



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

TOXICKÉ A RIZIKOVÉ PRVKY V PŮDÁCH A ZHODNOCENÍ ÚROVNĚ ZNEČIŠTĚNÍ

TOXIC AND HAZARDOUS ELEMENTS IN SOILS AND EVALUATION OF THE POLLUTION LEVEL

DIPLOMOVÁ PRÁCE

MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Bc. Matěj Kysilka

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Mgr. Helena Doležalová Weissmannová, Ph.D.

BRNO 2025

Zadání diplomové práce

Číslo práce: FCH-DIP2016/2024 Akademický rok: 2024/25
Ústav: Ústav chemie a technologie ochrany
životního prostředí
Student: **Bc. Matěj Kysilka**
Studijní program: Environmentální chemie a technologie
Studijní obor: bez specializace
Vedoucí práce: **Mgr. Helena Doležalová**
Weissmannová, Ph.D.

Název diplomové práce:

Toxické a rizikové prvky v půdách a zhodnocení úrovně znečištění

Zadání diplomové práce:

- Analýza současného stavu poznání zaměřená na problematiku výskytu toxických a rizikových prvků v půdách v městských aglomeracích.
- Odběr, analýza vzorků půd a stanovení vybraných rizikových prvků v půdách metodami AAS.
- Vyhodnocení dat a interpretace výsledků.
- Aplikace indexů znečištění, zhodnocení environmentálního rizika oblastí.

Termín odevzdání diplomové práce: 5.5.2025:

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

Bc. Matěj Kysilka
student

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

prof. Ing. Jozef Krajčovič, Ph.D.
vedoucí ústavu

V Brně dne 3.2.2025

prof. Ing. Michal Veselý, CSc.
děkan

ABSTRAKT

Tato diplomová práce se zabývá problematikou rizikových prvků v půdě a zhodnocení jejich znečištění. V teoretické části je nejprve popsána půda a možnosti jejího vzniku. Dále jsou uvedeny přirozené, a především antropogenní zdroje rizikových prvků. V rešerši jsou dále popsány jednotlivé indexy znečištění. Podrobně jsou vyjmenovány rizikové prvky a jejich vliv na lidské zdraví. Závěr teoretické části je věnován možnostem remediace půdy. V úvodu experimentální části je popsán odběr vzorků, úprava pro analýzu a použité přístroje pro měření. Celkem bylo odebráno 40 vzorků ze 4 lokalit (Kuřim, Brno, Újezd, Modřice). Následně jsou představeny naměřené koncentrace rizikových prvků. Obsah těchto prvků byl využit k výpočtu indexů znečištění. Výsledky jednotlivých indexů znečištění byly okomentovány a lokality byly porovnány mezi sebou.

ABSTRACT

This diploma thesis deals with the problem of risk elements in the soil and the evaluation of their pollution. Firstly, the theoretical describes the soil and the possibilities of its formation. Furthermore, natural and especially anthropogenic sources of risk elements are described. The research further describes individual pollution indices. Risk elements and their effect on human health are listed in detail. The end of the theoretical part is devoted to possibilities for soil remediation. The introduction of the experimental part describes the sampling, preparation for analysis and the instruments used for measurement. A total of 40 samples were taken from 4 locations (Kuřim, Brno, Újezd, Modřice). The measured concentrations of risk elements are presented in the conclusion. The content of elements was used to calculate the indices of these pollutions. The results of the individual pollution indices were commented on and the locations were compared with each other.

KLÍČOVÁ SLOVA

Těžké kovy, toxicita, půda, kontaminace, městské aglomerace, indexy znečištění

KEYWORDS

Heavy metals, toxicity, soil, contamination, urban agglomerations, pollution indices

KYSILKA, Matěj. *Toxické a rizikové prvky v půdách a zhodnocení úrovně znečištění*. Online, diplomová práce. Helena DOLEŽALOVÁ WEISSMANNOVÁ (vedoucí práce). Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2025. Dostupné z: <https://www.vut.cz/studenti/zav-prace/detail/162126>. [cit. 2025-05-04].

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citoval. Diplomová práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího diplomové práce a děkana FCH VUT.

.....
podpis studenta

PODĚKOVÁNÍ

Na tomto místě bych rád poděkoval za veškeré rady a pomoc své vedoucí Mgr. Heleně Doležalové Weissmanové, Ph.D. Dále děkuji své rodině za psychickou podporu při tvorbě této práce.

Obsah

1	Úvod.....	6
2	Teoretická část.....	7
2.1	Definice půdy.....	7
2.2	Půdotvorné procesy.....	7
2.2.1	Fyzikální zvětrávání.....	7
2.2.2	Chemické zvětrávání.....	7
2.2.3	Biologické zvětrávání.....	8
2.3	Zdroje kontaminace půdy.....	8
2.3.1	Přírodní zdroje.....	10
2.3.2	Antropogenní zdroje.....	10
2.4	Vlastnosti a toxicita těžkých kovů.....	12
2.4.1	Olovo.....	12
2.4.2	Rtuť.....	13
2.4.3	Kadmium.....	13
2.4.4	Měď, Zinek.....	14
2.4.5	Chrom.....	14
2.4.6	Nikl.....	15
2.5	Indexy znečištění.....	15
2.5.1	Faktor kontaminace (CF).....	15
2.5.2	Geoakumulační index (I_{geo}).....	16
2.5.3	Faktor obohacení (EF).....	17
2.5.4	Stupeň kontaminace (C_{deg}).....	17
2.5.5	Index znečištění (PI).....	18
2.5.6	Zátěžový index znečištění PLI.....	19
2.5.7	Index bezpečné kontaminace CSI.....	20
2.5.8	Pravděpodobnost toxicity MERMQ.....	20
2.5.9	Potenciální ekologické riziko RI.....	21
2.6	Indexy zdravotního rizika.....	22
2.6.1	Nekarcinogenní riziko.....	22
2.6.2	Karcinogenní riziko.....	23
2.7	Remediační metody pro těžké kovy v půdách.....	23
2.7.1	Chemické metody.....	23

2.7.2	Fyzikální metody.....	24
2.7.3	Biologické metody	25
3	Experimentální část.....	27
3.1	Použité chemikálie	27
3.2	Odběr a uchování vzorků	27
3.3	Popis lokalit.....	28
3.4	Stanovení sušiny.....	29
3.5	Stanovení pH.....	30
3.6	Mikrovlňný rozklad.....	30
3.7	Analýza na AMA 254	30
3.8	Analýza pomocí F-AAS	31
3.8.1	Kalibrace	32
4	Výsledky a diskuze.....	35
4.1	Analyzované prvky	35
4.1.1	Rtuť	35
4.1.2	Chrom.....	35
4.1.3	Olovo.....	36
4.1.4	Zinek.....	37
4.1.5	Měď	38
4.1.6	Kadmium.....	39
4.2	Zhodnocení pomocí indexů znečištění	39
4.2.1	Výsledky faktoru kontaminace CF.....	39
4.2.2	Výsledky geoakumulačního indexu I_{geo}	40
4.2.3	Výsledky faktoru obohacení EF	42
4.2.4	Výsledky stupně kontaminace C_{deg}	43
4.2.5	Výsledky modifikovaného stupně kontaminace mC_d	44
4.2.6	Výsledky indexu znečištění PI	45
4.2.7	Výsledky sumy znečištění PI_{sum}	46
4.2.8	Výsledky integrovaného indexu znečištění IPI	46
4.2.9	Výsledky indexu znečištění Nemerow $PI_{Nemerow}$	47
4.2.10	Výsledky zátěžového indexu znečištění PLI.....	48
4.2.11	Výsledky pravděpodobnosti toxicity MERMQ.....	49
4.2.12	Výsledky jednoduchého indexu ekologického rizika E_r	50

4.2.13	Výsledky ekologického rizika RI.....	51
5	Závěr.....	52
6	Seznam použitých zdrojů	53
7	Seznam příloh.....	61
8	Přílohy	62

1 ÚVOD

Půda je prostředím plnicí množství nezastupitelných funkcí v přírodě. Rizikové prvky, mezi něž se řadí těžké kovy, narušují kvalitu půdy a tím ohrožují její správnou funkci. Těžké kovy se v půdě vyskytovaly odjakživa, ale s rozvojem průmyslu, dopravy a dalších lidských vlivů překonaly koncentrace těchto prvků únosné limity. Zvýšená koncentrace těžkých kovů byla v minulosti podceňována, což mělo neblahé následky. Těžké kovy mají prokazatelně negativní účinky nejen na stav životního prostředí, ale i pro lidské zdraví. Nejčastější cestou těžkých kovů do lidského těla je přes potravinový řetězec.

Toxicita těžkých kovů je předmětem současných i budoucích studií. Jednotlivé těžké kovy se liší v závažnosti účinků na lidské zdraví, velmi vysokou toxicitu z těžkých kovů má rtuť, olovo a kadmium. Těžké kovy jsou charakteristické svými negativními dopady na nervovou soustavu a mohou mít karcinogenní účinky. Mezi zvláště ohrožené skupiny patří děti, senioři, těhotné ženy a lidé se zdravotními problémy.

Celosvětově jsou vysokými kontaminacemi rizikovými prvky v půdách nejvíce postiženy vysoce industrializované a méně rozvinuté země. Mezi hlavní antropogenní příčiny kontaminace patří kromě průmyslu také doprava a zemědělství. Stanovení výskytu těžkých kovů v městských aglomeracích je stěžejní, neboť expozici je vystaveno vysoké množství lidí. Velmi exponovaní vůči vysoké kontaminaci jsou pracovníci v průmyslových závodech.

Pro kvantifikaci kontaminace těžkými kovy byly vytvořeny speciální indexy. Pomocí těchto indexů lze lépe odhadnout možná rizika půd. Díky přesnému zhodnocení kontaminace lze poté navrhnout správná opatření pro ochranu přírody. V současnosti je kladen důraz na šetrné ekologické metody remediace.

2 TEORETICKÁ ČÁST

2.1 Definice půdy

Půdu je obtížné zcela přesně definovat, neboť se jedná o složitý systém. Definice půdy se odlišuje podle jednotlivých vědeckých oborů a různého vnímání jejích funkcí. Lidstvo se výzkumem půdy významněji začalo zabývat v 19. století. Z počátku byla půda definována jako médium pro růst rostlin vzniklé rozpadem hornin. Následně byla ve 20. století definice půdy nadále rozšiřována o např. biologické a environmentální aspekty [1].

Současné definice vnímají půdu jako přírodní materiál skládající se z organické i anorganické části a třífázového systému: pevných látek, vody a vzduchu. Rozmanité druhy půd vznikají zvětráváním a mikrobiální aktivitou. Půdy jsou stanovištěm pro růst rostlin a život organismů. Jsou zdrojem živin, ale také potenciálně rizikových látek. Další důležitou vlastností půd je regulace koloběhu látek. [2].

Ministerstvo životního prostředí ČR definuje půdu jako: „*Samostatný přírodní útvar vzniklý z povrchových zvětralin zemské kůry a z organických zbytků za působení půdotvorných faktorů. Je životním prostředím půdních organismů, stanovištěm planě rostoucí vegetace, slouží k pěstování kulturních rostlin. Je regulátorem koloběhu látek, může fungovat jako úložiště, ale i zdroj potenciálně rizikových látek* [3].“

2.2 Půdotvorné procesy

Původní materiál, ze kterého půda vzniká se nazývá matečná hornina. Na vzniku půdy se podílí nespočet faktorů, mezi důležité patří klimatické podmínky a působení živých organismů. Půdotvorné klimatické podmínky zahrnují teplotu, množství srážek a celkovou délku jednotlivých klimatických období. Tvar terénu ovlivňuje množství dopadajících srážek a schopnosti vsakování do půdy, orientace svahů ovlivňuje množství dopadající sluneční energie. Nezanedbatelný podíl na tvorbě půdy má lidská činnost, jež s sebou přináší negativní následky, mezi něž patří eroze a kontaminace [4].

Hlavním půdotvorným procesem je zvětrávání matečné horniny. Zvětráváním matečné horniny dochází k přesunu minerálních látek do půdy. Procesy zvětrávání lze rozdělit dle své podstaty na fyzikální, chemické a biologické. [4].

2.2.1 Fyzikální zvětrávání

Fyzikální zvětrávání je charakteristické mechanickým rozpadem horniny bez změny chemického složení. Zásadní vliv na zvětrávání mají změny teploty, na základě kterých dochází k roztahování či smršťování materiálu. K poškození horniny dochází také v důsledku chování vody v pórech, neboť působením mrazu přechází voda do pevné fáze a zvětšuje svůj objem. Opakováním stavu tuhnutí a tání vody se v hornině vytvářejí trhliny, které se neustále zvětšují. [4]

2.2.2 Chemické zvětrávání

Procesem chemického zvětrávání dochází ke změně složení primární horniny. Na chemickém zvětrávání se významně podílí voda a plyny (kyslík, oxid uhličitý). K chemickému zvětrávání dochází reakcí kapalného roztoku s pevným povrchem horniny [5]. Na tvorbě nových minerálů

má vliv nejen původní složení matečné horniny, ale také podmínky, ve kterých dochází k reakci (teplota, vlhkost). Při vyšší teplotě a vlhkosti je rozklad intenzivnější. [4].

Procesy chemického zvětrávání lze rozdělit na: hydrolýzu, rozpouštění, hydrataci, oxidaci a redukci. Hydratací se voda stává součástí nové molekuly, jako příklad lze uvést hydrataci hematitu (Fe_2O_3) na limonit ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$). Při oxidačně–redukčních procesech dochází ke změně vlastností na základě změny oxidačního čísla. Hydrolýza je rozklad pomocí vody disociované na ionty H^+ a OH^- . Hydrolýza probíhá u solí slabých kyselin a zásad. Charakteristicky hydrolýze podléhají hlinitokřemičitany, jež jsou vysoce zastoupeny v půdě [4].

Význam CO_2

Chemické zvětrávání přispívá k snížení koncentrace oxidu uhličitého v atmosféře. Na celkovém pohlcování oxidu uhličitého z atmosféry se významně podílí uhličitany a křemičitany, neboť oxid uhličitý tvoří s vodou kyselinu uhličitou, která velmi dobře uhličitany a křemičitany rozpouští [6]. Schopnost pohlcovat uhlík je na Zemi koncentrována do aktivních oblastí. Uvádí se, že na pohlcení 50 % oxidu uhličitého chemickým zvětráváním se podílí méně než 10 % vysoce aktivních oblastí. Globální uhlíkový cyklus je závislý na činnosti těchto vysoce aktivních oblastí. Dostatečné pohlcování oxidu uhličitého z atmosféry je důležité pro stabilizaci klimatu. [7].

2.2.3 Biologické zvětrávání

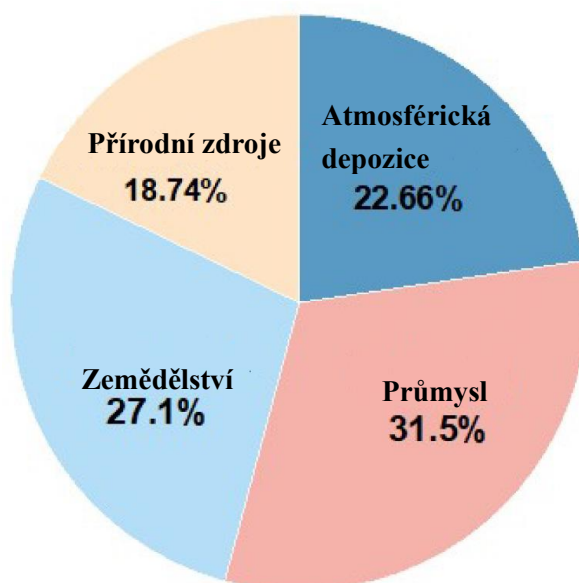
U biologického zvětrávání se na rozpadu horniny podílí svou činností organismy. Biologické zvětrávání probíhalo na Zemi již před několika miliony lety, kdy se nejprve na něm podílely mikroorganismy. S vývojem života na zemi se součástí biologického zvětrávání staly i rostliny, houby a živočichové [8]. Hlavní funkci u biologického zvětrávání způsobeného rostlinami mají kořeny. Kořeny rostlin jsou schopny proniknout do trhlin v hornině a při růstu horninu mechanicky narušují [4].

Lišejník

Lišejník je společenství organismů složené z houby a řasy nebo sinice. Na biologickém zvětrávání se lišejníky významně podílejí narušováním a fragmentováním povrchu horniny svou adhezí a pronikáním do trhlin a pórů. Dále se na zvětrávání hornin podílí produkcí organických kyselin. Lišejníky produkují kyselinu šťavelovou, která při reakci s povrchem minerálů tvoří šťavelany. Častý je vznik šťavelanu vápenatého, jež vzniká reakcí s vápníkem, který je hojně zastoupen v minerálech a horninách [9].

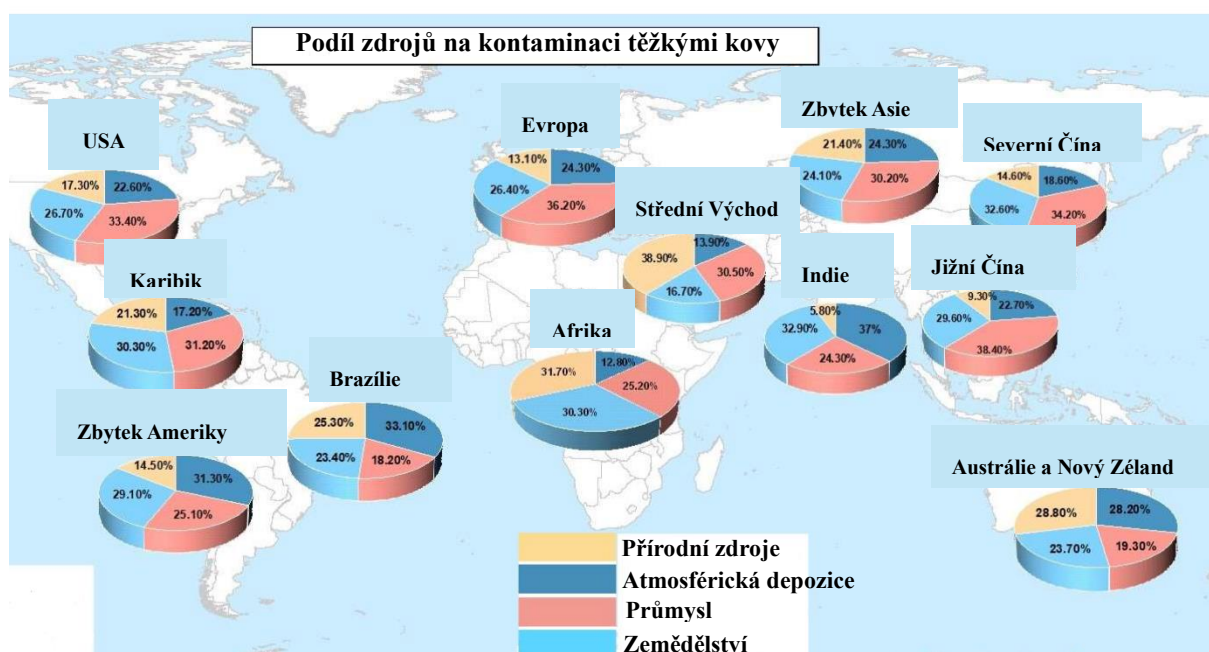
2.3 Zdroje kontaminace půdy

V kontaminovaných oblastech je nezbytné stanovit zdroje, důležité je rozlišit antropogenní zdroje kontaminace od přirozeného výskytu těžkých kovů v půdě. Těžké kovy se v půdě vyskytují přirozeně, ovšem v posledních desetiletích jejich koncentrace stoupá z důvodu antropogenních činností. V současnosti se antropogenní zdroje podílí většinou na výskytu těžkých kovů v půdě [10].



Obrázek 1: Podíl zdrojů na světovém znečištění těžkými kovy (2024) [Upraveno dle 10]

Obrázek č.1 popisuje metaanalýzu z roku 2024 jež stanovovala globální podíl zdrojů na kontaminaci 9 těžkých kovů v půdě. Podle modelu se průmysl podílí na celkové kontaminaci ve světě z 31,5 %. Významný podíl na kontaminaci má také zemědělství–27,1 %. Atmosférická depozice těžkých kovů tvoří cca 22,7 %. Podíl přírodních zdrojů na kontaminaci těžkými kovy není zanedbatelný (cca 18,7 %), ale v porovnání s antropogenními zdroji je výrazně nižší [10].



Obrázek 2: Zdroje těžkých kovů v regionech světa [Upraveno dle 10]

Podíl jednotlivých zdrojů na celkové kontaminaci těžkými kovy je velmi závislý na regionu (obrázek 2). Přírodní zdroje se nejvíce na kontaminaci podílí na Středním Východě a v Africe,

kde v obou případech jsou vyšší než 30 %. Průmysl má největší podíl na kontaminaci (38,4 %) v jižní Číně, ale významnou roli hraje i v Evropě (36,2 %). Zemědělství je významněji zastoupeno v Indii (32,9 %) a severní Číně (32,6 %). Atmosférická depozice, na níž se podílí emise z dopravy, je hlavním zdrojem v Indii (37 %) a Brazílii (33,1 %) [10].

2.3.1 Přírozené zdroje

Jako příklad přírodního zdroje těžkých kovů lze uvést zvětrávání nerostů a hornin vyskytujících se v zemské kůře. Mezi další přírodní procesy, jež jsou zdroji těžkých kovů patří eroze půdy a vulkanická aktivita [11]. Přírodní cykly uvolňující těžké kovy do půdy jsou obvykle pomalé a samostatně nezpůsobují rizikovou toxicitu, člověk kontaminuje životní prostředí mnohem rychleji a ve větším množství. [12].

2.3.2 Antropogenní zdroje

Antropogenní zdroje jsou v současnosti hlavní příčinou kontaminace těžkými kovy a s předpokladem nadále rostoucí populace lidí na planetě představují vysoké riziko do budoucnosti. Rozšíření kontaminace těžkými kovy ve světě je spjaté s rostoucí mírou globalizace. Jedním z hlavních zdrojů zvýšené koncentrace těžkých kovů v půdě je rapidní rozvoj industrializace. S vyšším standardem života souvisí využívání dopravních prostředků, jež patří mezi další zdroj emisí těžkých kovů. Přijmutí přísných opatření je podmínkou pro omezení šíření kontaminace [13].

