–1 velmi nízkou kontaminaci a hodnoty v intervalu 1–1,5 nízkou kontaminaci. Celkový součet hodnot CSI v oblasti Ostrava (11,4) převyšuje oblast Kyjova (8,3).



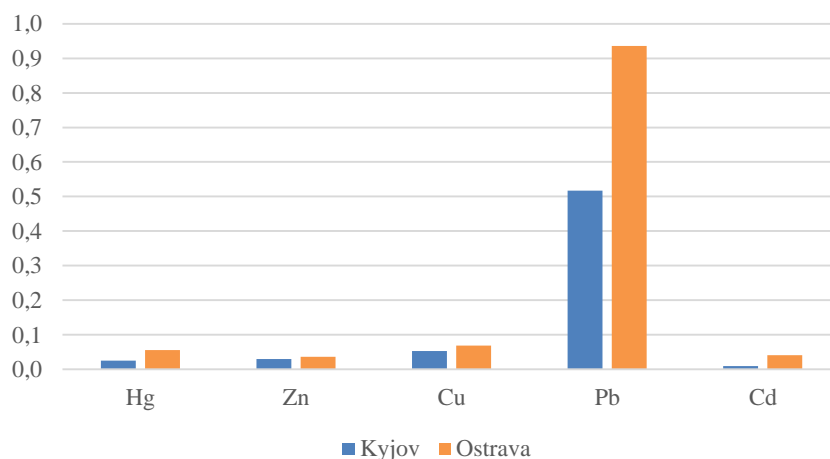
Obrázek 38: Srovnání středních hodnot CSI v lokalitách Kyjov a Ostrava

4.3 Posouzení zdravotních rizik

Z hlediska nekarcinogenního rizika (HI) byly zaznamenány nejvyšší hodnoty v daných oblastech pro olovo. Při zhodnocení rizika pro dospělého jedince byly stanoveny hodnoty v Kyjově 0,056 a v Ostravě 0,10. Při zhodnocení rizika pro děti byly zaznamenány hodnoty olova v Kyjově 0,52 a v Ostravě 0,94. Pokud jsou stanovené hodnoty menší než 1, nepředpokládá se, že by se u vystavených jedinců projeвили nepříznivé účinky.



Obrázek 39: Srovnání hodnot HI v lokalitách Kyjov a Ostrava (dospělý)

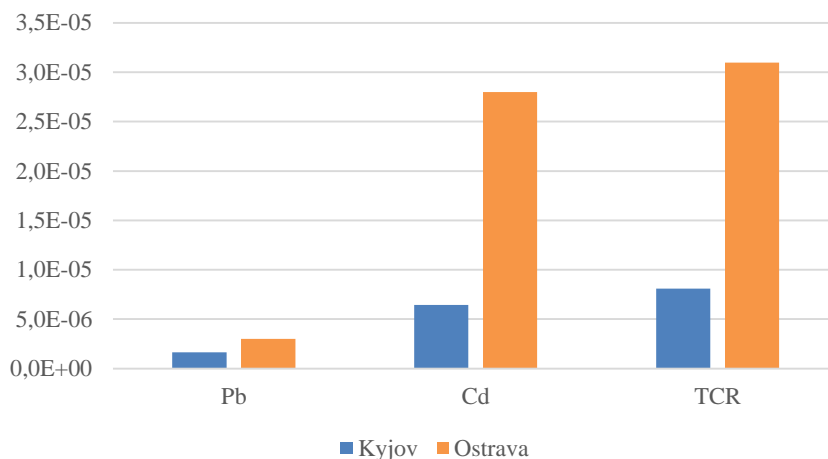


Obrázek 40: Srovnání hodnot HI v lokalitách Kyjov a Ostrava (dítě)