Průmysl

Rozvoj průmyslu ve světě patří mezi hlavní zdroje kontaminace těžkými kovy. Průmysl se nejvíce podílí na znečištění těžkými kovy v rapidně rozvíjejících se oblastech [10]. Charakter kontaminace těžkými kovy se významně odlišuje v závislosti na druhu průmyslového procesu. Mezi významné průmyslové zdroje kontaminace těžkými kovy patří těžba, zpracování ropy, hutě, slévárny a spalování uhlí [14].

Z těžkých kovů je celosvětově rozšířena těžba olova a zinku. Olovo má podobné chemické vlastnosti jako zinek a často se vyskytuje spolu s ním. Kontaminace v okolí dolů je vysokým rizikem i po ukončení aktivní těžby. Těžební odpad z opuštěných dolů se šíří do okolí a ohrožuje životní prostředí a lidské zdraví [15].

Při tavení rud kovů jsou produkovány emise pevných částic a vzniká odpadní voda, která představuje riziko pro kontaminaci půdy [16]. Dalším významným znečišťovatelem je chemický průmysl. Petrochemické závody uvolňují do životního prostředí vysokou koncentraci rtuti, zinku, mědi a kadmia [17].

Těžké kovy jsou emitovány při spalování uhlí, přičemž výskyt těžkých kovů v uhlí je závislý na typu uhlí a lokalitě. V minulém století docházelo k vypouštění vysokého množství emisí těžkých kovů a docházelo ke kontaminaci přilehlých oblastí, v současnosti je obsah těžkých kovů v uhlí přísně limitován. Rizikem pro životní prostředí je také odpad z uhelných dolů, neboť rizikové prvky se mohou šířit do okolí vyluhováním [18].

Zemědělství

Těžké kovy mají schopnost akumulace v půdě a mají toxické účinky vůči zemědělským plodinám. Důsledkem působení těžkých kovů může být nižší výtěžek plodin, jež může způsobit globální problémy. Významným zdrojem těžkých kovů, jež se dostávají do půdy v důsledku zemědělské činnosti jsou hnojiva. Používaná zemědělská hnojiva lze rozdělit na organická a minerální (anorganická). Anorganická hnojiva jsou vyráběna průmyslově, organická hnojiva mají přírodní původ [19].

Mezi hojně využívaná anorganická hnojiva se řadí fosfátová hnojiva. Fosfátová hnojiva jsou zdrojem celé řady těžkých kovů. Koncentrace kovů úzce souvisí s obsahem fosforu, s vyšším množstvím fosforu obvykle roste obsah těžkých kovů. Největší nebezpečí pro životní prostředí představuje kadmium, jehož výskyt obvykle signalizuje výskyt dalších kovů. Kadmium v půdě ovlivňuje pH a podíl organické hmoty [20]. Se snižujícím se pH v půdě roste biodostupnost a mobilita kadmia v půdě. V současnosti se v evropských zemědělských půdách množství kadmia snižuje v důsledku přísných limitů [21].

Studie z roku 2020 sledovala akumulaci těžkých kovů v zemědělské půdě a v plodech pěstované podzemnice olejné při dlouhodobém používání více druhů hnojiv. Byl pozorován významně odlišný efekt v závislosti na použití organického či anorganického hnojiva. Používání organického prasečího hnoje vedlo díky svému vysokému obsahu nutrientů k vyššímu výtěžku zemědělských plodin než u chemických anorganických hnojiv, ale nevýhodou používání prasečího hnoje byla výrazně vyšší kontaminace těžkými kovy než u anorganických hnojiv. Dlouhodobou aplikací prasečího hnoje došlo k akumulaci kadmia, olova, zinku a mědi v půdě. Nejvyšší riziko představovala dlouhodobá akumulace kadmia a olova v jádrech plodu, jež překročila únosnou koncentraci pro bezpečnost potravin. Z tohoto důvodu je vhodné používání prasečího hnoje omezit [22].

Zvýšené riziko kontaminace těžkými kovy pro zemědělské půdy představuje také používání některých pesticidů. Pesticidy jsou organické či anorganické sloučeniny, jež působí toxicky vůči daným organismům. Těžké kovy jsou součástí pesticidů jako aktivní složky nebo jako nečistoty. [23].

Doprava

Významným zdrojem těžkých kovů jsou emise aut se spalovacími motory. V minulosti bylo pro své antidetonací účinky přidáváno do benzínu tetraethylolovo, což mělo za následek vysokou kontaminaci olovem. Na konci minulého století bylo používání olovnatého benzínu postupně zakázáno a v důsledku těchto striktních opatření byla v posledních letech pozorována klesající koncentrace olova v životním prostředí [24]. Pokles koncentrace olova v okolí dálnic popsala studie z roku 2014. Podle této studie byla průměrná koncentrace olova v 70. letech minulého století vyšší než 1000 $\mu\text{g/L}$, do roku 2014 klesla pod 45 $\mu\text{g/l}$. Takto významný pokles koncentrace olova lze téměř výhradně přisoudit zákazu používání olovnatých benzínů [25].

Těžké kovy se uvolňují do životního prostředí také z mechanických součástí vozidel. Jedním z mechanismů uvolňování těžkých kovů do okolí je tření pneumatik o vozovku. Časté je uvolňování zinku, neboť oxid zinečnatý je do pryže přidáván při vulkanizačním procesu. Průměrný běhoun pneumatiky automobilu obsahuje 1,2 % oxidu zinečnatého, u nákladního

vozidla je to 2,1 %. Dalším zdrojem kontaminace zinkem v dopravě je koroze karosérií a dopravní infrastruktury (např. stožáry) [26].

Koncentrace zinku v povrchové půdě do 2 metrů od vozovky může přesáhnout až 2000 mg/kg, do 10 metrů obvykle klesá na hodnotu pozadí. U kontaminovaných půd částicemi zinku z pneumatiky byla pozorována změna některých vlastností půdy zvýšení pH, což má za následek zvýšený potenciál nitrifikace [26].

Kontaminace těžkými kovy je způsobena také budováním a údržbou dopravní infrastruktury. Tyto zdroje kontaminace na rozdíl od emisí nejsou celoroční. Kontaminace je významně závislá na ročním období, neboť na koncentraci těžkých kovů má vliv používání posypové soli v zimě [27]. Posypová sůl obsahuje chlorid sodný, jež zvyšuje mobilizační schopnost kovů v půdě. Nebezpečím je kromě kontaminace půdy také znehodnocení podzemní vody. Jedním z hlavních mechanismů způsobující mobilizaci je iontová výměna. V důsledku iontové výměny dochází ke snížení pH půdy. U kadmia a zinku byla pozorována iontová výměna jako nejdůležitější efekt pro mobilizaci. V zimním období při používání posypové soli se kadmium vyskytuje až ze 70 % ve formě chloridových komplexů, což má za následek vyšší vyluhovatelnost. [28].

Čistírenský kal

Čistírenský kal je vedlejší produkt čistírenských procesů. Výskyt těžkých kovů v kalu omezuje jeho další potenciální využití. Koncentrace těžkých kovů je závislá na faktu, jestli se jedná o primární kal (z mechanického předčištění), sekundární kal (z dosazovacích nádrží) či odvodněný a vyhnílý kal. Podle studie, jež sledovala obsah těžkých kovů v kalu byla jejich koncentrace nejvyšší v odvodněném a vyhnílém kalu. Tento fakt lze vysvětlit snížením hmotnosti kalu při anaerobní stabilizaci [29].

2.4 Vlastnosti a toxicita těžkých kovů

2.4.1 Olovo

Olovo je pro svou toxicitu považováno za velmi důležitý těžký kov, i jeho anorganické a organické sloučeniny jsou toxické. Anorganické sloučeniny olova jsou přítomny ve starých nátěrech, organické sloučeniny olova (tetraethylolovo) byly přidávány do benzínu [32]. Přes snahu o omezení je olovo stále často využíváno pro své unikátní chemické a fyzikální vlastnosti. Mezi důležité vlastnosti olova se řadí např. měkkost, tvárnost, malá elektrická vodivost a odolnost proti korozi [30].

Olovo je využíváno v bateriích, municích a jako štít vůči rentgenovému záření. I přes omezení může být olovo stále přítomno kromě nátěrů také ve starém potrubí, kde hrozí kontaminace pitné vody [31]. Zdroji olova jsou také aktivity jako těžba, tavení, recyklace a výroba [34].

Možnou cestou olova do lidského těla je inhalace částic, které vznikají při spalování materiálu obsahující olovo. Další možností je požití olova z potravy či z vody. Obzvláště ohroženy jsou malé děti, neboť absorbují až pětkrát více olova z požití dávky než dospělí [34]. Olovo způsobuje buňkám oxidační stres, jež nastává v důsledku nárůstu reaktivních kyslíkových částic a poklesu antioxidantů [33]. Olovo je neurotoxické a velmi zasaženým orgánem působením olova je mozek. Ohroženou skupinou, u které hrozí velmi vážné následky jsou děti.

Vysoké dávky olova u dětí způsobují poškození mozku a centrálního nervového systému a mohou vést až ke smrti. V případě, že dávka není přímo smrtelná, následky jsou často dlouhodobé. Časté jsou poruchy chování a dochází ke snížení intelektu [34].

Olovo ovlivňuje velmi negativně všechny orgány v lidském těle. Dalším velmi postiženým orgánem kromě mozku jsou ledviny [35]. Olovo je v těle ukládáno do kostí a zubů, u těhotných žen se uvolňuje do krve a může ovlivňovat plod. Olovo je velmi toxický prvek, jež má škodlivé účinky i v minimálních dávkách. Kontakt s olovem lze snadno předcházet, přesto stále dochází k otrávám. V roce 2021 zemřelo na celém světě v důsledku toxických účinků olova 1,5 milionu lidí [34].

2.4.2 Rtuť

Sloučeniny rtuti jsou toxické v organické, anorganické a elementární formě. Přírodními zdroji emisí rtuti jsou vulkanické činnosti a geotermální prameny, k emisím rtuti dochází také z minerálů obohacených o rtuť. Výskyt rtuti v půdě je dán zvětráváním mateřské horniny a také atmosférickou depozicí [36]. Antropogenními zdroji kovové rtuti jsou termometry, barometry, baterie a dentální amalgámy. Dalším zdrojem rtuti je zpracovávání kovových neželezných rud (např. měď, zinek, stříbro, zlato). Při procesu oddělování rudy dochází při tavení a pražení k uvolňování rtuti v plynném stavu, pevná a kapalná rtuť je obsažena ve hlušině.

Účinek rtuti na zdraví je závislý na celé řadě faktorů, mezi něž se řadí forma a množství rtuti, délka expozice a zdravotní stav jedince. Hlavním negativním účinkem rtuti pro člověka je neurotoxicita [37]. Organické sloučeniny rtuti mají výrazně toxičtější účinky než anorganické sloučeniny. Také byl pozorován rozdíl v toxicitě mezi jednotlivými organickými sloučeninami, kdy např. CH_3HgCl má vyšší toxicitu než CH_3HgOH [38].

Mezi významný neurotoxickou sloučeninu se řadí methylртуť, zdrojem methylrtuti jsou v malém množství mořské plody [39]. Zvláště nebezpečná je expozice methylrtuti u plodu v děloze. Dopad na mozek dětí je větší než u dospělých a může dojít k závažným neurologickým problémům. Mezi neurologické příznaky patří problémy s pamětí, myšlením, soustředěností atd. Elementární rtuť je při pokojové teplotě kapalina a nejvíce rizikové je vdechování jejich par [37]. Vdechování par rtuti může způsobit astma, bronchitidu a další respirační problémy. Kromě mozku může docházet k poškození dalších orgánů a špatné funkčnosti svalů, nervů a ledvin [33].

2.4.3 Kadmium

Kadmium je měkký kov podobný svými chemickými a fyzikálními vlastnostmi zinku a rtuti. Tento prvek je často přítomný v rudách zinku a podobně jako zinek se převážně vyskytuje v oxidačním stavu +II. Při hoření tvoří kadmium sloučeninu oxid kademnatý. Pozitivní vlastností kadmia je odolnost vůči korozi, díky čemuž je využíváno jako ochranná deska. Kadmium je přítomno také v regulačních tyčích, neboť velmi dobře absorbuje neutrony [40].

Pracovníci ve výrobě a ve stavebnictví mohou být vystaveni kadmiu, neboť zdrojem je tavení a rafinace kovů. Pro svou schopnost vytvářet zářivé barvy je využíváno jako pigment. Dále je také významným zdrojem pro výrobu nikl-kadmiových baterií, jejichž využívání je očekáváno i v budoucnosti [41]. Dalšími možnými zdroji expozice jsou kouření (kadmium je přítomno

v tabákových listech) a potrava. Z potravy je kadmium nejvíce přítomno v listové zelenině, jako příklad lze uvést hlávkový salát [42].

Kadmium má celou řadu negativních účinků na lidské zdraví. U tohoto prvku byly prokázány významné karcinogenní účinky, velmi negativní účinky má také na činnost ledvin. Kadmium se hromadí v kostech a způsobuje závažné problémy s kostrou [43]. Byly prokázány účinky způsobující mineralizaci kostí a osteoporózu. Při inhalaci vyšší dávky dochází k poškození plic. Při požití může docházet k podráždění žaludku a následnému zvracení [33].

2.4.4 Měď, Zinek

Měď je kov, jež se přirozeně vyskytuje v životním prostředí, jedná se esenciální prvek (do určité míry je nutný pro přežití organismů). Měď nachází široké využití při výrobě drátů, trubek a plechů. Sloučeniny mědi nalézají uplatnění v zemědělství, kde chrání rostliny před plísní. Měď je také součástí mnoha slitin, mezi nejvýznamnější se řadí mosaz a bronz [44].

Člověk vyžaduje měď jako nutrient ve velmi malém množství, nedostatečný příjem v těhotenství může mít za následek porušení vývoje plodu. Při dlouhodobém vystavení zvýšené koncentraci může docházet k onemocnění jater a závažným neurologickým defektům. K akutní otravě mědí může docházet příjmem kontaminované vody. Mezi příznaky akutní otravy patří nevolnost, zvracení, bolest hlavy, v krajním případě může akutní toxicita vést až ke smrti [45]

Zinek je modrobílý, zářivý kov patřící mezi nejčastěji se vyskytující prvky na zemi. Své využití nachází při procesu galvanizace, kdy zabraňuje rzi a korozi. Zinek je stejně jako měď esenciálním prvkem pro lidské tělo. Konzumace nedostatečného množství může způsobit snížení imunitní funkce, zpomalený růst sexuálních orgánů a poškození plodu v těhotenství. Příliš velký akutní příjem zinku v potravě je spojován se zvracením, nevolnostmi a žaludečními křečmi. Dlouhodobé vystavení zvýšenému množství v potravě způsobuje poškození slinivky a anémii. Vdechování vysokého množství způsobuje nemoc horečku z kovových výparů, jež obvykle ustoupí po zastavení expozice [46].

2.4.5 Chrom

Chrom je toxický prvek vyskytující se v přírodě nejčastěji v oxidačních stavech +III a +VI. Tyto dvě formy mohou mezi sebou konvertovat např. v průmyslových procesech. Toxicita chromu v oxidačním stavu +VI je významně vyšší než ve stavu +III [35]. Chrom je široce využíván v průmyslu, příklady využití jsou pokovování, výroba žáruvzdorných materiálů či výroba kyseliny chromové [47].

Šestimocný chrom je vysoce toxický, trojmocný chrom je v nízkých koncentracích důležitý nutrient [31]. Sloučeniny šestimocného chromu jsou karcinogenní, u sloučenin trojmocného chromu nebyla karcinogenita prokázána. Při chronickém vdechování sloučenin šestimocného chromu dochází k podráždění dýchacích cest a zánětlivé reakci. Při dlouhodobém kontaktu pokožky s chromem může docházet ke vzniku dermatitidy. Dichroman draselný může poškodit reprodukční schopnost a negativně působit na plod v těle matky [48]. Dlouhodobá expozice může mít za následek také poškození jater, ledvin a nervových tkání [31].

2.4.6 Nikl

Nikl je kov přirozeně se vyskytující v zemské kůře, jedná se o 24. nejzastoupenější prvek. Může být přítomen v oxidačních stavech -I až +IV, ale nejčastější formou je +II. Pro své fyzikálně-chemické vlastnosti nachází sloučeniny niklu využití v průmyslu, používají se při galvanickém pokovování, výrobě baterií a elektronických zařízení [49]. Hojně je také využíván v celé řadě slitin s dalšími kovy. Významné uplatnění nachází při výrobě oceli, neboť má antikorozivní účinky. Další využití niklu zahrnuje výrobu mincí a šperků [50].

Vzhledem ke své vysoké přítomnosti v životním prostředí je expozice malým dávkám přirozená a nezpůsobuje závažnější problémy. Chronická expozice, které mohou být vystaveni především pracovníci v továrnách, má zdravotní následky, neboť nikl patří mezi kovy s možnými karcinogenními účinky. Nerozpustné sloučeniny niklu (např. NiS, NiO) se hůře odstraňují z tkání a mají významné karcinogenní účinky. Menší riziko karcinogenity je u rozpustných sloučenin. Inhalace sloučenin niklu má prokazatelný vliv na vývoj rakoviny respiračního traktu [49]. U pracovníků exponovaných niklu bylo pozorováno poškození čichového systému. Byly také zaznamenány případy vývinu rakoviny nosu a nosní dutiny [51].

Dlouhodobý kontakt pokožky s niklem způsobuje alergickou reakci–dermatitidu. K alergické reakci může dojít nošením šperků i kontaktem s mincemi obsahujícími tento kov. Další cestou do těla je přijetí z potravy nebo z kontaminované vody, jež může mít za následek zažívací potíže [52].

2.5 Indexy znečištění

Pro efektivní popis kontaminace těžkými kovy ve sledované lokalitě jsou využívány indexy znečištění. Indexy znečištění umožňují stanovit degradaci půdy a environmentální rizika způsobené dlouhodobou akumulací těžkými kovy. Lze je rozdělit na jednoduché a komplexní [53]. Jednoduché indexy jsou vypočítávány pro jednotlivé těžké kovy individuálně. Mezi nejčastěji využívané jednoduché indexy znečištění patří faktor kontaminace (CF), geoakumulační index (I_{geo}) a faktor obohacení (EF). Komplexní indexy posuzují kontaminaci v závislosti na více než jednom prvku či jako sumu jednoduchých indexů. Mezi komplexní indexy se řadí např. Nemerův index znečištění (NPI) a zátěžový index znečištění (PLI). Vypočítané hodnoty indexů znečištění jsou zařazeny do tříd pro přesnější posouzení znečištění [54] [60].

2.5.1 Faktor kontaminace (CF)

Tento jednoduchý index slouží k určení míry kontaminace půdy na základě poměru koncentrace kovu ve vzorku ku koncentraci kovu v pozadí.

$$CF = \frac{c_m}{c_{np}}, \quad (1)$$

kde c_m je průměrná koncentrace kovu ve vzorku a c_{np} je předindistribuální referenční koncentrace stejného kovu [53],[55].

Tabulka 1: Klasifikační třídy CF

Hodnota CF	Kvalita půdy
$CF \leq 1$	Nízká kontaminace
$1 \leq CF \leq 3$	Mírná kontaminace
$3 \leq CF \leq 6$	Značná kontaminace
$6 \leq CF$	Vysoká kontaminace

2.5.2 Geoakumulační index (I_{geo})

Geoakumulační index byl poprvé použit v roce 1969 Müllerem. Pomocí geoakumulačního indexu je porovnávána současná koncentrace kovů s předindustriální dobou. Stanovení geoakumulačního indexu může být komplikováno obtížným dosažením předindustriálních sedimentačních vrstev. Vzorec pro výpočet geoakumulačního indexu je:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{c_n}{1,5B_n} \right), \quad (2)$$

kde c_n je koncentrace analyzovaného kovu v půdě, B_n je referenční koncentrace kovu v pozadí [53], [56], [57].

Tabulka 2: Klasifikační třídy I_{geo}

Hodnota I_{geo}	Kvalita 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

2.5.3 Faktor obohacení (EF)

Faktor obohacení slouží k přesnějšímu popisu vlivu antropogenních aktivit na přítomnost kovů v životním prostředí. Faktor obohacení kvantifikuje obohacení kontaminujícím kovem ve vzorku oproti definovanému pozadí. K vyhodnocení je využíván referenční prvek, jehož výskyt v prostředí je málo variabilní. Pro výpočet faktoru obohacení je využíván vztah:

$$EF = \frac{\frac{c_n(\text{vzorek})}{c_{ref}(\text{vzorek})}}{\frac{B_n(\text{pozadí})}{B_{ref}(\text{pozadí})}}, \quad (3)$$

kde $c_n(\text{vzorek})$ je koncentrace kovu v analyzovaném vzorku, $c_{ref}(\text{vzorek})$ je koncentrace referenčního prvku v analyzovaném vzorku, $B_n(\text{pozadí})$ je koncentrace analyzovaného kovu v referenčním prostředí, $B_{ref}(\text{pozadí})$ je koncentrace referenčního kovu v referenčním prostředí [53], [58], [59].

Tabulka 3: Klasifikační třídy EF

Hodnota EF	Obohacení půdy
$EF \leq 2$	Nízké obohacení
$EF = 2-5$	Mírné obohacení
$EF = 5-20$	Signifikantní obohacení
$EF = 20-40$	Velmi vysoké obohacení
$EF > 40$	Extrémně vysoké obohacení

2.5.4 Stupeň kontaminace (C_{deg})

Stupeň kontaminace je komplexní index, který je charakterizován jako suma jednotlivých faktorů kontaminace.

$$C_{deg} = \sum_{i=1}^n C_f, \quad (4)$$

kde C_f je faktor kontaminace a n je počet analyzovaných těžkých kovů [53], [60].