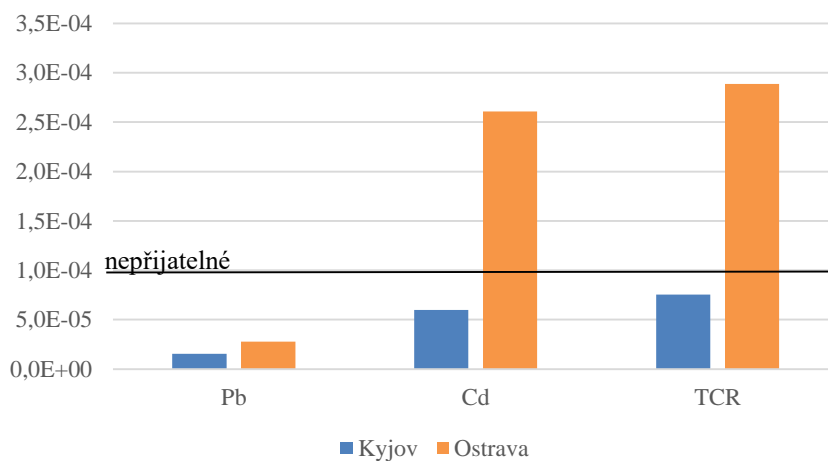
Karcinogenní riziko (CR) byly stanoveny pro kovy olovo a kadmium v daných oblastech. Při zhodnocení rizika pro dospělé v oblasti Kyjova byly zaznamenány hodnoty Pb ($1,65 \cdot 10^{-6}$) a Cd ($6,44 \cdot 10^{-6}$). Při zhodnocení v oblasti Ostravy byly stanoveny hodnoty Pb ($2,99 \cdot 10^{-6}$) a Cd ($2,80 \cdot 10^{-5}$). Hodnoty celkového karcinogenního rizika v rozmezí 10^{-6} – 10^{-4} představují riziko v přijatelné míře. Nepřijatelné riziko rozvoje rakoviny značí hodnoty větší než 10^{-4} . Celkové

karcinogenní riziko (TCR) dosahuje hodnot v Kyjově $8,09 \cdot 10^{-6}$ a Ostravě $3,10 \cdot 10^{-5}$. Dané lokality tedy nepředstavují velké karcinogenní riziko pro dospělého člověka.

Při zhodnocení rizika pro dítě byly stanoveny hodnoty v oblasti Kyjova Pb ($1,54 \cdot 10^{-5}$) a Cd ($6,0 \cdot 10^{-5}$). V oblasti Ostravy byly hodnoty Pb ($2,79 \cdot 10^{-5}$) a Cd ($2,61 \cdot 10^{-4}$). TCR dosahuje v Kyjově hodnoty $7,54 \cdot 10^{-5}$, tato lokalita tedy nepředstavuje riziko rakoviny u dětí. TCR v Ostravě dosahuje až hodnoty $2,89 \cdot 10^{-4}$, což značí, že daná lokalita představuje riziko rozvoje rakoviny u dětí.



Obrázek 41: Srovnání hodnot rizik v lokalitách Kyjov a Ostrava (dospělý)



Obrázek 42: Srovnání hodnot rizik v lokalitách Kyjov a Ostrava (dítě)

5 ZÁVĚR

Cílem této bakalářské práce bylo představení indexů znečištění a jejich aplikace pro zhodnocení kontaminace půd ve vybraných lokalitách. Ve 30ti vzorcích byly vhodnými metodami stanoveny koncentrace zvolených těžkých kovů. Ze stanovených koncentrací byly následně vypočteny indexy znečištění a zdravotních rizik.

V rámci oblasti Kyjova se projeví jako nejvíce riziková odběrová místa K2, K7 a K12. Půda z místa K2 je vysoce bohatá na kadmium, měď a zinek. Odběrové místo se nachází v oblasti viniční tratě Kameníky, vyšší obsahy těchto kovů jsou tedy pravděpodobně způsobeny používáním postřiků a přípravků na ošetřování vinohradů. Odběrové místo K7 se nachází velmi blízko dopravní komunikace, což je zřejmě důvodem vysokého obohacení půdy oloven, zinkem a kadmiem. A odběrové místo K12 je oproti ostatním místům velmi bohaté na rtuť a kadmium. Vzorek půdy byl odebrán v průmyslové oblasti a v blízkosti vlakové zastávky. Celkově znečištění v oblasti Kyjova lze na základě stanovených hodnot indexů zhodnotit jako nízké až střední. Z hlediska posouzení zdravotních rizik v této oblasti není pravděpodobně, že by se projevovaly nepříznivé účinky následkem expozice. Karcinogenní riziko olova a kadmia je pro tuto oblast v přijatelných hodnotách, kdy by nemělo docházet k rozvoji rakoviny.

V rámci oblasti Ostrava nejvíce vyčnívala odběrová místa O15, O16, O20 a O22. Odměrové místo O15 je velmi vysoce obohacené kadmiem. Místo O22 je velmi bohaté na olovo. Dle indexů znečištění je v těchto odběrových místech vysoké znečištění a ekologické riziko. Celkově v oblasti Ostrava lze znečištění hodnotit jako střední až vysoké. Z hlediska nekarcinogenního rizika není pravděpodobný projev nepříznivých účinků. Celkové karcinogenní riziko dosahuje nepřijatelných hodnot, tudíž je možný rozvoj rakoviny u vystavených jedinců konkrétně dětí.

Při srovnání oblastí je zřetelně větší znečištění v Ostravě než v Kyjově. Ostrava je větším městem s rozsáhlejším průmyslem, má více obyvatel, a tedy vyšší emise z dopravy. Lze tedy předpokládat, že tato oblast bude mít vyšší kontaminaci těžkými kovy.

Indexy znečištění jsou jednoduchým a přehledným způsobem popisu znečištění půdy. Těmito indexy lze vyhodnotit znečištění těžkými kovy i jinými polutanty. Protože jsou některé těžké kovy nebezpečnými látkami, jak pro zdraví lidí, tak pro přírodu, znečištění půdy je problémem, který by se měl vhodnými způsoby řešit.

6 SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

- [1] YUAN, Xuehong, Nandong XUE a Zhiguang HAN. A meta-analysis of heavy metals pollution in farmland and urban soils in China over the past 20 years. *Journal of Environmental Sciences*. 2021, **101**, 217-226. ISSN 10010742. Dostupné z: doi:10.1016/j.jes.2020.08.013
- [2] ALI, Hazrat a Ezzat KHAN. *What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term 'heavy metals' – proposal of a comprehensive definition*. 2018, **100**(1), 6-19. ISSN 0277-2248. Dostupné z: doi:10.1080/02772248.2017.1413652
- [3] BATLEY, Graeme E. "Heavy metal"-a useful term. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2012, **8**(2), 215-215. ISSN 15513777. Dostupné z: doi:10.1002/ieam.1290
- [4] TCHOUNWOU, Paul B., Clement G. YEDJOU, Anita K. PATLOLLA a Dwayne J. SUTTON. Heavy Metal Toxicity and the Environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*. Basel: Springer Basel, 2012, , 133-164. Experientia Supplementum. ISBN 978-3-7643-8339-8. Dostupné z: doi:10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- [5] LI, Zhiyuan, Zongwei MA, Tsering Jan VAN DER KUIJP, Zengwei YUAN a Lei HUANG. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of The Total Environment*. 2014, **468-469**, 843-853. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2013.08.090
- [6] ALI, Hazrat, Ezzat KHAN a Ikram ILAHI. Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation. *Journal of Chemistry*. 2019, **2019**, 1-14. ISSN 2090-9063. Dostupné z: doi:10.1155/2019/6730305
- [7] WEISSMANNOVÁ, Helena Doležalová a Jiří PAVLOVSKÝ. Indices of soil contamination by heavy metals – methodology of calculation for pollution assessment (minireview). *Environmental Monitoring and Assessment*. 2017, **189**(12). ISSN 0167-6369. Dostupné z: doi:10.1007/s10661-017-6340-5
- [8] JAISHANKAR, Monisha, Tenzin TSETEN, Naresh ANBALAGAN, Blessy B. MATHEW a Krishnamurthy N. BEEREGOWDA. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals: Objectives, principles and perspectives. *Interdisciplinary Toxicology*. 2014, **7**(2), 60-72. ISSN 1337-9569. Dostupné z: doi:10.2478/intox-2014-0009