Tabulka 4: Klasifikační třídy C_{deg}

Hodnota C_{deg}	Kvalita půdy
$C_{deg} < 8$	Nízká míra kontaminace
$8 \leq C_{deg} \leq 16$	Průměrná míra kontaminace
$16 \leq C_{deg} \leq 32$	Značná míra kontaminace
$32 \leq C_{deg}$	Velmi vysoká míra kontaminace

Modifikovaný stupeň kontaminace (mCd) se vypočítává podle vztahu [61]:

$$mCd = \frac{\sum_{i=1}^n C_f^i}{n}, \quad (5)$$

Tabulka 5: Klasifikační třídy mC_d

Hodnota mC_d	Kvalita půdy
$mCd < 1.5$	Velmi nízká míra kontaminace
$1.5 \leq mCd < 2$	Nízká míra kontaminace
$2 \leq mCd < 4$	Průměrná míra kontaminace
$4 \leq mCd < 8$	Vysoká míra kontaminace
$8 \leq mCd < 16$	Velmi vysoká míra kontaminace
$16 \leq mCd < 32$	Extrémně vysoká míra kontaminace
$mCd \geq 32$	Ultra vysoká míra kontaminace

2.5.5 Index znečištění (PI)

Index znečištění je jednoduchý index, jež je stanovován pro učení hrozby jednotlivých těžkých kovů pro životní prostředí. Výpočet indexu znečištění je následující:

$$PI = \frac{c_n}{GB}, \quad (6)$$

kde c_n je koncentrace kovu ve vzorku a GB je hodnota geochemického pozadí [53], [60].

Tabulka 6: Klasifikační třídy PI

Hodnota PI	Kvalita půdy
$PI < 1$	Nekontaminovaná
$1 \leq PI \leq 3$	Mírně kontaminovaná
$3 \leq PI$	Silně kontaminovaná

Index znečištění (PI) je využíván pro výpočet několika komplexních indexů (např. PI_{sum}).

Suma znečištění (PI_{sum})

Ze sumy jednoduchých indexů znečištění je získán index charakterizující celkovou kontaminaci těžkými kovy.

$$PI_{sum} = \sum_{i=1}^n PI, \quad (7)$$

kde PI jsou jednotlivé indexy znečištění a n je celkový počet těžkých kovů.

Integrovaný index znečištění (IPI)

Integrovaný index znečištění je definován vztahem:

$$IPI = \text{mean}(PI_i), \quad (8)$$

kde $\text{mean}(PI_i)$ je průměrná hodnota indexu znečištění.

Tabulka 7: Klasifikační třídy IPI

Hodnota IPI	Kvalita půdy
$IPI < 1$	Málo kontaminovaná
$1 \leq IPI \leq 2$	Mírně kontaminovaná
$IPI > 2$	Silně kontaminovaná

Index znečištění Nemerow (PI_{Nemerow})

Index znečištění Nemerow je hojně využíván pro stanovení kvality půdy podle vztahu:

$$PI_{\text{Nemerow}} = \sqrt{\frac{\left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n PI_i + P_{i \max}^2\right)}{2}}, \quad (9)$$

kde P_i je jednoduchý index znečištění těžkého kovu i , $P_{i \max}$ je maximální hodnota jednoduchého indexu znečištění ze všech kovů a n je počet analyzovaných těžkých kovů [53],[60], [62].

Tabulka 8: Klasifikační třídy PI_{Nemerow}

Hodnota PI_{Nemerow}	Kvalita půdy
$PI_{\text{Nemerow}} \leq 0.7$	Čistá
$0.7 \leq PI_{\text{Nemerow}} \leq 1$	Vyžadující pozornost
$1 \leq PI_{\text{Nemerow}} \leq 2$	Mírné znečištění
$2 \leq PI_{\text{Nemerow}} \leq 3$	Průměrné znečištění
$3 \leq PI_{\text{Nemerow}}$	Těžké znečištění

2.5.6 Zátěžový index znečištění PLI

Zátěžový index znečištění popsal v roce 1980 Tomlinson. Tento komplexní index se skládá z faktorů kontaminace (CF) jednotlivých kovů. Výpočet je prováděn jako geometrický průměr faktorů kontaminace n kovů.

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \cdot CF_2 \dots \cdot CF_n}, \quad (10)$$

kde n je počet analyzovaných kovů a CF je faktor kontaminace kovu [53], [62], [63].

Tabulka 9: Klasifikační třídy PLI

Hodnota PLI	Kvalita půdy
PLI > 1	Kontaminovaná
PLI = 1	Mírné obohacení
PLI < 1	Nekontaminovaná

2.5.7 Index bezpečné kontaminace CSI

Tento komplexní index byl navržen Pejmanem v roce 2015. Pomocí *CSI* lze určit limit toxicity, při jehož překročení dochází k vážnému ohrožení půdního prostředí. Vztah pro výpočet je následující:

$$CSI = \sum_{i=1}^n W_i \left[\left(\frac{C_i}{ERL_i} \right)^{\frac{1}{2}} + \left(\frac{C_i}{ERM_i} \right)^2 \right], \quad (11)$$

kde W_i je hmotnost těžkých kovů, C_i je koncentrace těžkého kovu, ERL_i a ERM_i jsou tabelované hodnoty a n je počet kovů [60], [74].

Tabulka 10: Klasifikační třídy CSI

Hodnota CSI	Kvalita půdy
CSI < 0.5	Nekontaminovaná
0,5 ≤ CSI < 1	Velmi nízká závažnost kontaminace
1 ≤ CSI < 1,5	Nízká závažnost kontaminace
1,5 ≤ CSI < 2	Nízká až průměrná závažnost kontaminace
2 ≤ CSI < 2,5	Průměrná závažnost kontaminace
2,5 ≤ CSI < 3	Průměrná až vysoká závažnost kontaminace
3 ≤ CSI < 4	Vysoká závažnost kontaminace
4 ≤ CSI < 5	Velmi vysoká závažnost kontaminace
5 ≤ CSI	Ultra vysoká závažnost kontaminace

2.5.8 Pravděpodobnost toxicity MERMQ

Pomocí *MERMQ* lze identifikovat oblasti se zvýšeným rizikem způsobené kontaminací půdy. Výpočet *MERMQ* je prováděn:

$$MERMQ = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{c_n}{ERM}}{n}, \quad (12)$$

kde c_n je koncentrace analyzovaného kovu, ERM je tabelovaná hodnota a n je počet analyzovaných kovů [53],[74].

Tabulka 11: Klasifikační třídy MERMQ

Hodnota MERMQ	Ekologické riziko
$MERMQ \leq 0,1$	Nízké (pravděpodobnost toxicity 9 %)
$0,1 < MERMQ \leq 0,5$	Nízké až střední (pravděpodobnost toxicity 21 %)
$0,5 < MERMQ \leq 1,5$	Střední až vysoké (pravděpodobnost toxicity 49 %)
$MERMQ > 1,5$	Vysoké (pravděpodobnost toxicity 76 %)

2.5.9 Potenciální ekologické riziko RI

Potenciální ekologické riziko popsal Håkansson v roce 1980. Potenciální ekologické riziko je index charakterizující riziko přítomnosti těžkých kovů v životním prostředí. Tento index popisuje míru ekologického rizika kromě půdy také ve vzduchu a ve vodě. Vzorec pro výpočet indexu je:

$$\sum_{i=1}^n RI = E_r^i \quad (13)$$

$$E_r^i = T_r^i \cdot PI, \quad (14)$$

kde E_r^i je ekologické riziko jednoho kovu, T_r^i je koeficient toxické odezvy jednoho těžkého kovu [53],[60], [64].

Tabulka 12: Klasifikační třídy E_r

Hodnota E_r	Ekologické riziko
$E_r < 40$	Nízké
$40 < E_r \leq 80$	Mírné
$80 < E_r \leq 160$	Značné
$160 < E_r \leq 320$	Vysoké
$E_r > 320$	Vážné

Tabulka 13: Klasifikační třídy RI

Hodnota RI	Ekologické riziko
$RI \leq 150$	Nízké
$150 \leq RI < 300$	Mírné
$300 \leq RI < 600$	Značné
$600 \leq RI$	Velmi vysoké

2.6 Indexy zdravotního rizika

Pomocí indexů zdravotního rizika lze stanovit pravděpodobnost vzniku vážných zdravotních následků v důsledku expozice kontaminantu. K expozici člověka vůči těžkým kovům z půdy dochází třemi hlavními způsoby: inhalace, požití a kontakt s kůží. Z posouzení průměrné denní expozice lze následně vypočítat nekarcinogenní a karcinogenní zdravotní riziko. Průměrnou denní dávku pro tři hlavní způsoby expozice lze vypočítat:

$$CDI_{ing} = C_{soil} \cdot \frac{IngR \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \cdot 10^{-6} \quad (15)$$

$$CDI_{dermal} = C_{soil} \cdot \frac{SA \cdot AF \cdot ABS \cdot EF \cdot ED}{BW \cdot AT} \cdot 10^{-6} \quad (16)$$

$$CDI_{dermal} = C_{soil} \cdot \frac{InhR \cdot EF \cdot ED}{PEF \cdot BW \cdot AT} \cdot 10^{-6}, \quad (17)$$

kde CDI_{ing} , CDI_{dermal} , CDI_{inh} jsou průměrné přijímané denní dávky potravou, pokožkou a inhalací ($mg/kg \cdot d$), C_{soil} je koncentrace kovu v půdě (mg/kg), $IngR$ a $InhR$ jsou míry ingesce a inhalace (mg/d a m^3/d), EF je frekvence vystavení (d/rok), ED je délka expozice (rok), BW je hmotnost exponovaného jedince (kg), AT je časové období během kterého je dávka průměrována (den), PEF je emisní faktor (m^3/kg), SA je exponovaná plocha kůže (cm^2), AF je faktor přilnutí, ($kg/cm^2 \cdot den$), ABS je absorpční faktor pokožky (-) [65], [66],

2.6.1 Nekarcinogenní riziko

Nekarcinogenní riziko jednotlivých těžkých kovů je vyjádřeno nekarcinogenním kvocientem nebezpečí (HQ).

$$HQ = \frac{CDI}{RfD}, \quad (18)$$

kde CDI je chronická denní dávka těžkých kovů ($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$), RfD je chronická denní referenční dávka ($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$).

Jako suma několika kvocientů nebezpečí (HQ) je vyjádřen chronický index nebezpečí (HI), jež popisuje více kontaminantů najednou nebo více cest expozice:

$$HI = \sum HQ = \sum \frac{CDI}{RfD} \quad (19)$$

Čím vyšší je hodnota HI tím je vyšší riziko. Hodnota HI vyšší než 1 naznačuje větší šanci nekarcinogenního zdravotní rizika, pro hodnoty menší než 1 jsou rizika minimální [67], [68].

2.6.2 Karcinogenní riziko

Karcinogenní riziko vyjadřuje zvýšení pravděpodobnosti výskytu rakoviny u jedince během celého jeho života v důsledku expozice karcinogenu. Ke stanovení rizika je využívána průměrná přijatá denní dávka karcinogenů. Výpočet karcinogenního rizika (CR) je následující:

$$CR = CDI \cdot SF, \quad (20)$$

Kde CDI je chronická denní dávka ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), SF je faktor spádu ($\text{mg} \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)

Kumulativní karcinogenní riziko (TCR) lze vyjádřit:

$$TCR = \sum_{k=1}^n CDI_k SF_k, \quad (21)$$

kde CDI je chronická denní dávka substance k ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), SF je faktor spádu ($\text{mg} \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) pro substanci k [67], [68].

2.7 Remediační metody pro těžké kovy v půdách

Těžké kovy jsou velmi perzistentní v životním prostředí. Pro obnovení ekologické rovnováhy a pro bezpečnost využívání půdy je nutné jejich odstranění či imobilizace pomocí remediačních metod. Remediační metody lze dělit podle místa provedení na in-situ a ex-situ. Dále jsou děleny podle charakteru procesu na chemické, fyzikální a biologické metody. Vhodnost metody je závislá na konkrétním stavu kontaminace a typu půdy. Často je využívána kombinace metod pro dosažení vyšší účinnosti odstranění [69].

2.7.1 Chemické metody

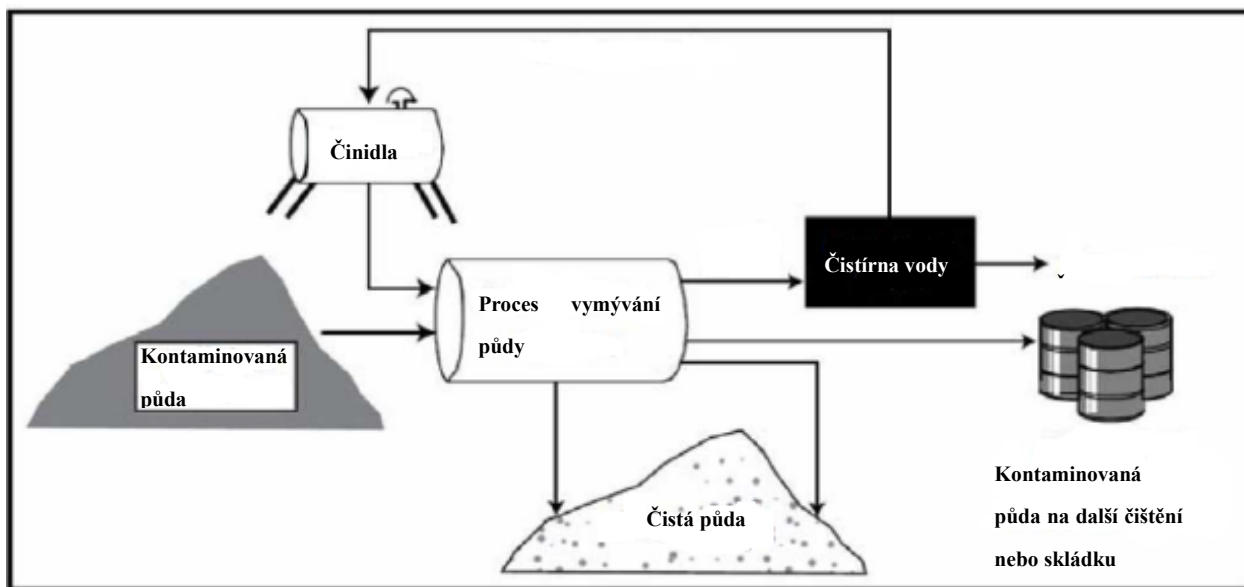
Imobilizace

Cílem chemické in-situ imobilizace je zabránit šíření kontaminace, nedochází k odstranění ani extrakci kontaminantu z půdy. Pro imobilizování kontaminantů jsou využívány chemická činidla. K imobilizaci těžkých kovů dochází precipitačními, komplexačními a adsorpčními reakcemi. Dochází k přechodu těžkých kovů z půdního roztoku do pevného stavu, což má za následek omezení jejich transferu a biodostupnosti. K imobilizaci těžkých kovů jsou hojně využívány biomateriály jako např. biouhel. Přidáním biouhlu dochází ke změně fyzikálních, chemických a biologických vlastností půdy mající za následek precipitaci a imobilizaci těžkých kovů. Imobilizace je rychlou a ekonomicky nenáročnou metodou remediace. Nevýhodou je fakt, že se jedná pouze o dočasné řešení a po provedení je nutné kontaminovanou oblast monitorovat [69], [70].

Vymývání půdy

Vymývání půdy je ex-situ metoda, při které je vytěžená půda extrahována speciálními roztoky. Před samotným vymýváním půdy roztokem jsou odstraněny hrubé nečistoty (plast, dřevo). Následuje důkladné vymývání extrakčním roztokem po stanovený čas. Vlastností extrakčního roztoku je mobilizace těžkých kovů důsledkem iontové síly roztoku, redoxního potenciálu či chelatace. Používaný extrakční roztok musí zvyšovat rozpustnost a mobilitu těžkých kovů, ale

zároveň být netoxický a biodegradabilní. Mezi velmi účinné extrakční roztoky patří kyselina chlorovodíková, kyselina ethylendiaminotetraoctová a superkritická voda. Potřebné množství a koncentrace používaných roztoků pro správný průběh odstranění kovu závisí na konkrétních podmínkách lokality. Vymývání půdy je vysoce účinná metoda odstraňování těžkých kovů z půdy. Metoda je hojně používaná také pro své krátké trvání a ekonomickou efektivitu [69], [70].



Obrázek 3: Schéma vymývání půdy [Upraveno dle 71]

Enkapsulace

Enkapsulace je in-situ proces, při kterém je kontaminovaná půda oddělena od okolí fyzickými bariérami pro zamezení šíření kontaminantu. Nepropustné bariéry zamezují migraci kontaminantů do podzemní vody a v horizontálním směru. K enkapsulaci jsou využívány různorodé materiály, pro imobilizaci těžkých kovů je vhodný beton a vápno. Vybudování vertikálních nepropustných zdí je hlavní výzvou enkapsulace. Tato metoda je využívána na vysoce kontaminovaných místech o malé ploše. Nevýhodou je poměrně vysoká cena a nevhodnost pro velké plochy kontaminace [69], [70].

2.7.2 Fyzikální metody

Výměna zeminy

Při výměně zeminy je kontaminovaná zemina odtěžena a nahrazena nekontaminovanou. Ve vytěžené kontaminované zemině jsou následně odstraněny těžké kovy. Díky výměně zeminy lze izolovat kontaminaci a omezit možné negativní působení na životní prostředí. Výměna zeminy není vhodná pro zemědělské plochy, neboť může mít za následek pokles úrodnosti půdy. Tato metoda je velmi drahá, a proto je vhodné ji využívat v případech malé plochy půdy a při velké koncentraci kontaminantu. Na vysokých nákladech se podílí těžba a transport, obzvláště při velmi dlouhé vzdálenosti [69].

Elektrokinetická remediace

Při elektrokinetické remediaci jsou odstraňovány těžké kovy z půdy in-situ pomocí elektrického proudu. Do země jsou vloženy elektrody, mezi něž je aplikován stejnosměrný proud. V elektrickém poli ionty migrují k opačně nabitě elektrodě, k separaci kovů v elektrickém poli dochází procesy elektroforézy a elektromigrace. Pro transport těžkých kovů v elektrickém poli je nutné jejich rozpuštění a desorpce z půdních částic. K mobilizaci těžkých kovů v půdě je v některých případech nutnost přidat chemická aditiva. Výhodou elektrokinetické remediace je jednoduchá aplikace a nenarušení půdní struktury. Metoda je využívána u půd s nízkou propustností, pro správný průběh musí být neustále kontrolováno pH. Nevýhodou je vyšší časová náročnost a nižší účinnost procesu [69], [70].

Vitrifikace

Vitrifikace je metoda, při které je kontaminovaná půda přeměněna za vysoké teploty na sklovitou formu. Při tomto procesu je půda zahřívána na teplotu nad 1000 °C. Těžké kovy jsou imobilizovány ve sklovité struktuře, jež je chemicky inertní a odolná proti vyluhování. Při vysoké teplotě může docházet k volatilizaci některých kovů (např. rtuť), které musí být dále odstraněny. Jedná se o destruktivní proces, použitá půda již nemá další využití. Provedení vitrifikace je častější in-situ než ex-situ, ale možné jsou obě varianty. Vitrifikace je široce komerčně používaná metoda. Kvůli využívání vysokého množství energie se jedná o drahou metodu omezenou na malé plochy kontaminace [69], [70].

2.7.3 Biologické metody

Fytoremediace

Fytoremediace je in-situ metoda využívající rostliny k imobilizaci a extrakci těžkých kovů. Rostliny jsou schopné efektivně přijímat kontaminanty z půdy pomocí kořenů [72]. Efektivita procesu závisí na charakteristikách půdy i rostlin (fyzikálně-chemické vlastnosti půdy, biodostupnost těžkých kovů, rostlinné exsudáty, kapacita organismů přijímat těžké kovy). Tato metoda je používána s dalšími technikami na závěr bioremediace. Mezi fytoremediační procesy pro odstranění těžkých kovů v půdě se řadí fytoextrakce, fytostabilizace a fytovolatilizace [69].

- **Fytoextrakce**

Fytoextrakce je proces odstraňování těžkých kovů z půdy založen na přijímání rostlinami. Využívány jsou hyperakumulační druhy rostlin, jež extrahují těžké kovy do kořenů, následně dochází k transportu těžkých kovů do nadzemních částí rostlin. Hyperakumulační rostliny produkují velké množství biomasy, těžké kovy v biomase rostlin lze následně snáze likvidovat či upravovat než v půdě. Fytoextrakcí lze dosáhnout dlouhodobé odstranění těžkých kovů z půdy. Jedná se o ekologickou a levnou metodu, jež nenarušuje půdní strukturu a úrodnost. Nevýhodou může být nižší účinnost a dlouhá požadovaná délka procesu [69], [73].

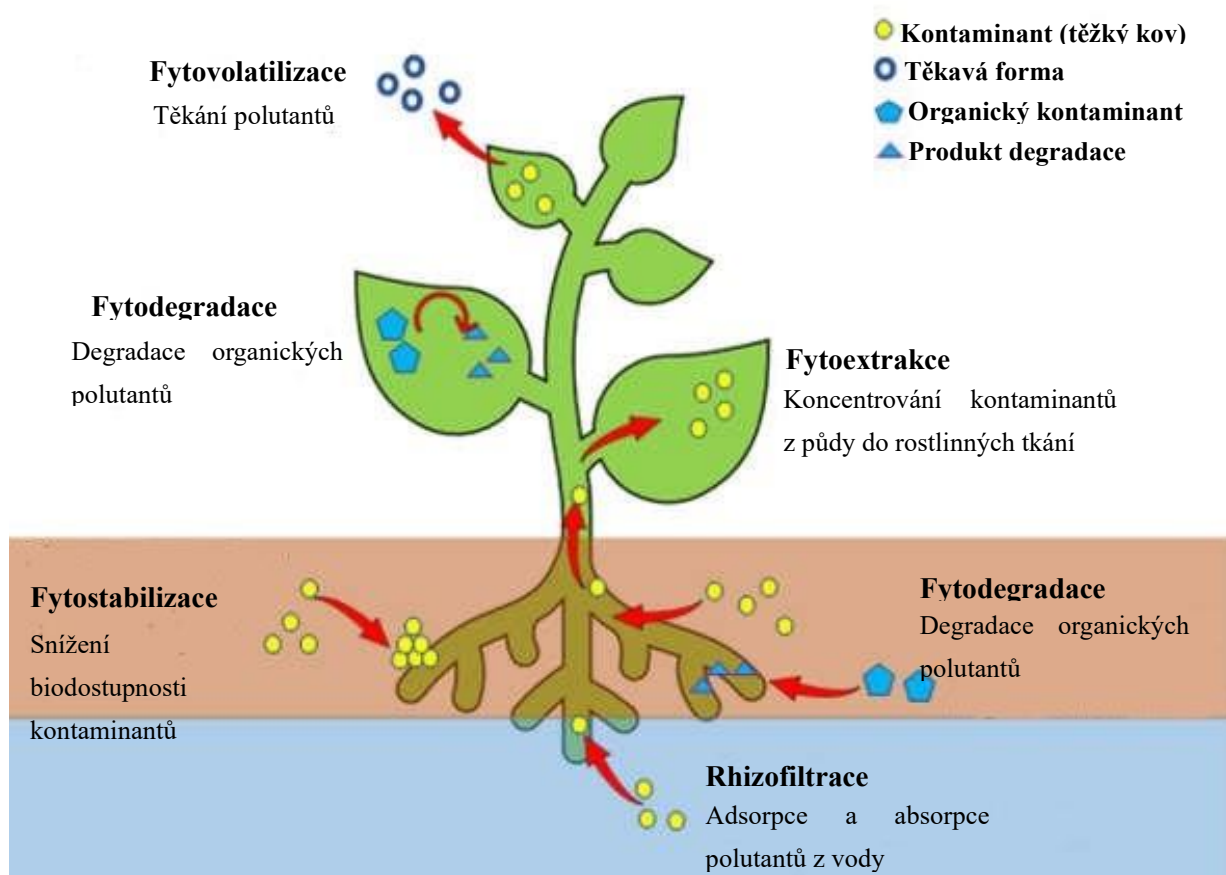
- **Fytostabilizace**

Fytostabilizace využívá rostliny k omezení mobility těžkých kovů do okolí. K fytostabilizaci může docházet precipitací, sorpcí, komplexací či redukcí. Fytostabilizace je využívána v místech, kde není možné využívat fytoextrakci. Tato metoda je velmi účinná pro rychlou

imobilizaci těžkých kovů v půdě, ale jedná se o dočasné řešení. Nevýhodou je nutnost stálého monitoringu z důvodu setrvání těžkých kovů v půdě [69].

- **Fytovolatilizace**

Fytovolatilizace je založena na přijmutí těžkých kovů rostlinami a následná jejich přeměna na plynnou formu, jež je uvolněna do atmosféry transpirací rostlin. Nevýhodou je omezené využití v závislosti na volatilizaci kovů. Metoda je vhodná pro rtuť, kdy přeměňuje ionty rtuti na méně toxickou elementární rtuť. Nevýhodou fytovolatilizace je, že nedochází k odstranění kovů, pouze k transferu z půdy do atmosféry a může docházet k opětovné depozici kovu z atmosféry [69], [73].



Obrázek 4: Fytoremediační procesy [upraveno dle 72]

3 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

3.1 Použité chemikálie

CaCl₂ p.a. (Merci, ČR)

65% HNO₃ (Merci, ČR)

35% HCl (Merci ČR)

MiliQ voda

Kalibrační standard roztoku chromu, $c = 1,000 \pm 0,002$ g/l (Analytica, s.r.o., ČR)

Kalibrační standard roztoku zinku, $c = 1,000 \pm 0,002$ g/l (Analytica, s.r.o., ČR)

Kalibrační standard roztoku mědi, $c = 1,000 \pm 0,002$ g/l (Analytica, s.r.o., ČR)

Kalibrační standard roztoku olova, $c = 1,000 \pm 0,002$ g/l (Analytica, s.r.o., ČR)

Kalibrační standard roztoku kadmia, $c = 1,000 \pm 0,002$ g/l (Analytica, s.r.o., ČR)

3.2 Odběr a uchování vzorků

Vzorky půdy byly odebrány ze 4 lokalit v městských aglomeracích, z každé lokality bylo odebráno 10 vzorků. Mezi vybrané lokality patřily: průmyslová oblast v Kuřimi, okolí frekventované silnice E461 v Brně, čistírna odpadních vod Modřice a městská aglomerace Újezd u Brna. Odběr vzorků půdy byl prováděn v průběhu několika dní. Vzorky půdy byly odebírány pomocí lopatky z hloubky cca 10 cm a byla prováděna kvartace. Ze vzorku byly odstraněny nejhrubější nečistoty a živé organismy. Vzorky byly uloženy do uzavíratelných plastových sáčků a označeny číslem. Po vysušení vzorků při laboratorní teplotě byly následně vzorky homogenizovány pomocí síta o velikosti ok 0,507 mm. U takto upravených vzorků poté byla stanovena sušina a pH. [75].

3.3 Popis lokalit

Tabulka 14: Souřadnice a datum odběru vzorku

Lokalita	Souřadnice odběru	Datum odběru
Újezd 1	49°5'59.153"N, 16°45'56.820"E	15.8. 2024
Újezd 2	49°5'57.097"N, 16°45'53.091"E	15.8. 2024
Újezd 3	49°5'59.355"N, 16°45'52.501"E	15.8. 2024
Újezd 4	49°6'9.446"N, 16°45'38.125"E	20.8. 2024
Újezd 5	49°6'10.494"N, 16°45'40.056"E	20.8. 2024
Újezd 6	49°6'11.265"N, 16°45'41.923"E	20.8. 2024
Újezd 7	49°6'13.067"N, 16°45'46.000"E	20.8. 2024
Újezd 8	49°6'14.686"N, 16°45'50.435"E	20.8. 2024
Újezd 9	49°6'33.786"N, 16°46'8.265"E	22.8 2024
Újezd 10	49°6'32.929"N, 16°46'3.251"E	22.8 2024
Brno 1	49°10'42.636"N, 16°33'52.594"E	13.8. 2024
Brno 2	49°10'43.463"N, 16°33'52.736"E	13.8. 2024
Brno 3	49°10'44.010"N, 16°33'52.492"E	13.8. 2024
Brno 4	49°10'44.888"N, 16°33'52.700"E	13.8. 2024
Brno 5	49°10'45.828"N, 16°33'52.727"E	13.8. 2024
Brno 6	49°10'46.471"N, 16°33'53.871"E	13.8. 2024
Brno 7	49°10'46.894"N, 16°33'53.552"E	13.8. 2024
Brno 8	49°10'47.761"N, 16°33'52.961"E	13.8. 2024
Brno 9	49°10'50.083"N, 16°33'56.026"E	13.8. 2024
Brno 10	49°10'46.164"N, 16°33'52.249"E	14.8. 2024

Tabulka 15: Souřadnice a datum odběru vzorku

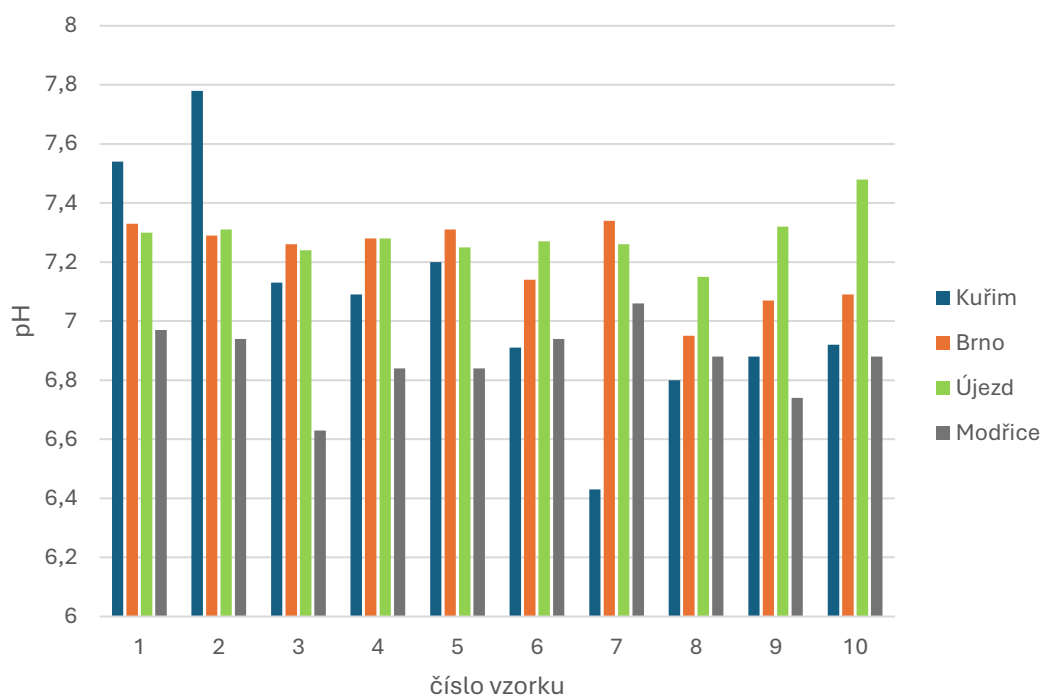
Lokalita	Souřadnice odběru	Datum odběru
Kuřim 1	49°18'49.543"N, 16°32'34.054"E	5.8. 2024
Kuřim 2	49°18'48.245"N, 16°32'35.039"E	5.8. 2024
Kuřim 3	49°18'45.163"N, 16°32'35.907"E	5.8. 2024
Kuřim 4	49°18'43.473"N, 16°32'36.455"E	5.8. 2024
Kuřim 5	49°18'42.305"N, 16°32'35.667"E	5.8. 2024
Kuřim 6	49°18'41.272"N, 16°32'35.218"E	5.8. 2024
Kuřim 7	49°18'46.300"N, 16°32'26.924"E	5.8. 2024
Kuřim 8	49°18'45.761"N, 16°32'26.110"E	6.8. 2024
Kuřim 9	49°18'45.129"N, 16°32'24.454"E	6.8. 2024
Kuřim 10	49°18'44.665"N, 16°32'23.727"E	6.8. 2024
Modřice 1	49°7'57.221"N, 16°37'39.556"E	25.7. 2024
Modřice 2	49°8'0.034"N, 16°37'39.553"E	25.7. 2024
Modřice 3	49°8'2.050"N, 16°37'40.023"E	25.7. 2024
Modřice 4	49°8'3.852"N, 16°37'40.075"E	25.7. 2024
Modřice 5	49°8'6.077"N, 16°37'40.287" E	25.7. 2024
Modřice 6	49° 8' 6.761"N, 16° 37' 40.204"E	25.7. 2024
Modřice 7	49° 8' 12.067"N, 16° 37' 40.358"E	25.7. 2024
Modřice 8	49° 8' 14.532", 16° 37' 40.687"E	25.7. 2024
Modřice 9	49° 8' 15.192"N, 16° 37' 40.713"E	25.7. 2024
Modřice 10	49° 8' 15.904"N, 49° 8' 15.873"E	25.7. 2024

3.4 Stanovení sušiny

Při stanovení sušiny bylo postupováno dle normy ČSN ISO 11465. Pro stanovení sušiny byly nejprve do vysoušecí misky naváženy půdní vzorky o hmotnosti cca 5 g. Hmotnost byla stanovena na 4 desetinná místa na analytických vahách. Vzorky byly ponechány v sušárně při teplotě 105 °C po dobu 4 hodin. Po této době byly vzorky uloženy do exsikátoru pro chlazení vzorku. Na závěr byly vzorky opět zváženy na analytických vahách a porovnáním úbytku hmotnosti byla vypočítána sušina [76].

3.5 Stanovení pH

Stanovení pH bylo provedeno dle normy ČSN EN ISO 10390. Do nádoby bylo naváženo 10 g půdního vzorku a následně přidáno 50 ml připraveného 0,01 M roztoku chloridu vápenatého. Suspenze byla promíchána a umístěna na třepací zařízení, kde byla ponechána po dobu 60 minut. Následně byla suspenze 60 minut ponechána v klidu. Před měřením pH byla suspenze opět promíchána. Měření pH probíhalo pomocí skleněné elektrody [77].



Obrázek 5: Naměřené pH vzorků

3.6 Mikrovlnný rozklad

Před provedením mikrovlnného rozkladu bylo naváženo vždy cca 0,5 g půdy na analytických vahách s přesností na 4 desetinná místa. Do teflonové patrony bylo k tomuto množství půdy přidán roztok lučavky královské, konkrétně 9 ml 35 % HCl a 3 ml 65 % HNO₃. Po pečlivém uzavření byly patrony vloženy do mikrovlnného reaktoru a po zapnutí přednastaveného programu došlo postupně k provedení fází zahřívání na 200 °C po dobu 15 minut, udržování teploty, jež trvalo také 15 minut a následně fáze chlazení. Po ukončení programu byly patrony vytaženy z reaktoru a rozložené vzorky kvantitativně převedeny do 50 ml odměrné baňky a doplněny po rysku deionizovanou vodou. Do měření na atomové absorpční spektrometrii byly vzorky uchovávány v plastových lahvičkách v lednici.

3.7 Analýza na AMA 254

Ke stanovení rtuti byl použit jednoprvkový analyzátor AMA 254 jež umožňuje měřit pevné vzorky. Stanovení rtuti na tomto přístroji probíhá na principu zachycení par rtuti amalgamátorem a následné měření absorbance. Nejprve byl zapnut program a přívod kyslíku. Dále bylo vyčkáno na zahřátí přístroje na potřebnou teplotu měření. Před samotným měřením bylo nutné zadat délku fáze sušení, rozkladu a čekání. Pevné vzorky byly dávkovány

do kovových lodiček, ve kterých probíhalo měření. Nejprve bylo provedeno ověření správnosti měření pomocí vzorku vody, kdy absorbance nesměla překročit hodnotu 0,005, pokud byla hodnota vyšší bylo nutné čištění opakovat. Samotné vzorky půdy byly navažovány na analytických vahách na hmotnost cca 50 mg a byly měřeny vždy třikrát. Čištění bylo opakováno vždy po 5 až 10 vzorcích. Na závěr bylo opět provedeno čištění a po cca 30 minutách chlazení byl vypnut program a uzavřen ventil kyslíku.

Tabulka 16: Nastavené parametry měření u AMA 254

	Doba sušení (s)	Doba rozkladu (s)	Doba čekání (s)
Měření vzorku	60	150	45
Čištění	60	60	45

3.8 Analýza pomocí F-AAS

K analýze těžkých kovů byla využita plamenová atomová absorpční spektrometrie (F-AAS). Pomocí této metody lze měřit prvky na principu měření poklesu intenzity záření po průchodu plamenem s volnými atomy daného prvku. Měření probíhalo na přístroji ThermoFischer Sollar M6. Pomocí F-AAS bylo stanovováno olovo, zinek, měď, chrom a kadmium. Nejprve byl zapnut příslušný program a byly otevřeny přívody plynů pro zažehnutí plamene. V příslušném programu byly nastaveny parametry měření (vlnová délka, průtok plynu, palivo plamene, výška hořáku). Před samotným měřením vzorků bylo nutné sestavit kalibrační řadu pro analyzovaný kov, byl využit kalibrační standard prvku o známé koncentraci. Ze získané kalibrační přímky byla následně vypočítána rovnice regrese, korelační koeficient a limity detekce a stanovitelnosti. Měření vzorků probíhalo vždy třikrát. Měřené vzorky musely být vždy v rozmezí kalibrace, v případě nutnosti bylo prováděno ředění vzorků. Po ukončení měření byl program vypnut a byly uzavřeny přívody plynů.

Tabulka 17: Parametry měření atomové absorpční spektrometrie

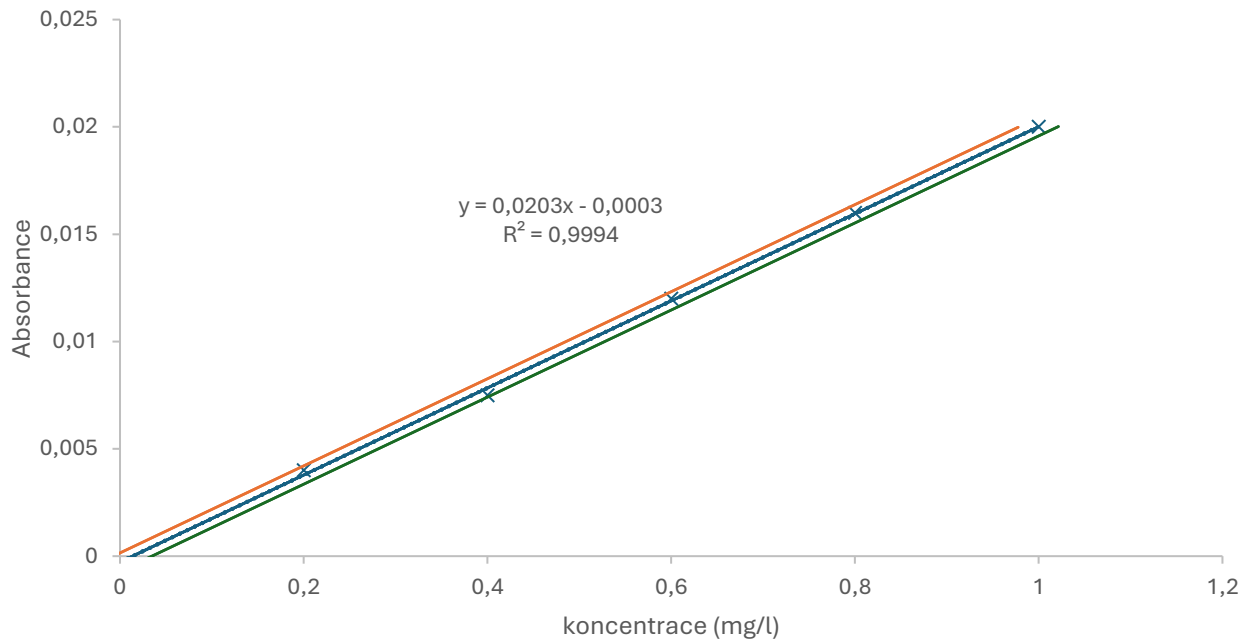
Prvek	Rozsah kalibrace (mg/l)	Vlnová délka (nm)	Průtok acetylen-vzduch (l/min)	Výška hořáku (mm)
Chrom	0-1	357,9	1,1	8
Zinek	0-2	213,9	1,1	7
Olovo	0-1,5	217,0	1,1	7
Měď	0-2	324,7	1,1	7
Kadmium	0-2	228,8	1,2	7

3.8.1 Kalibrace

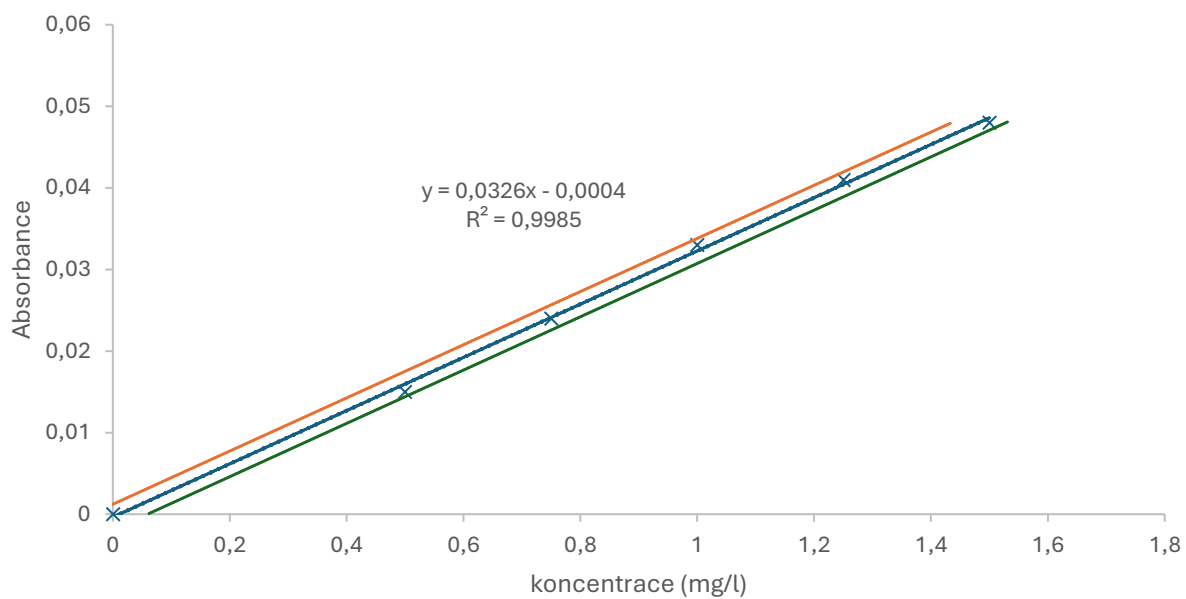
Kalibrační přímky byly znázorněny v grafu společně s vypočítanými horními a dolními limity detekce. Stanovené rovnice regrese, korelační koeficienty a meze detekce jsou uvedeny v tabulce 18.