- [9] BJØRKLUND, Geir, Maryam DADAR, Joachim MUTTER a Jan AASETH. The toxicology of mercury: Current research and emerging trends. *Environmental Research*. 2017, **159**, 545-554. ISSN 00139351. Dostupné z: doi:10.1016/j.envres.2017.08.051
- [10] PAN, Li-bo, Jin MA, Xian-liang WANG a Hong HOU. Heavy metals in soils from a typical county in Shanxi Province, China: Levels, sources and spatial distribution. *Chemosphere*. 2016, **148**, 248-254. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2015.12.049
- [11] CHENG, Jie-liang, Zhou SHI a You-wei ZHU. Assessment and mapping of environmental quality in agricultural soils of Zhejiang Province, China. *Journal of Environmental Sciences*. 2007, **19**(1), 50-54. ISSN 10010742. Dostupné z: doi:10.1016/S1001-0742(07)60008-4
- [12] WEI, Binggan a Linsheng YANG. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*. 2010, **94**(2), 99-107. ISSN 0026265X. Dostupné z: doi:10.1016/j.microc.2009.09.014
- [13] CHEN, Tong-Bin, Yuan-Ming ZHENG, Mei LEI et al. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*. 2005, **60**(4), 542-551. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2004.12.072
- [14] LI, Yu, Xin GOU, Gang WANG, Qiang ZHANG, Qiong SU a Guoju XIAO. Heavy metal contamination and source in arid agricultural soil in central Gansu Province, China. *Journal of Environmental Sciences*. 2008, **20**(5), 607-612. ISSN 10010742. Dostupné z: doi:10.1016/S1001-0742(08)62101-4
- [15] LOSKA, Krzysztof, Danuta WIECHUŁA a Irena KORUS. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International*. 2004, **30**(2), 159-165. ISSN 01604120. Dostupné z: doi:10.1016/S0160-4120(03)00157-0
- [16] KOWALSKA, Joanna Beata, Ryszard MAZUREK, Michał GĄSIOREK a Tomasz ZALESKI. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. *Environmental Geochemistry and Health*. 2018, **40**(6), 2395-2420. ISSN 0269-4042. Dostupné z: doi:10.1007/s10653-018-0106-z
- [17] CHEN, Haiyang, Yanguo TENG, Sijin LU, Yeyao WANG a Jinsheng WANG. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Science of The Total Environment*. 2015, **512-513**, 143-153. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2015.01.025
- [18] CHEN, Chiu-Wen, Chih-Feng CHEN a Cheng-Di DONG. Distribution and Accumulation of Mercury in Sediments of Kaohsiung River Mouth, Taiwan. *APCBEE*

Procedia. 2012, **1**, 153-158. ISSN 22126708. Dostupné z: doi:10.1016/j.apcbee.2012.03.025

- [19] BERNHOFT, Robin A. Mercury Toxicity and Treatment: A Review of the Literature. *Journal of Environmental and Public Health*. 2012, **2012**, 1-10. ISSN 1687-9805. Dostupné z: doi:10.1155/2012/460508
- [20] ANDREOLI, Virginia a Francesca SPROVIERI. Genetic Aspects of Susceptibility to Mercury Toxicity: An Overview. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2017, **14**(1). ISSN 1660-4601. Dostupné z: doi:10.3390/ijerph14010093
- [21] GARCÍA-RICO, Leticia, Mercedes Valenzuela RODRÍGUEZ a Martín E. JARAMARINI. Geochemistry of mercury in sediment of oyster areas in Sonora, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 2006, **52**(4), 453-458. ISSN 0025326X. Dostupné z: doi:10.1016/j.marpolbul.2005.12.013
- [22] SEARS, Margaret E., Kathleen J. KERR a Riina I. BRAY. Arsenic, Cadmium, Lead, and Mercury in Sweat: A Systematic Review. *Journal of Environmental and Public Health*. 2012, **2012**, 1-10. ISSN 1687-9805. Dostupné z: doi:10.1155/2012/184745
- [23] KHAIRY, M., Sherif A. EL-SAFETY a M.A. SHENASHEN. Environmental remediation and monitoring of cadmium. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2014, **62**, 56-68. ISSN 01659936. Dostupné z: doi:10.1016/j.trac.2014.06.013
- [24] KHAN, Muhammad Amjad, Sardar KHAN, Anwarzeb KHAN a Mehboob ALAM. Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments. *Science of The Total Environment*. 2017, **601-602**, 1591-1605. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.06.030
- [25] WANI, Ab Latif, Anjum ARA a Jawed Ahmad USMANI. Lead toxicity: a review. *Interdisciplinary Toxicology*. 2015, **8**(2), 55-64. ISSN 1337-9569. Dostupné z: doi:10.1515/intox-2015-0009
- [26] OJE, Obinna A., Peter N. UZOEGWU, Ikechukwu N. E. ONWURAH a Uchechukwu U. NWODO. Environmental Pollution Levels of Lead and Zinc in Ishiagu and Uburu Communities of Ebonyi State, Nigeria. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2010, **85**(3), 313-317. ISSN 0007-4861. Dostupné z: doi:10.1007/s00128-010-0082-1
- [27] LI, Xingyuan, Jingru ZHANG, Jin MA, Qiyuan LIU, Taoran SHI, Yiwei GONG, Shuhui YANG a Yihang WU. Status of chromium accumulation in agricultural soils across China (1989–2016). *Chemosphere*. 2020, **256**. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2020.127036