Tabulka 18: Parametry kalibračních křivek

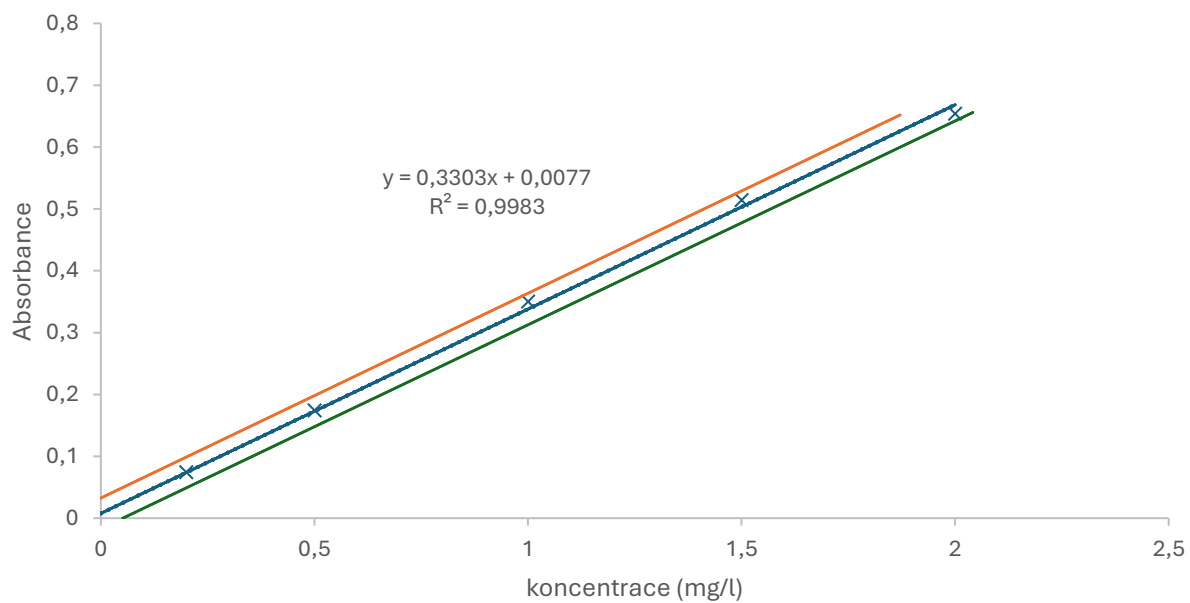
Prvek	Rovnice regrese	Korelační koeficient	Mez detekce (mg/l)	Mez stanovite lnosti (mg/l)
Chrom	$y = 0,0203 (\pm 0,0003) x - 0,0003 (\pm 0,0002)$	0,9994	0,0310	0,1035
Olovo	$y = 0,0326 (\pm 0,0006) x - 0,0004 (\pm 0,0006)$	0,9985	0,0691	0,2302
Zinek	$y = 0,3303 (\pm 0,0068) x + 0,0077 (\pm 0,0076)$	0,9973	0,1076	0,3587
Měď	$y = 0,0668 (\pm 0,0004) x - 0,0003 (\pm 0,0004)$	0,9999	0,0285	0,0951
Kadmium	$y = 0,1836 (\pm 0,0022) x - 0,0039 (\pm 0,0027)$	0,9994	0,0609	0,0810



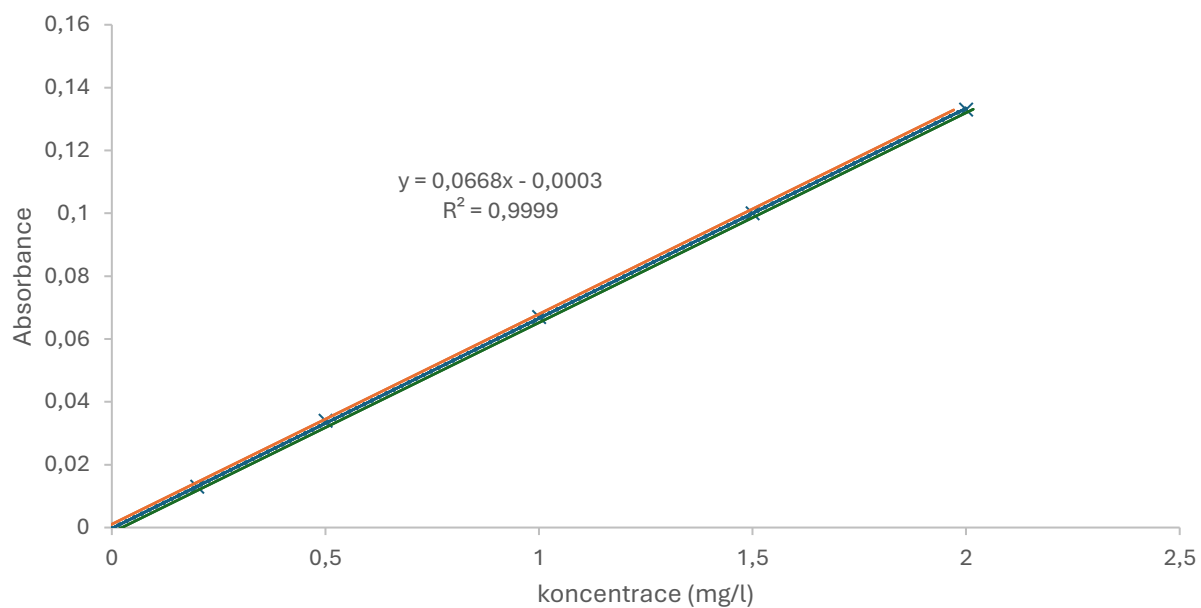
Obrázek 6: Kalibrační závislost chromu



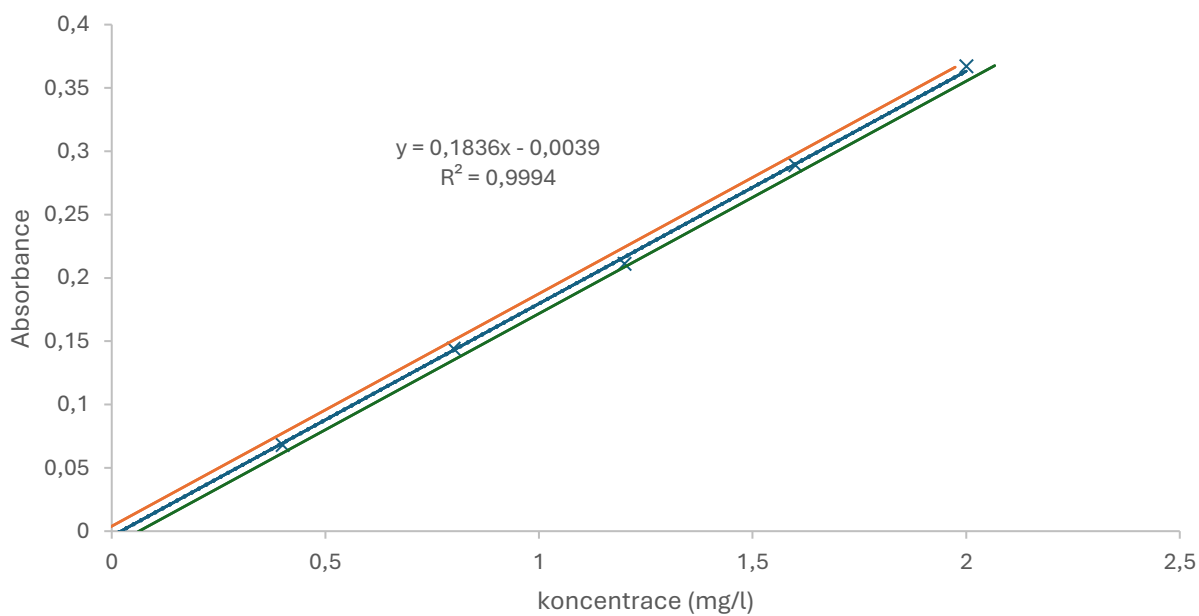
Obrázek 7: Kalibrační závislost olova



Obrázek 8: Kalibrační závislost zinku



Obrázek 9: Kalibrační závislost mědi



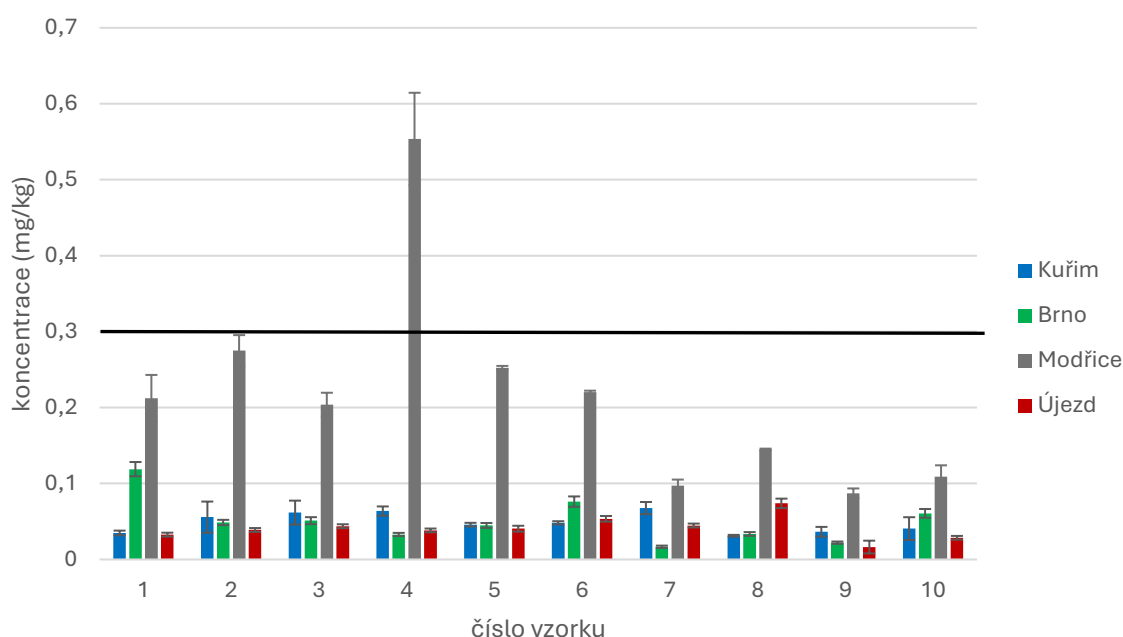
Obrázek 10: Kalibrační závislost kadmia

4 VÝSLEDKY A DISKUZE

4.1 Analyzované prvky

4.1.1 Rtuť

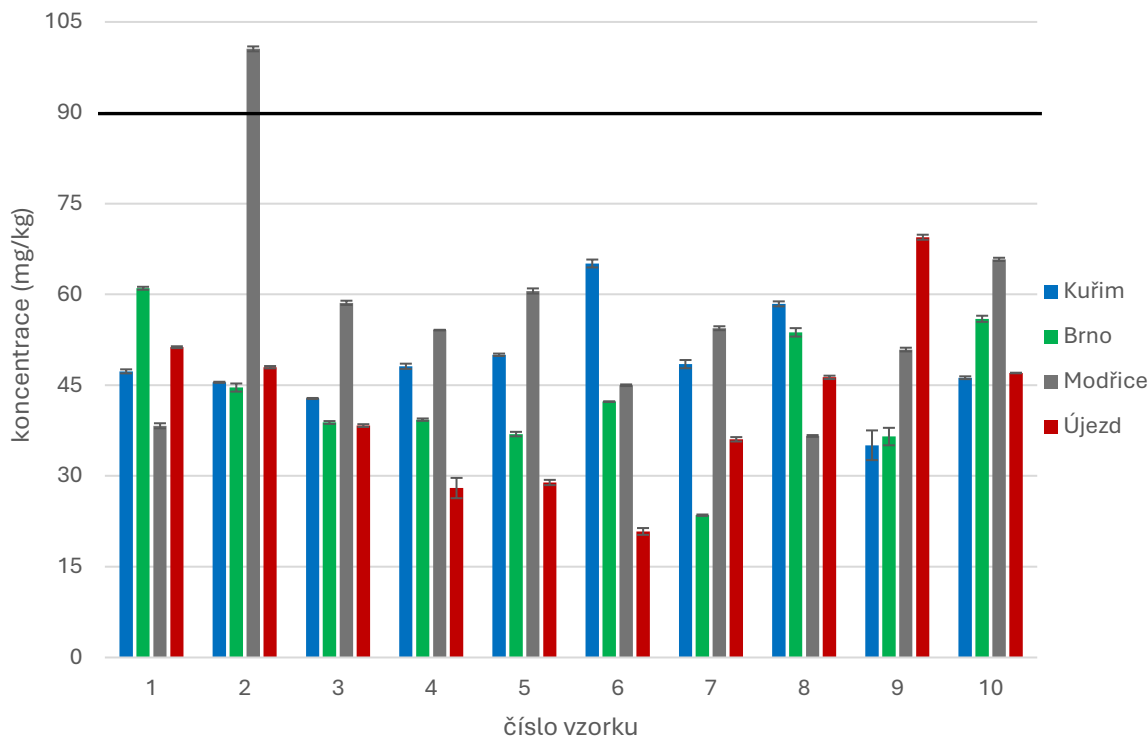
Nejvyšší koncentrace rtuti byla ze všech analyzovaných lokalit stanovena ve vzorcích z Modřic, kdy nejvyšší hodnota u vzorku č.4 (0,554 mg/kg) významně přesáhla rizikovou koncentrací 0,3 mg/kg danou vyhláškou č.153/2016 Sb. Zdrojem kontaminace kromě blízké čistírny může být také zatížená dopravní komunikace. V dalších lokalitách byly koncentrace rtuti pod rizikovou koncentrací. Nejvyšší koncentrace v Brně byla ve vzorku č.1 (0,119 mg/kg). V Újezdu byla nejvyšší koncentrace ve vzorku č.8 (0,074 mg/kg), nejvyšší koncentrace v Kuřimi byla ve vzorku č.7 (0,068 mg/kg). Nejnižší stanovená koncentrace byla ve vzorku Brno 7 (0,017 mg/kg). Výsledky jsou znázorněny na obrázku 11.



Obrázek 11: Obsah rtuti ve vzorcích

4.1.2 Chrom

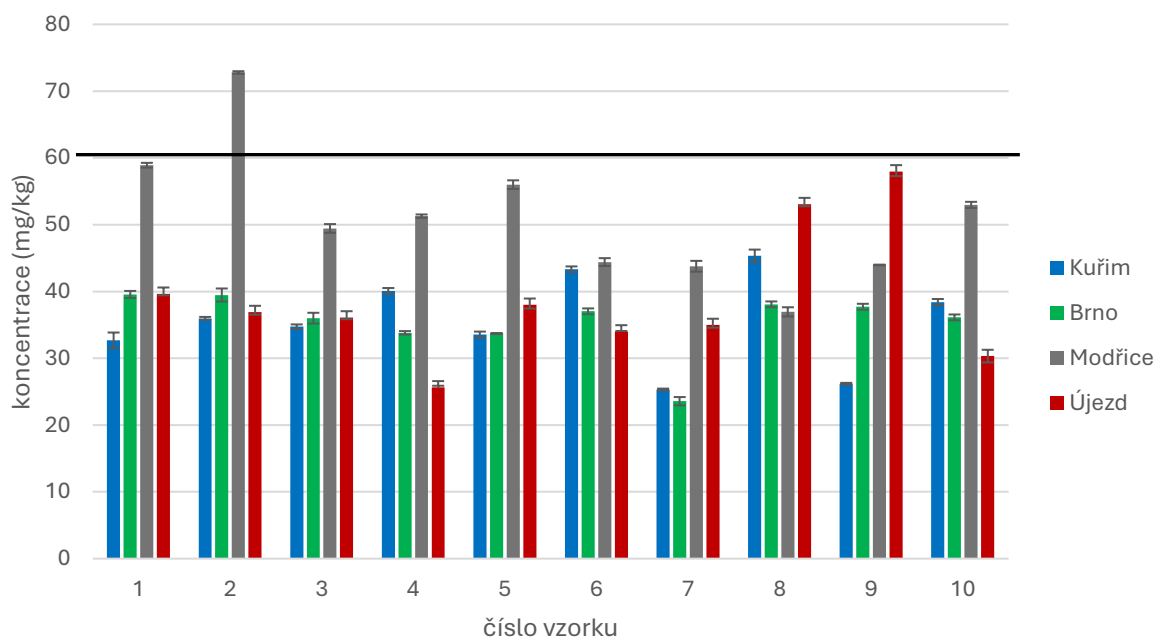
Nejvyšší koncentrace chromu byla stanovena ve vzorku Modřice č.2, která dosáhla hodnoty 100,6 mg/kg. Vzorek se nachází v blízkosti čistírny odpadních vod a významné komunikace. U tohoto vzorku byla také překonána preventivní koncentrace 90 mg/kg daná vyhláškou č.153/2016. Nejvyšší koncentrace v Kuřimi (vzorek č.6) dosáhla 65,1 mg/kg. V Újezdu byla nejvyšší koncentrace ve vzorku č.9 (69,4 mg/kg), v Brně byla nejvyšší koncentrace ve vzorku č.1 (61,0 mg/kg). Nejnižší koncentrace byla ve vzorku Újezd č.6, jež dosáhla 20,8 mg/kg. Výsledky chromu jsou znázorněny na obrázku 12.



Obrázek 12: Obsah chromu ve vzorcích

4.1.3 Olovo

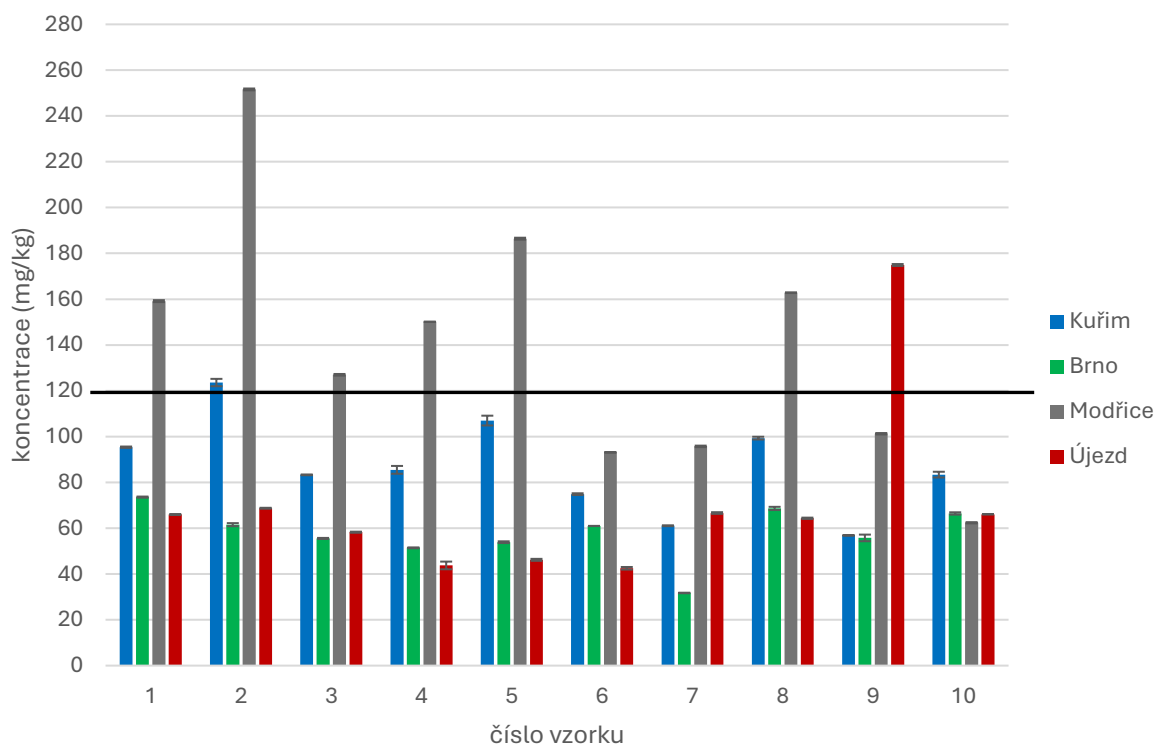
Preventivní hodnota koncentrace olova podle vyhlášky č. 153/2016 je 60 mg/kg. Tato koncentrace byla překonána pouze vzorkem Modřice č.2 (72,8 mg/kg), ostatní vzorky mají nižší koncentraci. Nejvyšší koncentrace v Újezdu byla zaznamenána ve vzorku č.9 (58,0 mg/kg). V Kuřimi byla nejvyšší koncentrace zaznamenána ve vzorku č.8 (45,4 mg/kg), v Brně byla nejvyšší koncentrace ve vzorku č.1 (39,6 mg/kg). Nejnižší koncentrace ve vzorku Brno 7 měla hodnotu 23,6 mg/kg. Výsledky olova jsou znázorněny na obrázku 13.



Obrázek 13: Obsah olova ve vzorcích

4.1.4 Zinek

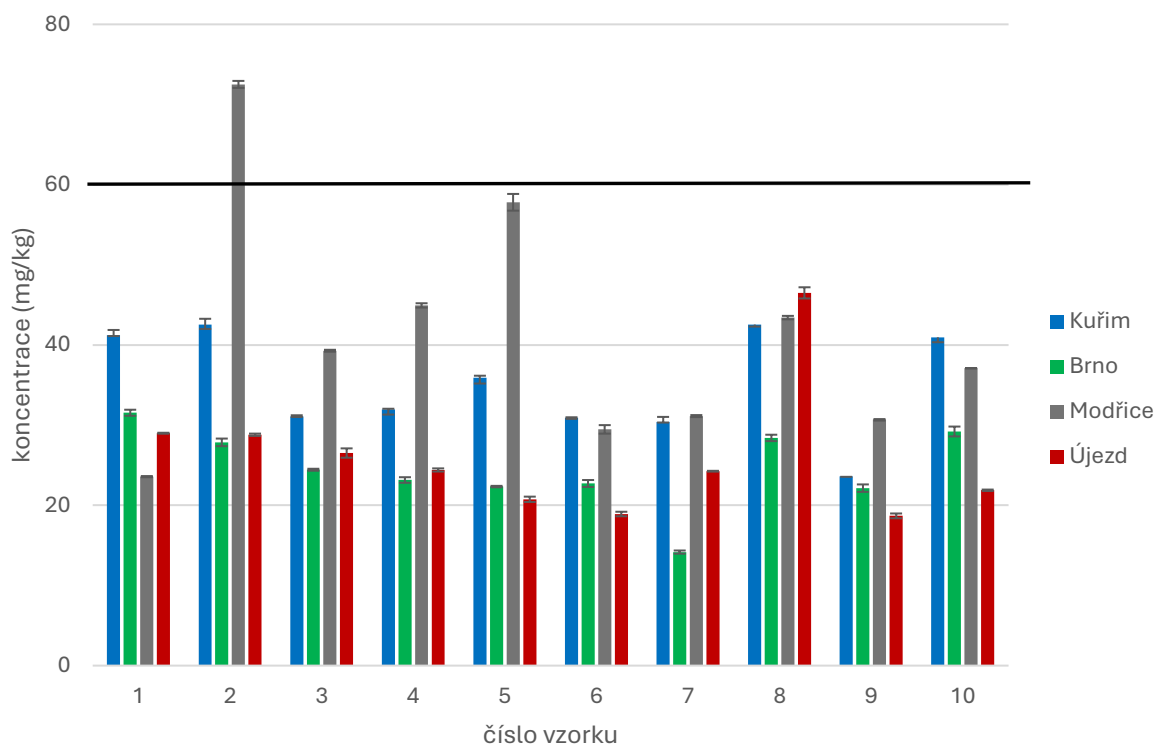
Nejvyšší koncentrace zinku byla stanovena ve vzorku č.2 z Modřic (251,6 mg/kg). Preventivní koncentrace daná vyhláškou č.153/2016 byla překonána u celkem 8 vzorků. Konkrétně se jedná o vzorky č.1,2,3,4,5 a 8 z Modřic, č.2 z Kuřimi a č.9 z Újezdu. Nejvyšší koncentrace v Újezdu měla hodnotu 174,9 mg/kg (vzorek č.9). V Kuřimi byla nejvyšší koncentrace ve vzorku č.2 (123,6 mg/kg), v Brně se o nejvyšší koncentraci jednalo ve vzorku č.1 (73,6 mg/kg). Nejnižší koncentrace byla ve vzorku č.7 z Brna (31,7 mg/kg). Obsah zinku ve vzorcích je znázorněn na obrázku 14.