- [28] DESMARIAS, Thomas Liborio a Max COSTA. Mechanisms of chromium-induced toxicity. *Current Opinion in Toxicology*. 2019, **14**, 1-7. ISSN 24682020. Dostupné z: doi:10.1016/j.cotox.2019.05.003
- [29] PROCTOR, Deborah M., Mina SUH, Sharan L. CAMPLEMAN a Chad M. THOMPSON. Assessment of the mode of action for hexavalent chromium-induced lung cancer following inhalation exposures. *Toxicology*. 2014, **325**, 160-179. ISSN 0300483X. Dostupné z: doi:10.1016/j.tox.2014.08.009
- [30] IARC WORKING GROUP ON THE EVALUATION OF CARCINOGENIC RISKS TO HUMANS. *Arsenic, Metals, Fibres and Dusts*. Lyon (FR): International Agency for Research on Cancer, 2012. Dostupné také z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK304375/>
- [31] DENKHAUS, E. a K. SALNIKOW. Nickel essentiality, toxicity, and carcinogenicity. *Critical Reviews in Oncology/Hematology*. 2002, **42**(1), 35-56. ISSN 10408428. Dostupné z: doi:10.1016/S1040-8428(01)00214-1
- [32] AGNEW, Ulrika M. a Todd L. SLESINGER. *Zinc Toxicity* [online]. 2020 [cit. 2020-11-23]. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK554548/>
- [33] TCHOUNWOU, P., C. NEWSOME, J. WILLIAMS a K. GLASS. Copper-Induced Cytotoxicity and Transcriptional Activation of Stress Genes in Human Liver Carcinoma (HepG2) Cells. *Met Ions Biol Med*. 2008, **10**, 258-290.
- [34] TAPIERO, H., D.M. TOWNSEND a K.D. TEW. Trace elements in human physiology and pathology. Copper. *Biomed Pharmacother*. 2003, **57**(9), 386-398.
- [35] ROYER, Amor a Tariq SHARMAN. *Copper Toxicity* [online]. 2020 [cit. 2020-11-23]. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK557456/>
- [36] COLLINS, James F. a Leslie M. KLEVAY. Copper. *Advances in Nutrition*. 2011, **2**(6), 520-522. ISSN 2156-5376. Dostupné z: doi:10.3945/an.111.001222
- [37] KOWALSKA, Joanna, Ryszard MAZUREK, Michał GaSIOREK, Marcin SETLAK, Tomasz ZALESKI a Jaroslaw WAROSZEWSKI. Soil pollution indices conditioned by medieval metallurgical activity – A case study from Krakow (Poland). *Environmental Pollution*. 2016, **218**, 1023-1036. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2016.08.053
- [38] ABRAHIM, G. M. S. a R. J. PARKER. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland,

New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2007, **136**(1-3), 227-238. ISSN 0167-6369. Dostupné z: doi:10.1007/s10661-007-9678-2

- [39] LU, Xinwei, Lijun WANG, Kai LEI, Jing HUANG a Yuxiang ZHAI. Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials*. 2009, **161**(2-3), 1058-1062. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2008.04.052
- [40] DOLEŽALOVÁ WEISSMANNOVÁ, H. a J. PAVLOVSKÝ. Heavy metal Contaminations of Urban soils in Ostrava, Czech Republic: Assessment of Metal Pollution and using Principal Component Analysis. *Int. J. Environ. Res*. 2015, **9**(2), 683-696.
- [41] GAO, Xuelu a Chen-Tung Arthur CHEN. Heavy metal pollution status in surface sediments of the coastal Bohai Bay. *Water Research*. 2012, **46**(6), 1901-1911. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2012.01.007
- [42] VAROL, Memet. Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques. *Journal of Hazardous Materials*. 2011, **195**, 355-364. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2011.08.051
- [43] YONGMING, H, D PEIXUAN, C JUNJI a E POSMENTIER. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Science of The Total Environment*. 2006, **355**(1-3), 176-186. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2005.02.026
- [44] HAKANSON, Lars. An ecological risk index for aquatic pollution control.a sedimentological approach. *Water Research*. 1980, **14**(8), 975-1001. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/0043-1354(80)90143-8
- [45] SHIFAW, Eshetu. Review of Heavy Metals Pollution in China in Agricultural and Urban Soils. *Journal of Health and Pollution*. 2018, **8**(18). ISSN 2156-9614. Dostupné z: doi:10.5696/2156-9614-8.18.180607
- [46] TOMLINSON, D. L., J. G. WILSON, C. R. HARRIS a D. W. JEFFREY. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*. 1980, **33**(1-4), 566-575. ISSN 0017-9957. Dostupné z: doi:10.1007/BF02414780
- [47] QING, Xiao, Zong YUTONG a Lu SHENGGAO. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast

China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2015, **120**, 377-385. ISSN 01476513. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecoenv.2015.06.019

- [48] LIANG, Zuobing, Lei GAO, Xinfeng ZHAO, Jianyao CHEN, Zhenglan XIE, Shaoheng LI, Rui LI a Zhigang YANG. Assessment of Metal Pollution, Its Potential Health Risks, and Origin in Different Land Use Types in Zhuhai City, China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2019, **76**(2), 295-307. ISSN 0090-4341. Dostupné z: doi:10.1007/s00244-018-00590-w
- [49] PEJMAN, Amirhossein, Gholamreza NABI BIDHENDI, Mojtaba ARDESTANI, Mohsen SAEEDI a Akbar BAGHVAND. A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study. *Ecological Indicators*. 2015, **58**, 365-373. ISSN 1470160X. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolind.2015.06.012
- [50] USEPA. *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A)*. Office of Emergency and Remedial Response, 1989.
- [51] XIAO, Xin, Jixiong ZHANG, Hui WANG, Xiaoxun HAN, Jing MA, Yu MA a Huijun LUAN. Distribution and health risk assessment of potentially toxic elements in soils around coal industrial areas: A global meta-analysis. *Science of The Total Environment*. 2020, **713**. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135292
- [52] HU, Bifeng, Xiaolin JIA, Jie HU, Dongyun XU, Fang XIA a Yan LI. Assessment of Heavy Metal Pollution and Health Risks in the Soil-Plant-Human System in the Yangtze River Delta, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2017, **14**(9). ISSN 1660-4601. Dostupné z: doi:10.3390/ijerph14091042
- [53] *Mapy.cz* [online]. [cit. 2021-06-05]. Dostupné z: <https://mapy.cz>
- [54] SATOLA, Ondřej. *Indexy znečištění pro hodnocení půd*. Brno, 2020. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická.
- [55] ZBÍRAL, Jiří. *Analýza půd: jednotné pracovní postupy*. Vyd. 2., přeprac. a rozš. Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, 2002. ISBN 80-865-4815-5.
- [56] ZBÍRAL, Jiří, Ivo HONSA, Stanislav MALÝ a Martin VÁŇA. *Analýza půd*. Vyd. 3., přeprac. a rozš. Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, 2010-2011. Jednotné pracovní postupy. ISBN 978-80-7401-040-8.

7 SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1: Tabulka se stanovenými hodnotami kovů.

Příloha 2: Tabulka hodnot indexů zdravotních rizik v Kyjově pro dospělé

Příloha 3: Tabulka hodnot indexů zdravotních rizik v Kyjově pro dítě

Příloha 4: Tabulka hodnot indexů zdravotních rizik v Ostravě pro dospělé

Příloha 5: Tabulka hodnot indexů zdravotních rizik v Ostravě pro dítě

8 PŘÍLOHY

Příloha 1: Tabulka se stanovenými hodnotami kovů.