Obrázek 14: Obsah zinku ve vzorcích

4.1.5 Měď

Preventivní koncentrace pro měď daná vyhláškou č.153/2016 je 60 mg/kg. Tuto hodnotu převyšuje pouze jeden vzorek, jedná se opět o vzorek Modřice č.2 (72,5 mg/kg). Nejvyšší koncentrace v Újezdu (vzorek č.8) měla hodnotu 46,5 mg/kg. V Kuřimi měl nejvyšší hodnotu vzorek č.8 (42,5 mg/kg), v Brně dosáhl nejvyšší hodnoty vzorek č.1 (31,5 mg/kg). Nejnižší koncentrace mědi ve vzorku Brno č.7 měla hodnotu 14,1 mg/kg. Výsledky mědi jsou znázorněny na obrázku 15.



Obrázek 15: Obsah mědi ve vzorcích

4.1.6 Kadmium

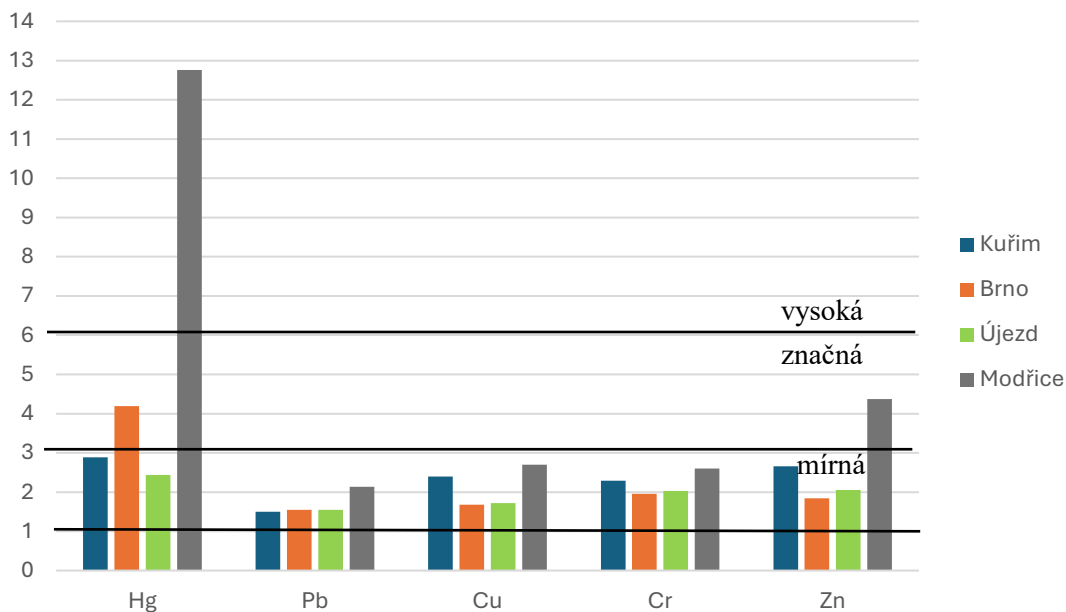
Obsah kadmia ve vzorcích byl u všech vzorků pod limitem detekce.

4.2 Zhodnocení pomocí indexů znečištění

Příslušné indexy znečištění byly vypočítány podle uvedených vztahů z kapitoly 2.5. Z vypočtených hodnot indexů znečištění byl pro danou lokalitu proveden medián a celkový součet. Výsledky byly znázorněny do sloupcových grafů.

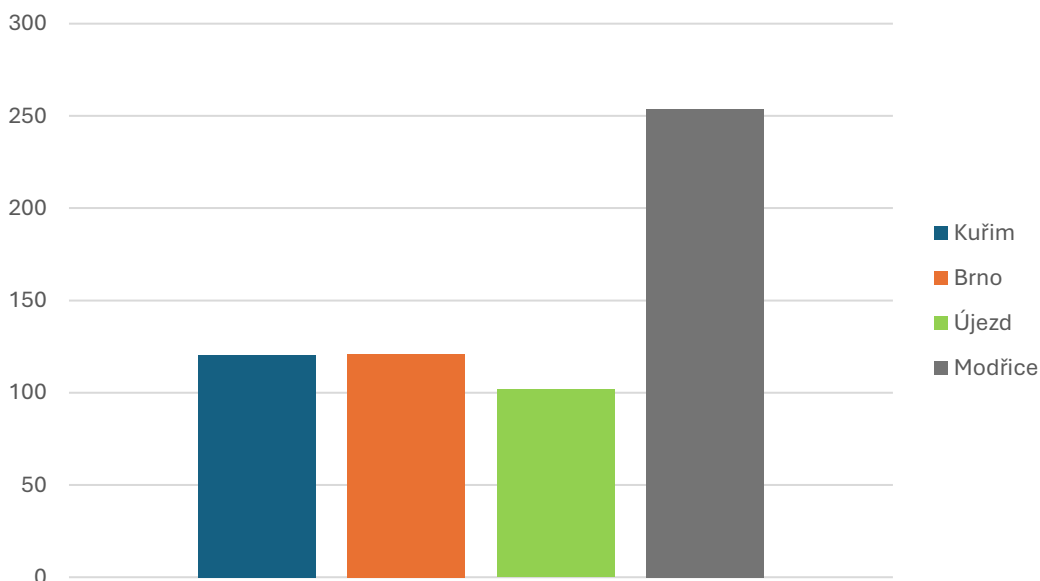
4.2.1 Výsledky faktoru kontaminace CF

Vypočítané hodnoty CF jsou zobrazeny na obrázku 16. Střední hodnota faktoru kontaminace o v intervalu ≥ 6 jež znamená vysokou kontaminaci byla stanovena pro rtuť ve vzorcích z Modřic (12,76). Ostatní střední hodnoty indexu patří do značné (interval 3-6) a mírné (interval 1-3) kontaminace. Z analyzovaných prvků vyčnívá kontaminace u rtuti. Z jednotlivých vzorků dosáhly nejvyšších hodnot CF vzorky Modřice č.4 (33,96), č.2 (16,86) a č.5 (15,49) pro rtuť.



Obrázek 16: Střední hodnoty CF

Celkový součet CF byl suverénně nejvyšší v Modřicích (253,7), dále následovalo Brno (120,9) a poté Kuřim (120,5) a Újezd (101,8).

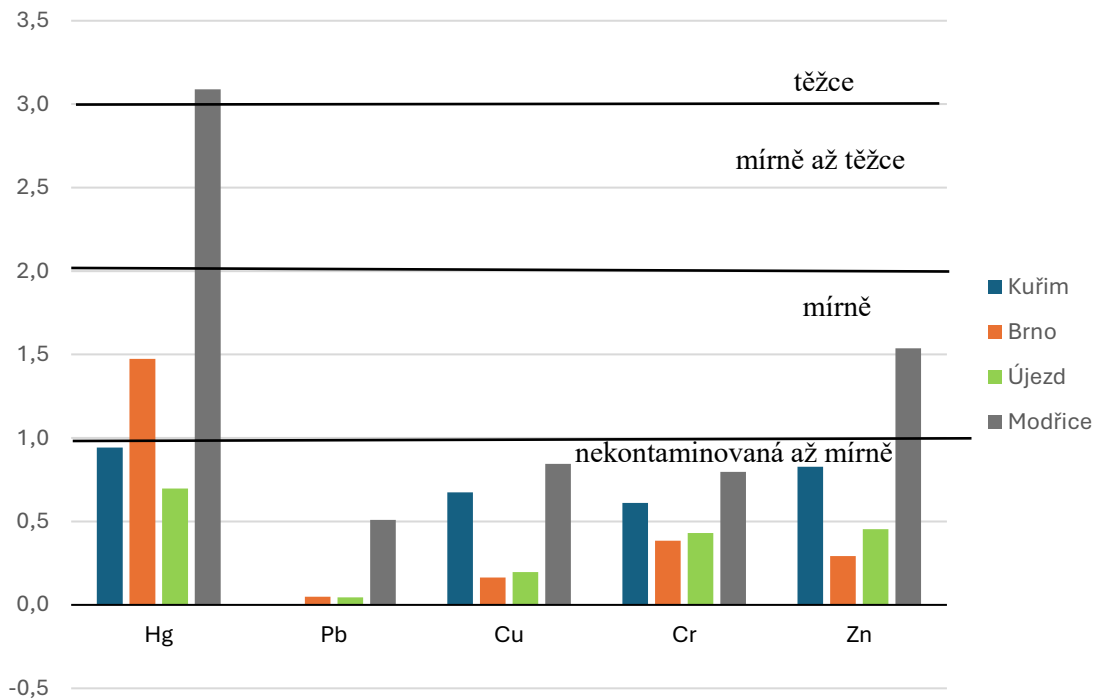


Obrázek 17: Celkový součet CF

4.2.2 Výsledky geoakumulačního indexu I_{geo}

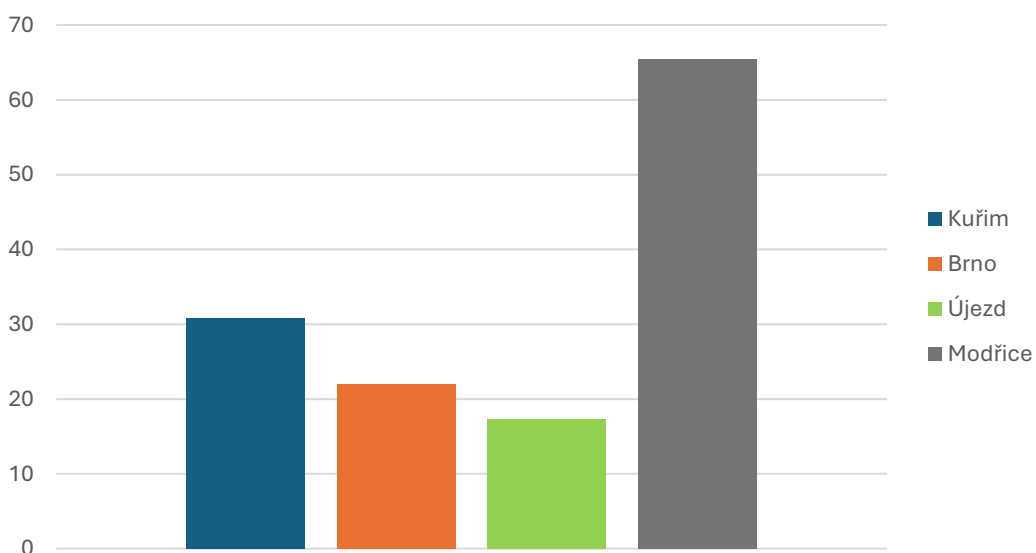
Vypočítané hodnoty I_{geo} jsou znázorněny na obrázku 18. Nejvyšší hodnoty geoakumulačního indexu byly u všech lokalit stanoveny u rtuti. Střední hodnota rtuti u vzorků z Modřic (3,09) patří do intervalu 3-4, tedy těžce kontaminovaná půda. Do intervalu mírně kontaminované půdy patří střední hodnoty rtuti z Brna a zinku z Modřic. Ostatní hodnoty analyzovaných prvků jsou pro všechny lokality nižší než 1 a patří do intervalu mírně kontaminované až nekontaminované půdy. Nejvyšší hodnota z jednotlivých vzorků byla stanovena v lokalitě Modřice č.4 (4,50) u

rtuti patřící do intervalu těžce až extrémně kontaminovaná půda. Do intervalu 3-4 (těžce kontaminovaná půda) náleží vzorky Modřice č.2 (3,49), č.5 (3,37), č.6 (3,17), č.1 (3,12) a č.3 (3,06) také u rtuti.



Obrázek 18: Střední hodnoty I_{geo}

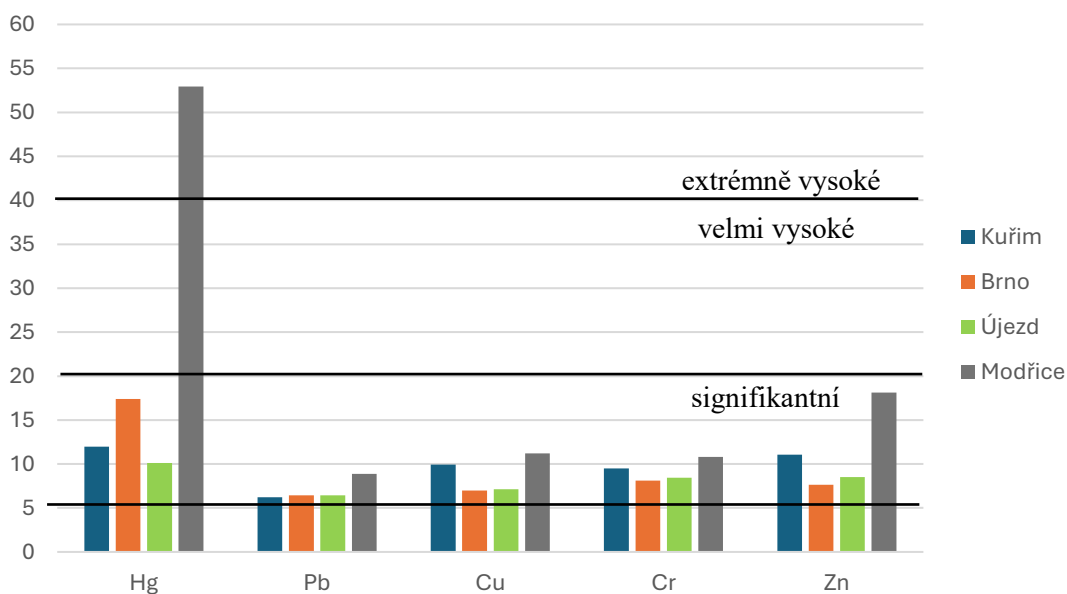
Celkový součet I_{geo} byl největší v Modřicích (65,4), dále následovala Kuřim (30,9) a poté Brno (22,0) a Újezd (17,3).



Obrázek 19: Celkový součet I_{geo}

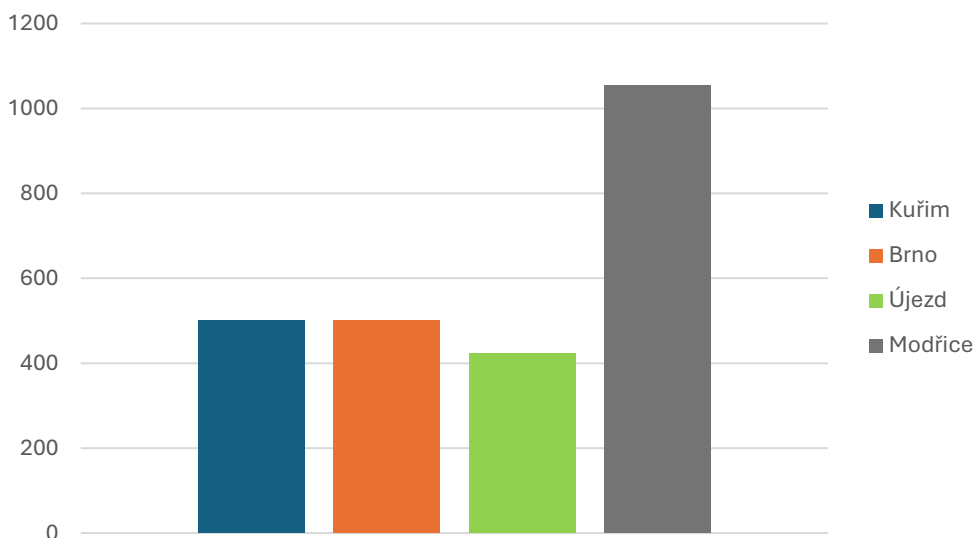
4.2.3 Výsledky faktoru obohacení EF

Pro výpočet faktoru obohacení bylo jako referenční prvek využito železo. Hodnoty EF jsou znázorněny na obrázku 20. Nejvyšší střední hodnoty EF byly stanoveny pro rtuť u vzorků z Modřic (52,95) a jedná se o extrémně vysoké obohacení. Pro ostatní vypočítané střední hodnoty, se jedná o signifikantní obohacení (interval 5-20). Z jednotlivých vzorků došlo k nejvyššímu obohacení u rtuti, jedná se o vzorek Modřice č.4 (140,9). Do intervalu extrémně vysokého obohacení náleží také vzorky Modřice č.2 (69,99), č.5 (64,27), č.6 (56,05) a č.1 (54,04).



Obrázek 20: Střední hodnoty EF

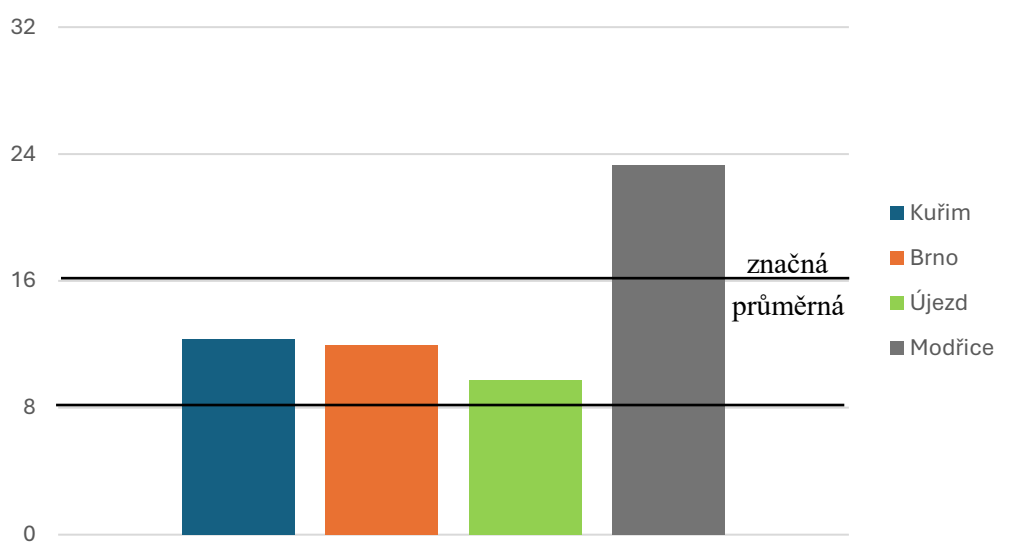
Celkový součet EF byl nejvyšší v Modřicích (1053,0), dále následovalo Brno (501,7) a poté Kuřim (500,1) a Újezd (422,5).



Obrázek 21: Celkový součet EF

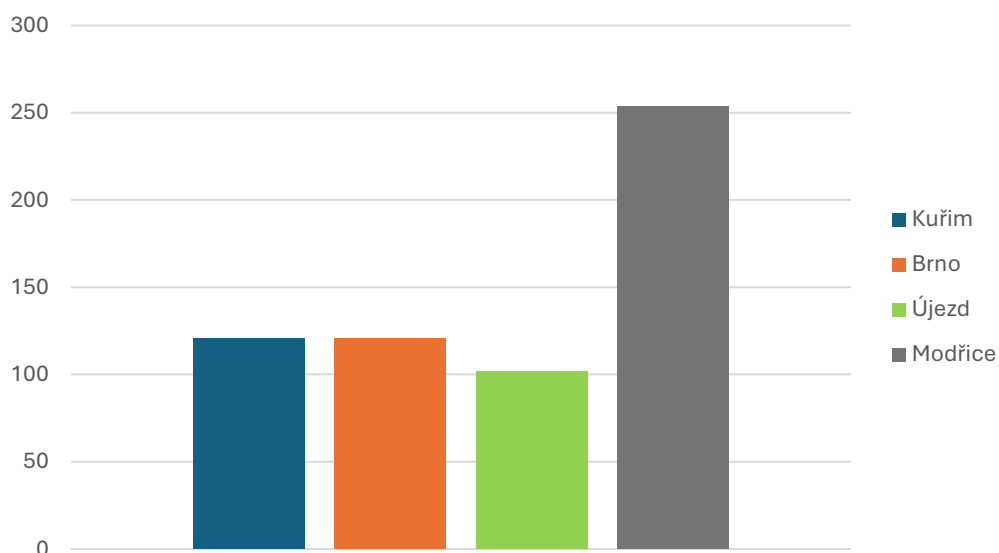
4.2.4 Výsledky stupně kontaminace C_{deg}

Výsledky stupně kontaminace jsou znázorněny na obrázku 22. Nejvyšší střední hodnota tohoto komplexního indexu náleží lokalitě Modřice (23,30) a patří do intervalu značné kontaminace. Do intervalu hodnot 8-16, jež označuje průměrnou kontaminaci náleží střední hodnota Kuřimi (12,30), Brna (11,95) a Újezdu (9,77). Nejvyšší hodnotu ze vzorků měl Modřice č.4 (46,64), kdy hodnoty indexu vyšší než 32 signalizují velmi vysokou míru kontaminace. Do tohoto intervalu se řadí také vzorek Modřice č.2 (37,83).