Vzorek	Sušina [%]	Hg		Zn		Cu		Pb		Cd	
		c [mg/kg]	smodch	c [mg/kg]	smodch	c [mg/kg]	smodch	c [mg/kg]	smodch	c [mg/kg]	smodch
K1	93,9	0,0891	0,0085	109,20	1,98	21,00	0,15	13,72	0,32	0,045	0,011
K2	96,4	0,0480	0,0034	110,85	0,67	63,22	0,24	12,42	0,23	0,216	0,023
K3	97,2	0,0455	0,0023	54,25	0,27	15,19	0,20	14,04	0,07	0,040	0,018
K4	97,3	0,0411	0,0029	54,33	1,16	21,80	0,35	12,19	0,45	0,067	0,028
K5	97,5	0,0305	0,0016	56,36	0,76	13,07	0,06	14,13	0,64	0,024	0,010
K6	98,3	0,0598	0,0005	43,31	0,07	9,00	0,13	11,12	0,37	<LOD	-
K7	98,3	0,0427	0,0028	131,71	0,65	31,26	0,29	24,97	0,83	0,205	0,018
K8	97,1	0,0535	0,0056	80,97	0,45	15,00	0,14	15,00	0,11	0,094	0,018
K9	97,8	0,0639	0,0034	71,23	0,51	15,51	0,28	19,43	0,32	0,074	0,007
K10	97,5	0,0896	0,0068	86,37	0,44	17,49	0,36	14,27	0,45	0,128	0,015
K11	97,3	0,0898	0,0043	69,24	1,23	17,54	0,09	13,97	0,28	0,052	0,011
K12	96,2	0,1935	0,0029	80,29	0,91	21,28	0,29	18,26	0,29	0,191	0,019
K13	97,7	0,0642	0,0020	52,83	0,75	12,72	0,21	14,76	0,15	0,022	0,010
K14	94,2	0,0490	0,0041	48,90	0,79	9,60	0,20	8,91	0,25	<LOD	-
K15	96,8	0,0613	0,0042	71,37	1,02	14,23	0,05	14,63	0,30	0,094	0,023
O12	83,8	0,0867	0,0088	61,17	0,73	10,44	0,24	7,49	0,19	0,185	0,022
O13	87,1	0,0662	0,0030	115,04	0,26	14,62	0,13	25,58	0,40	0,258	0,024
O14	81,8	0,0731	0,0013	106,36	2,14	23,42	0,35	25,28	0,31	0,351	0,007
O15	97,5	0,2418	0,0110	141,74	1,38	25,42	0,14	38,98	0,82	0,949	0,005
O16	84,0	0,3571	0,0097	118,50	1,40	31,44	0,64	39,04	0,34	0,573	0,011
O17	81,0	0,1278	0,0019	85,46	0,70	18,67	0,30	22,49	0,13	0,641	0,029
O18	87,6	0,1597	0,0178	78,35	0,87	18,73	0,26	24,92	0,20	0,229	0,008
O19	84,6	0,0975	0,0001	46,30	0,34	15,29	0,12	22,78	0,63	0,118	0,011
O20	89,7	0,2709	0,0055	85,79	0,97	49,61	0,79	41,42	0,62	0,492	0,026
O21	76,5	0,1487	0,0151	98,90	1,31	26,20	0,31	33,30	0,28	0,295	0,035
O22	81,4	0,2457	0,0025	101,56	1,01	25,06	0,58	89,05	2,98	0,514	0,016
O23	89,0	0,0681	0,0048	33,96	0,35	19,88	0,34	15,03	0,48	<LOD	-
O24	91,0	0,1306	0,0130	102,68	0,60	19,10	0,49	54,60	1,32	0,374	0,020
O25	84,1	0,1818	0,0041	53,28	1,11	28,58	0,64	41,07	0,66	0,263	0,030
O26	81,1	0,1041	0,0036	36,12	1,20	10,04	0,11	22,01	0,53	0,245	0,010

Příloha 2: Tabulka hodnot indexů zdravotních rizik v Kyjově pro dospělé

	Hg	Zn	Cu	Pb	Cd
CDI _{ing}	8,19E-07	9,76E-04	2,12E-04	1,94E-04	1,02E-06
CDI _{inh}	1,81E-11	2,15E-08	4,69E-09	4,27E-09	2,25E-11
CDI _{derm}	3,27E-09	3,89E-06	8,48E-07	7,72E-07	4,06E-09
HQ _{ing}	2,73E-03	3,25E-03	5,73E-03	5,53E-02	1,02E-03
HQ _{inh}	6,02E-08	7,17E-08	1,26E-07	1,22E-06	2,25E-08
HQ _{derm}	1,09E-05	1,30E-05	2,28E-05	2,21E-04	4,06E-06
HI	2,74E-03	3,27E-03	5,75E-03	5,55E-02	1,02E-03
CR _{ing}	-	-	-	1,65E-06	6,41E-06
CR _{inh}	-	-	-	3,63E-11	1,41E-10
CR _{derm}	-	-	-	6,56E-09	2,56E-08
TCR	-	-	-	1,65E-06	6,44E-06

Příloha 3: Tabulka hodnot indexů zdravotních rizik v Kyjově pro dítě

	Hg	Zn	Cu	Pb	Cd
CDI _{ing}	7,64E-06	9,11E-03	1,98E-03	1,81E-03	9,50E-06
CDI _{inh}	5,62E-11	6,70E-08	1,46E-08	1,33E-08	6,99E-11
CDI _{derm}	1,52E-08	1,82E-05	3,96E-06	3,60E-06	1,90E-08
HQ _{ing}	2,55E-02	3,04E-02	5,34E-02	5,16E-01	9,50E-03
HQ _{inh}	1,87E-07	2,23E-07	3,93E-07	3,80E-06	6,99E-08
HQ _{derm}	5,08E-05	6,06E-05	1,07E-04	1,03E-03	1,90E-05
HI	2,55E-02	3,04E-02	5,36E-02	5,17E-01	9,52E-03
CR _{ing}	-	-	-	1,54E-05	5,99E-05
CR _{inh}	-	-	-	1,13E-10	4,40E-10
CR _{derm}	-	-	-	3,06E-08	1,19E-07
TCR	-	-	-	1,54E-05	6,00E-05

Příloha 4: Tabulka hodnot indexů zdravotních rizik v Ostravě pro dospělé

	Hg	Zn	Cu	Pb	Cd
CDI _{ing}	1,79E-06	1,18E-03	2,72E-04	3,50E-04	4,43E-06
CDI _{inh}	3,94E-11	2,59E-08	6,01E-09	7,73E-09	9,76E-11
CDI _{derm}	7,14E-09	4,69E-06	1,09E-06	1,40E-06	1,77E-08
HQ _{ing}	5,96E-03	3,92E-03	7,34E-03	1,00E-01	4,43E-03
HQ _{inh}	1,31E-07	8,64E-08	1,62E-07	2,21E-06	9,76E-08
HQ _{derm}	2,38E-05	1,56E-05	2,93E-05	3,99E-04	1,77E-05
HI	5,99E-03	3,93E-03	7,37E-03	1,01E-01	4,44E-03
CR _{ing}	-	-	-	2,98E-06	2,79E-05
CR _{inh}	-	-	-	6,57E-11	6,15E-10
CR _{derm}	-	-	-	1,19E-08	1,11E-07
TCR	-	-	-	2,99E-06	2,80E-05

Příloha 5: Tabulka hodnot indexů zdravotních rizik v Ostravě pro dítě

	Hg	Zn	Cu	Pb	Cd
CDI _{ing}	1,67E-05	1,10E-02	2,54E-03	3,27E-03	4,13E-05
CDI _{inh}	1,23E-10	8,06E-08	1,87E-08	2,40E-08	3,04E-10
CDI _{derm}	3,33E-08	2,19E-05	5,07E-06	6,52E-06	8,24E-08
HQ _{ing}	5,56E-02	3,66E-02	6,85E-02	9,34E-01	4,13E-02
HQ _{inh}	4,09E-07	2,69E-07	5,04E-07	6,87E-06	3,04E-07
HQ _{derm}	1,11E-04	7,29E-05	1,37E-04	1,86E-03	8,24E-05
HI	5,57E-02	3,66E-02	6,87E-02	9,36E-01	4,14E-02
CR _{ing}	-	-	-	2,78E-05	0,00026
CR _{inh}	-	-	-	2,04E-10	1,91E-09
CR _{derm}	-	-	-	5,55E-08	5,19E-07
TCR	-	-	-	2,79E-05	2,61E-04