Obrázek 22: Střední hodnoty C_{deg}

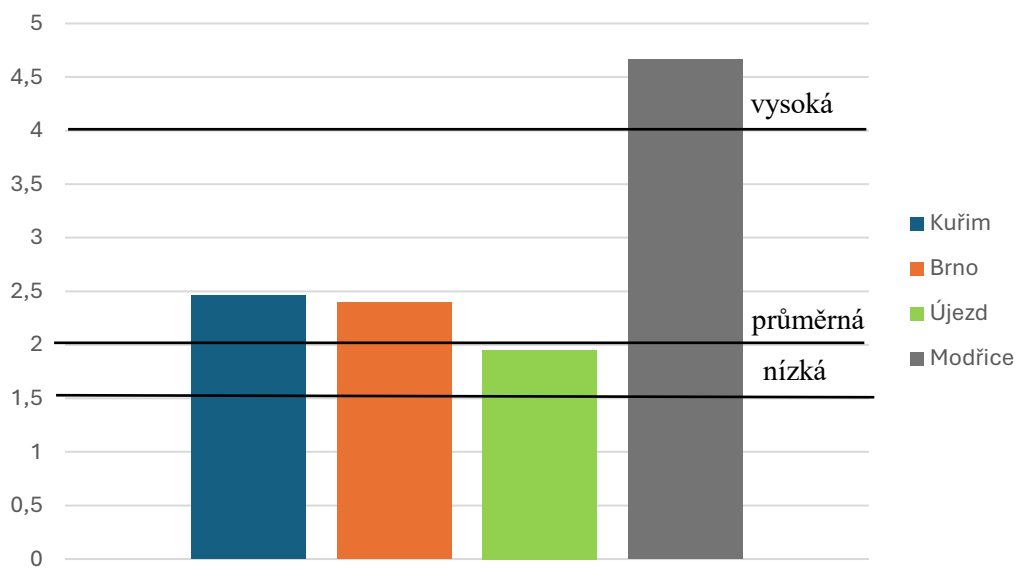
Celkový součet C_{deg} byl suverénně nejvyšší v Modřicích (253,7), následují Brno (120,9), Kuřim (120,5) a Újezd (101,8).



Obrázek 23: Celkový součet C_{deg}

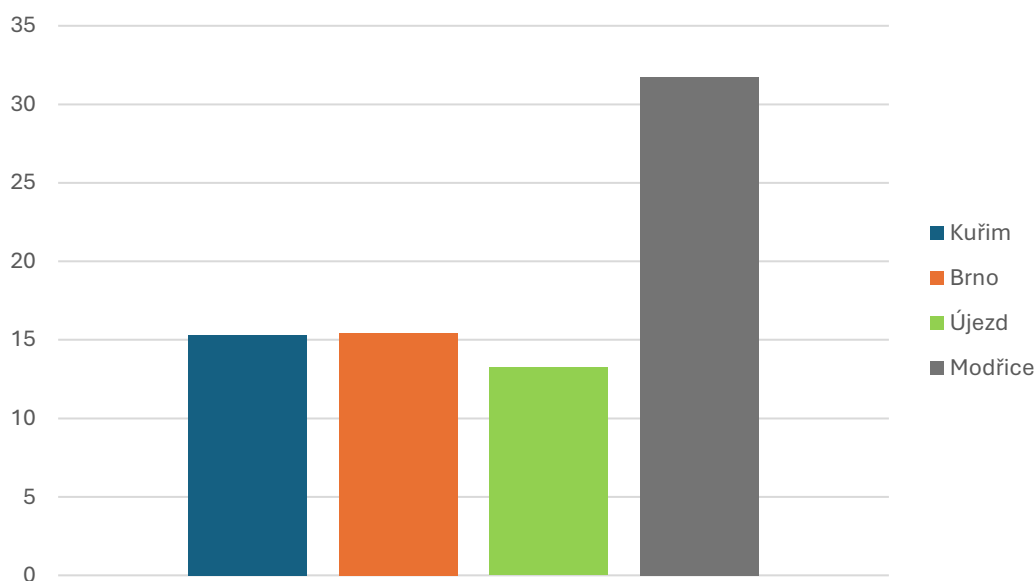
4.2.5 Výsledky modifikovaného stupně kontaminace mC_d

Vypočítané hodnoty mC_d jsou znázorněny na obrázku 24. Nejvyšší střední hodnoty dosáhl mC_d pro lokalitu Modřice (4,66). Hodnoty v intervalu 4-8 znamenají vysokou míru kontaminace. Lokality Kuřim (2,46) a Brno (2,39) patří do intervalu průměrné míry kontaminace. Do intervalu 1,5-2 (nízká míra kontaminace) se řadí lokalita Újezd (1,95). Velmi vysoké míry kontaminace (interval 8-16) dosáhl vzorek Modřice č.4 (9,33).



Obrázek 24: Střední hodnoty mC_d

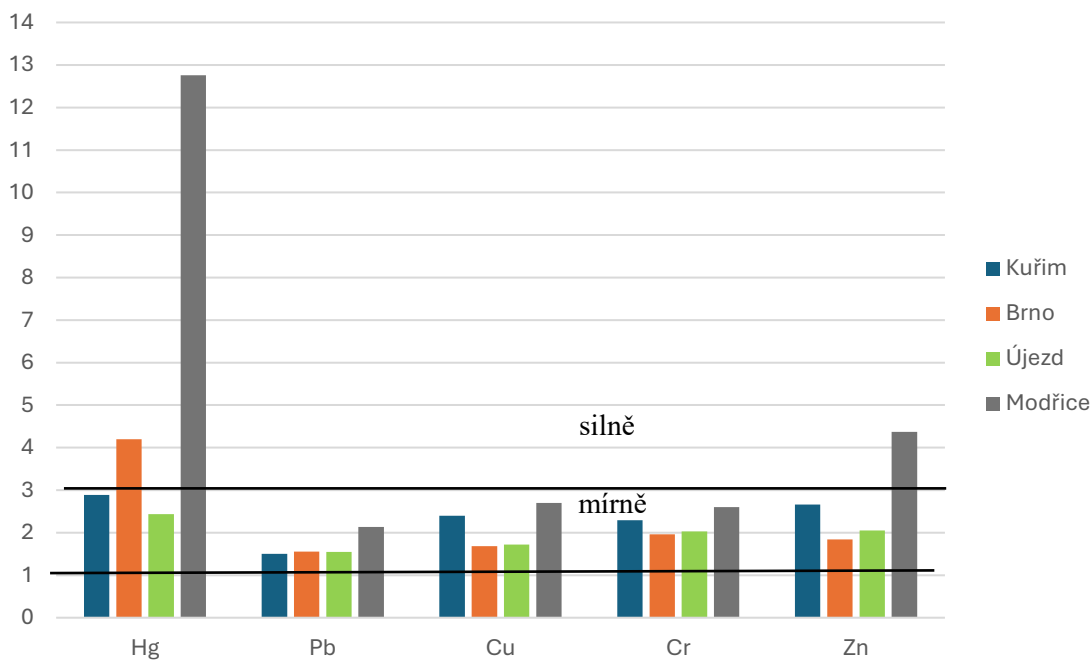
Celkový součet mC_d je pro dané lokality: Modřice (31,7), Brno (15,4), Kuřim (15,3) a Újezd (13,2).



Obrázek 25: Celkový součet mC_d

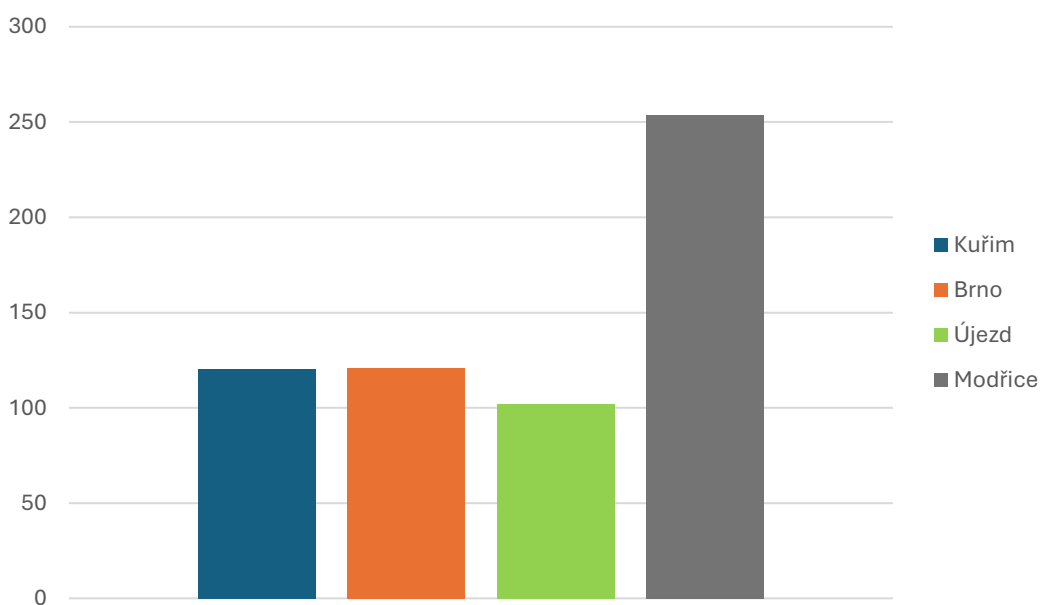
4.2.6 Výsledky indexu znečištění PI

Hodnoty PI jsou znázorněny na obrázku 26. Silná kontaminace (hodnota vyšší než 3) byla stanovena pro střední hodnoty rtuti u vzorků z Modřic (12,76) a Brna (4,20). Další vypočítané střední hodnoty pro ostatní prvky spadají do intervalu mírné kontaminace (interval 1-3). Nejvyšší hodnota u vzorku z Modřic č.4 dosáhla hodnoty 33,96. Hodnotu 10 indexu přesáhly také vzorky Modřice č.2 (16,86), č.5 (15,49), č.6 (13,51), č.1 (13,02) a č.3 (12,50).



Obrázek 26: Střední hodnoty PI

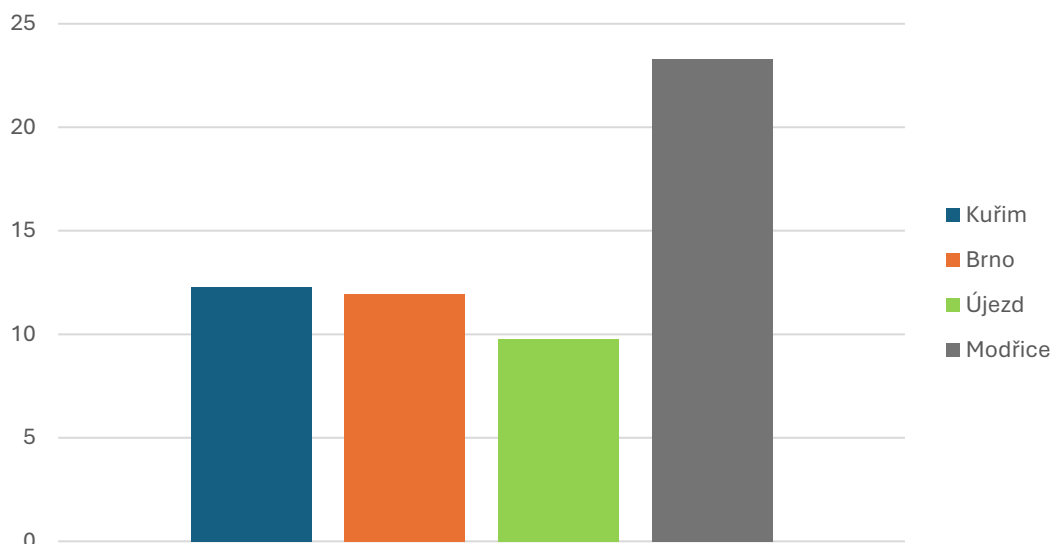
Celkový součet PI byl největší v Modřicích (253,7), dále následovalo Brno (120,9) a poté Kuřim (120,5) a Újezd (101,8).



Obrázek 27: Celkový součet PI

4.2.7 Výsledky sumy znečištění PI_{sum}

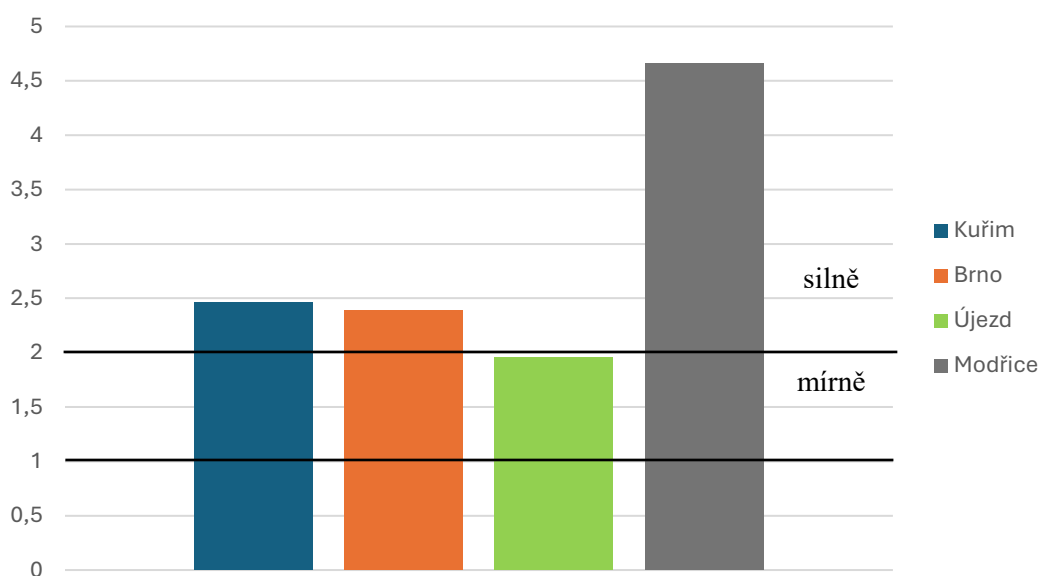
PI_{sum} vyjadřuje součet jednotlivých indexů znečištění všech kovů. Výsledky PI_{sum} jsou znázorněny na obrázku 28. Při porovnání středních hodnot dosahují nejvyšších hodnot Modřice (23,30) a poté Kuřim (12,30), Brno (11,95), a Újezd (9,77). Mezi 3 nejvyšší hodnoty PI_{sum} z jednotlivých vzorků patří Modřice č.4 (46,64), č.2 (37,83) a č.5 (30,73).



Obrázek 28: Střední hodnoty PI_{sum}

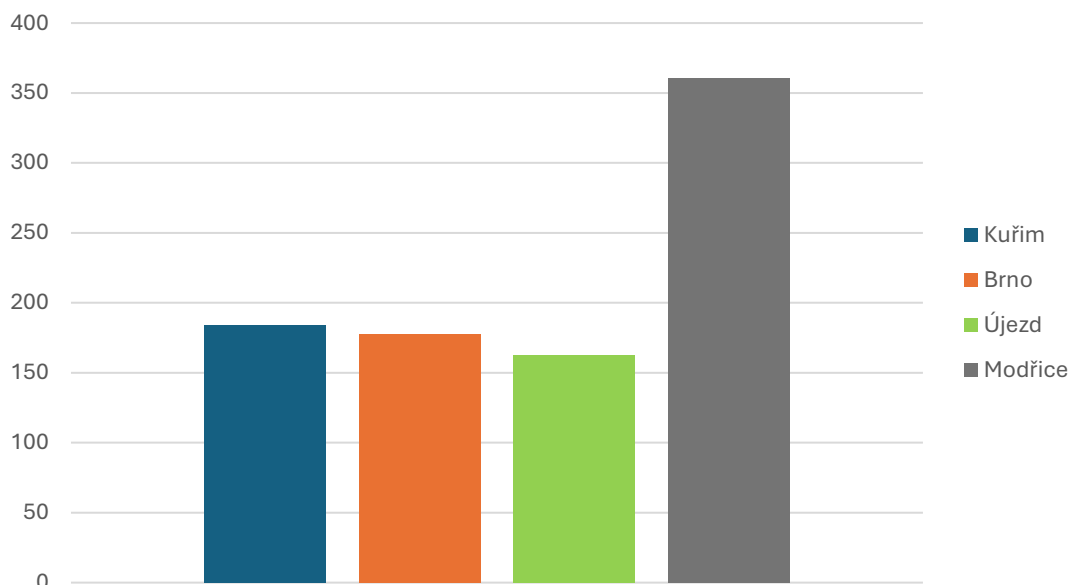
4.2.8 Výsledky integrovaného indexu znečištění IPI

Získané hodnoty IPI jsou znázorněny na obrázku 29. Pro index IPI hodnota vyšší než 2 značí silně kontaminovanou půdu. Do tohoto intervalu spadá střední hodnota vzorků z Modřic (4,66), Kuřimi (2,46) a Brna (2,39). Střední hodnota Újezdu (1,95) patří do intervalu 1-2, tedy mírně kontaminovaná půda. Vysoké hodnoty IPI byly stanoveny ve vzorcích Modřice č.4 (9,32), č.2 (7,57) a č.5 (6,15).



Obrázek 29: Střední hodnoty IPI

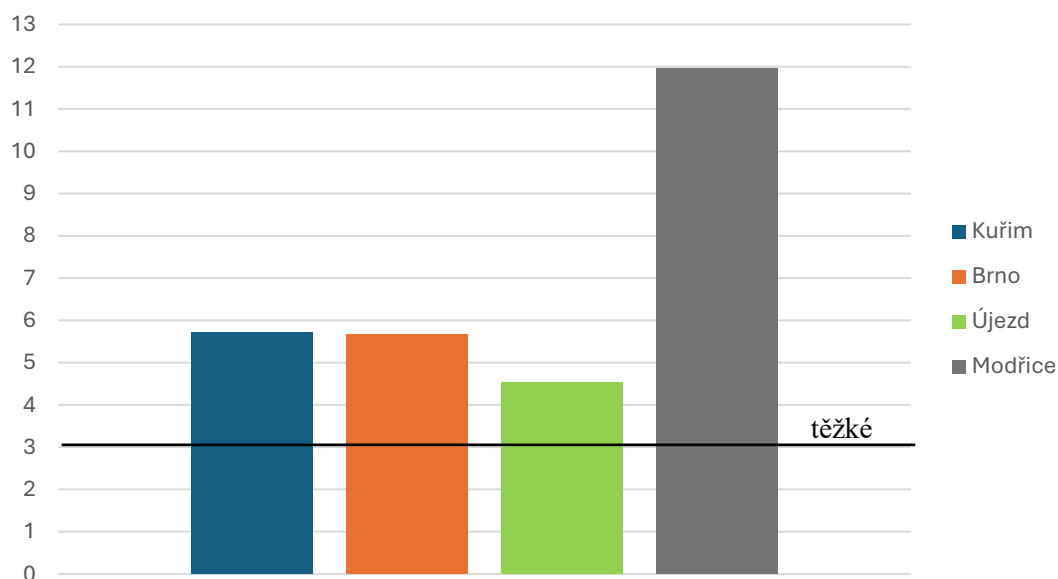
Hodnoty celkového součtu IPI jsou: Modřice (360,6), Kuřim (183,9), Brno (178,0) a Újezd (162,3).



Obrázek 30: Celkový součet IPI

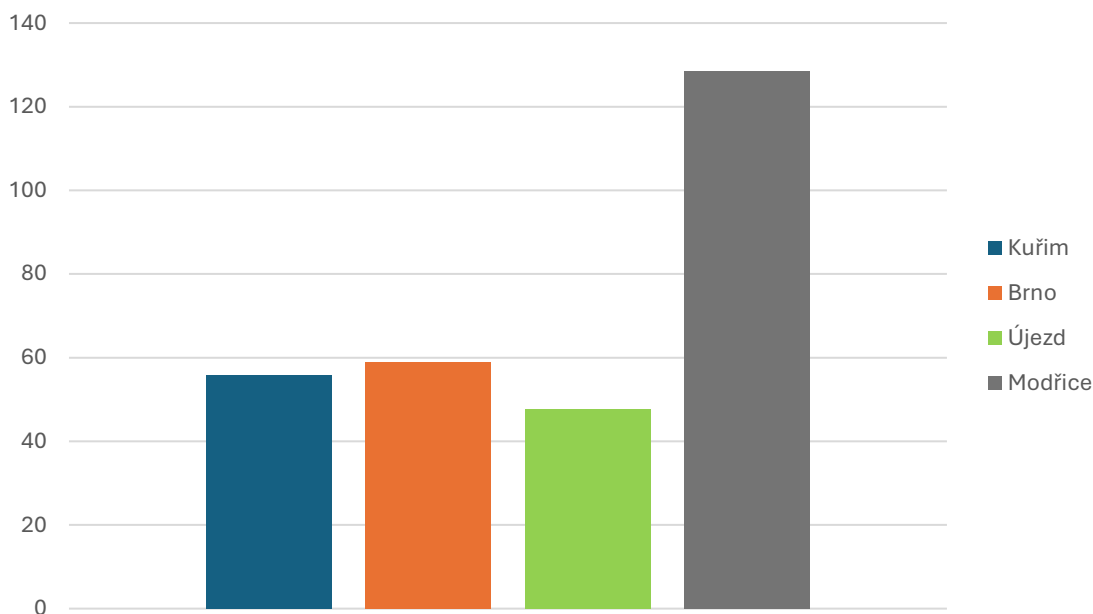
4.2.9 Výsledky indexu znečištění Nemerow $PI_{Nemerow}$

Vypočítané výsledky $PI_{Nemerow}$ jsou znázorněny na obrázku 31. Vypočítané střední hodnoty $PI_{Nemerow}$ pro všechny lokality náleží do intervalu vyšší než 3, tedy jedná se o těžce kontaminovanou půdu. Nejvyšší střední hodnota náleží lokalitě Modřice (11,97), následují Kuřim (5,72), Brno (5,67) a Újezd (4,53). Z jednotlivých vzorků má nejvyšší hodnotu indexu Modřice č.4 (25,80). Mezi další vysoké hodnoty patří Modřice č.2 (18,52), č.5 (15,39) a č.1 (12,23).



Obrázek 31: Střední hodnoty $PI_{Nemerow}$

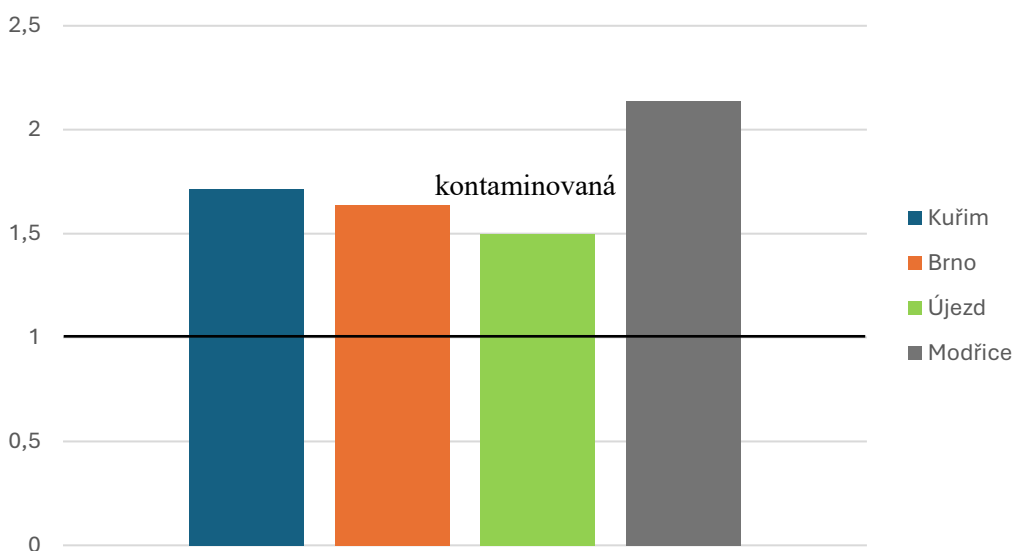
Celkový součet $PI_{Nemerow}$ je v daných lokalitách následující: Modřice (128,5), Brno (58,9), Kuřim (56,0) a Újezd (47,6).



Obrázek 32: Celkový součet $PI_{Nemerow}$

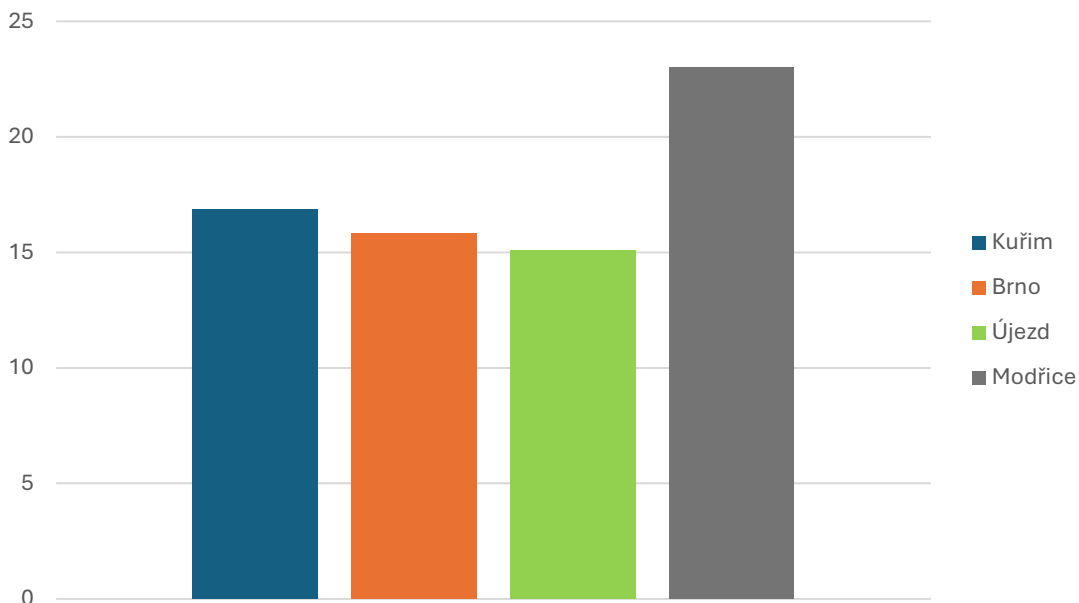
4.2.10 Výsledky zátěžového indexu znečištění PLI

Výsledky středních hodnot PLI jsou zobrazeny na obrázku 33. Střední hodnoty PLI u všech lokalit převyšují 1, jedná se tedy o kontaminovanou půdu. Nejvyšší hodnoty z daných lokalit dosahují Modřice (2,14), následuje Kuřim (1,72), dále Brno (1,64) a Újezd (1,50). Z jednotlivých vzorků dosahuje nejvyšší hodnoty Modřice č.2 (3,17). Mezi další vysoké hodnoty patří Modřice č.4 (2,71) a č.5 (2,67).



Obrázek 33: Střední hodnoty PLI

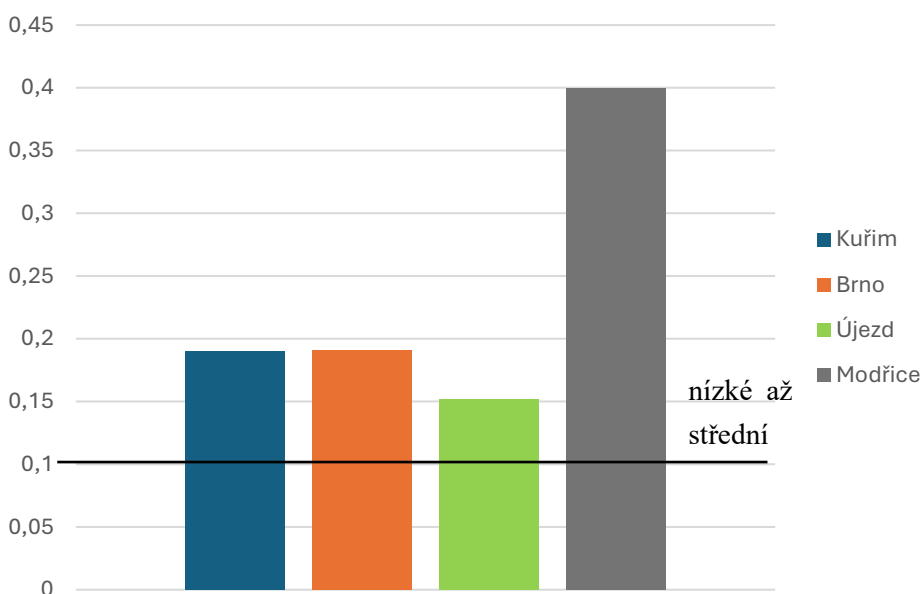
Celkový součet PLI je následující: Modřice (23,0), Kuřim (16,9), Brno (15,8) a Újezd (15,1).



Obrázek 34: Celkový součet PLI

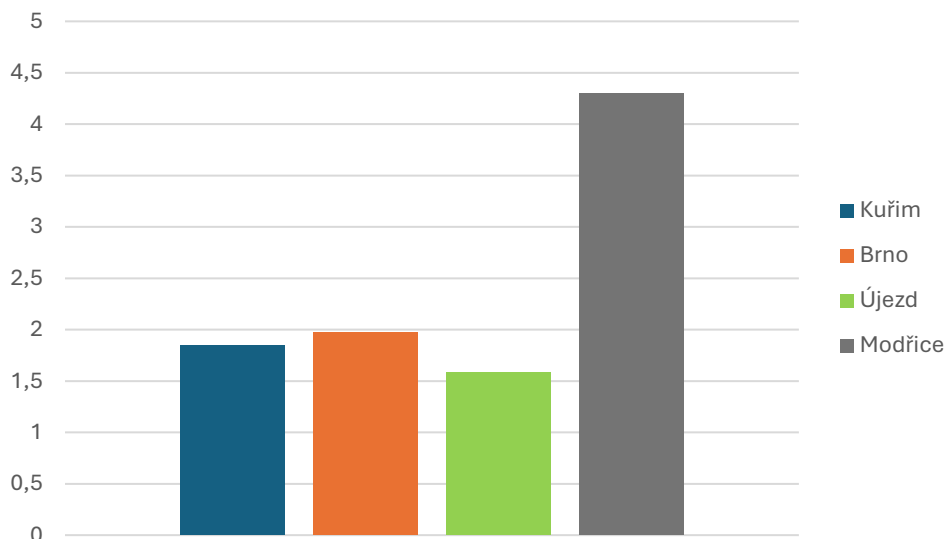
4.2.11 Výsledky pravděpodobnosti toxicity MERMQ

Výsledky pravděpodobnosti toxicity MERMQ jsou znázorněny na obrázku 35. Střední hodnoty MERMQ pro všechny lokality náleží intervalu 0,1-0,5, tedy nízké až střední riziko. Nejvyšší střední hodnota indexu byla stanovena v Modřicích (0,40), následuje Brno (0,19), Kuřim (0,19) a Újezd (0,15). Do intervalu středního až vysokého rizika (interval 0,5-1,5) patří vzorky Modřice č.4 (0,83), č.2 (0,62) a č.5 (0,51).



Obrázek 35: Střední hodnoty MERMQ

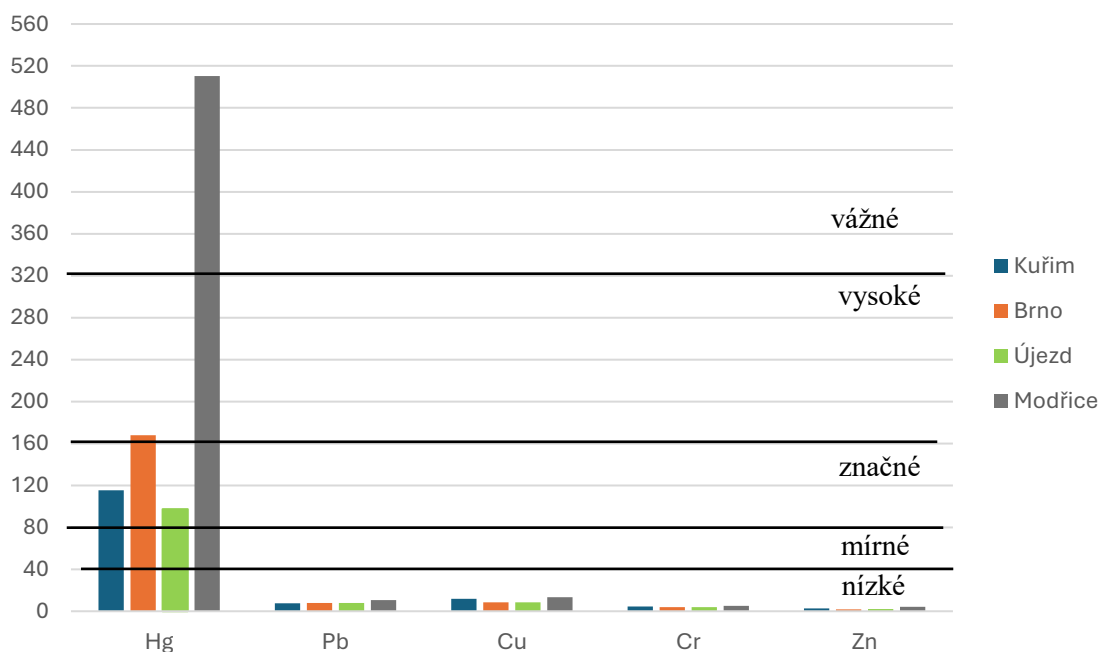
Celkový součet MERMQ je pro dané lokality následující: Modřice (4,30), Brno (1,97), Kuřim (1,85) a Újezd (1,58).



Obrázek 36: Celkový součet MERMQ

4.2.12 Výsledky jednoduchého indexu ekologického rizika E_r

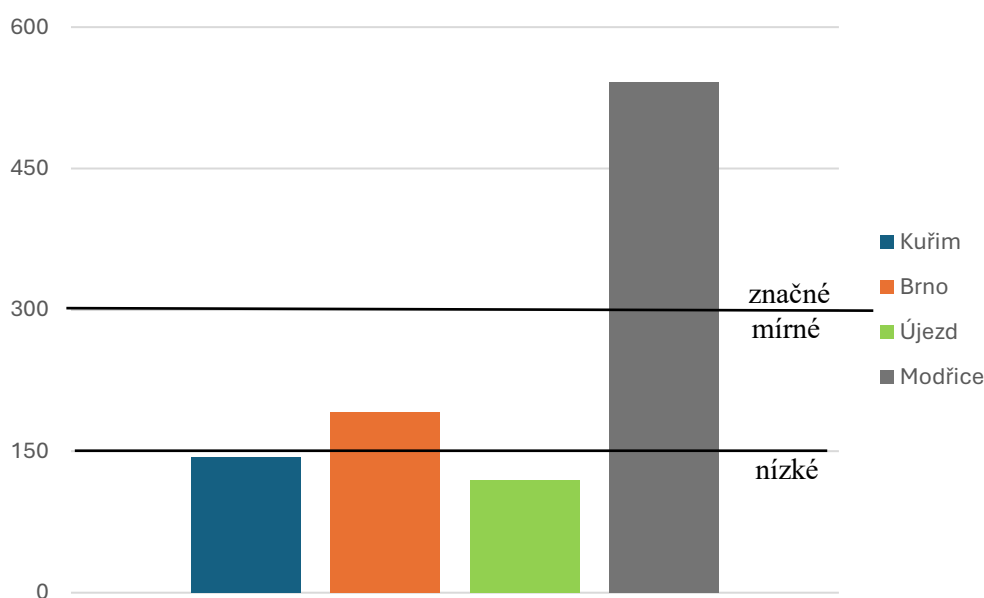
Výsledky jednoduchého indexu ekologického rizika E_r jsou znázorněny na obrázku 37. Do intervalu vážného ekologického rizika patří střední hodnoty rtuti z Modřic (510,4). Brno (167,9) u rtuti náleží vysokému ekologickému riziku a Kuřim (115,4) a Újezd (97,36) značnému ekologickému riziku. Ostatní prvky pro všechny lokality spadají do nízkého ekologického rizika. Nejvyšší hodnoty dosáhl vzorek Modřice č.4 (1358,3), dále následovaly Modřice č.2 (674,5) a č.5 (619,4).



Obrázek 37: Střední hodnoty E_r

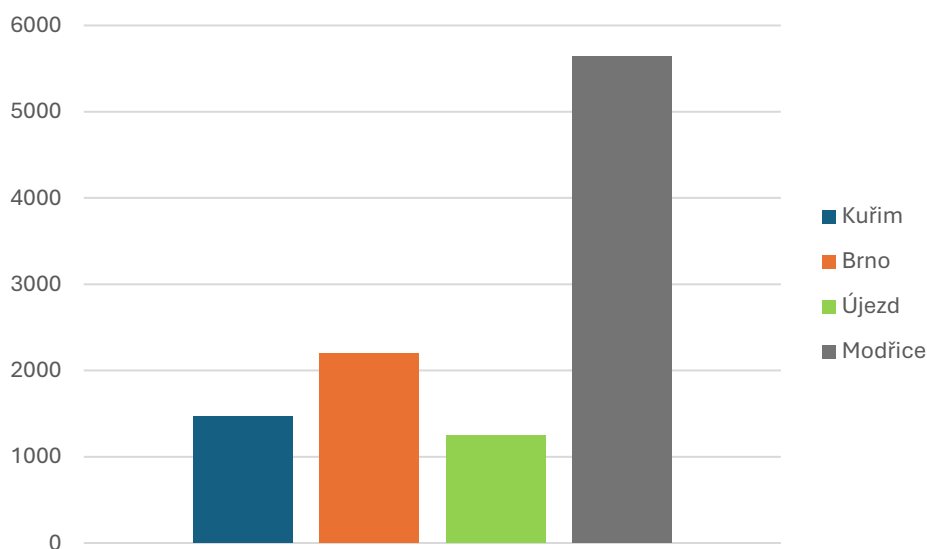
4.2.13 Výsledky ekologického rizika RI

Hodnoty ekologického rizika RI jsou znázorněny na obrázku 38. Hodnoty v intervalu 300-600 náleží značnému ekologickému riziku. Do intervalu značného ekologického rizika patří střední hodnoty pro vzorky z Modřic (542,1). Pro Brno bylo pro střední hodnoty zaznamenáno mírné ekologické riziko (191,5). Pro hodnoty $RI \leq 150$ se jedná o nízké ekologické riziko. Mezi tyto hodnoty náleží Kuřim (143,7) a Újezd (119,6). Mezi nejvyšší hodnoty patří vzorky Modřice č.4 (1395,0), č.2 (733,2) a č.5 (663,4), jež náleží do intervalu velmi vysokého ekologického rizika.



Obrázek 38: Střední hodnoty RI

Celkový součet RI byl nejvyšší v Modřicích (5638,9), následuje Brno (2198,3), Kuřim (1465,6), a Újezd (1243,6).



Obrázek 39: Celkový součet RI

5 ZÁVĚR

Cílem této diplomové práce bylo zhodnotit kontaminaci půdy v městských aglomeracích. Pro analýzu bylo odebráno celkem 40 vzorků půdy. Vybrány byly 4 městské lokality, z každé bylo odebráno 10 vzorků. Mezi sledované lokality patří: Kuřim, Brno, Újezd u Brna a Modřice. Ve vzorcích byly stanoveny koncentrace vybraných rizikových prvků (rtuť, chrom, olovo, zinek, měď, kadmium) a následně byly vypočítány indexy znečištění a ekologická rizika. Pomocí indexů znečištění lze přehledně vyhodnotit kontaminaci půdy rizikovými prvky. Rizikové prvky představují nebezpečí nejen pro životní prostředí, ale také pro zdraví člověka. Z tohoto důvodu je nutné kontaminace rizikovými prvky v půdě sledovat a v případě nutnosti řešit.

Ze všech odebraných vzorků byla nalezena významná kontaminace ve vzorku Modřice č.2. U tohoto vzorku byla nejvyšší koncentrace chromu, olova, zinku a mědi ze všech vzorků. Také byla u těchto kovů překonána preventivní koncentrace daná vyhláškou 153/2016. Nejvyšší koncentrace rtuti byla stanovena ve vzorku Modřice č.4, významně přesahující preventivní koncentraci dle vyhlášky 153/2016. Kontaminace vzorků z Modřic je pravděpodobně způsobena blízkostí čistírny odpadních vod a také významné dopravní komunikace.

V rámci jednoduchých indexů dosahuje nejvyšších hodnot vzorek Modřice č.4 u rtuti. Náleží do těchto intervalů: CF–vysoká kontaminace, I_{geo} –těžce až extrémně kontaminovaná půda, EF–extrémně vysoké obohacení, PI–silně kontaminovaná půda, E_r –vážné ekologické riziko.

Z komplexních indexů dosahuje nejvyšší hodnoty vzorek Modřice č.4 u indexů: C_{deg} –velmi vysoká míra kontaminace, mC_d –velmi vysoká míra kontaminace, IPI–silně kontaminovaná půda, $PI_{Nemerow}$ –těžké znečištění, MERMEQ–střední až vysoké riziko toxicity, RI–velmi vysoké ekologické riziko. U komplexního indexu PLI má nejvyšší hodnotu vzorek Modřice č.2 a patří do intervalu kontaminované půdy.

V rámci vypočítaného ekologického rizika náleží lokalita Modřice do značného ekologického rizika. Do mírného ekologického rizika náleží lokalita Brno, následuje lokalita Kuřim, jež patří do nízkého ekologického rizika. Nejnižší ekologické riziko náleží lokalitě Újezd u Brna, jež také patří do intervalu nízkého ekologického rizika.

Celkově v rámci analyzovaných lokalit vyčnívají velmi výrazně svou kontaminací Modřice. Kontaminace je v Modřicích způsobena pravděpodobně kombinací blízké čistírny odpadních vod a významné komunikace. Vzorky z lokalit Brna a Kuřimi mají podobnou míru kontaminace. Vzorky v Brně byly odebrány v blízkosti významné dopravní komunikace, v Kuřimi poblíž průmyslového podniku. Nejnižší kontaminace byla dle vypočítaných indexů v Újezdu u Brna. Z analyzovaných prvků vyčnívá dle vypočítaných indexů nejvíce kontaminace rtutí.

6 SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

- [1] HARTEMINK, A.E. Chapter Two: The definition of soil since the early 1800s. *Advances in agronomy*. 2016, roč. 137, č. 60, s. 73. ISSN 0065-2113. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.12.001>.
- [2] DUBEY, Megha a VERMA, Nidhi. Soil Health and Nutrient Management. In: SHINDE, Yuvraj Arjun. *Advances in Agricultural and Horticultural Sciences*. 2022, s. 696-704. ISBN 978-93-5607-484-2.
- [3] *Definice půdy*. Online. Ministerstvo životního prostředí. Dostupné z: https://www.mzp.cz/cz/definice_pudy. [cit. 2025-01-06].
- [4] *Základy pedologie a ochrany půdy*. Online. Česká zemědělská univerzita v Praze, 2018. ISBN 978-80-213-2876-1. Dostupné z: https://katedry.czu.cz/storage/194/7390_zaklady-pedologie-a-ochrany-pudy.pdf. [cit. 2025-01-11].
- [5] SVERDRUP, Harald. Chemical weathering of soil minerals and the role of biological processes. *Fungal biology reviews*. 2009, roč. 23, č. 4, s. 94-100. ISSN 1749-4613. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.fbr.2009.12.001>. [cit. 2025-01-06].
- [6] *The Carbon Cycle and Earth's Climate*. Online. Columbia. Dostupné z: <https://www.columbia.edu/~vjd1/carbon.htm>. [cit. 2025-01-06].
- [7] HARTMANN, Jens; JANSEN, Nils; DÜRR, Hans H.; KEMPE, Stephan a KÖHLER, Peter. Global CO₂-consumption by chemical weathering: What is the contribution of highly active weathering regions? *Global and planetary change*. 2009, roč. 69, č. 4, s. 185-194. ISSN 0921-8181. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2009.07.007>.
- [8] FINLAY, Roger D; MAHMOOD, Shahid; ROSENSTOCK, Nicholas; BOLOU-BI, Emile B; KÖHLER, Stephan J et al. Reviews and syntheses: Biological weathering and its consequences at different spatial levels – from nanoscale to global scale. *Biogeosciences*. 2020, roč. 17, č. 6, s. 1507-1533. ISSN 1726-4189. Dostupné z: <https://doi.org/10.5194/bg-17-1507-2020>.
- [9] ADAMO, Paola a VIOLANTE, Pietro. Weathering of rocks and neogenesis of minerals associated with lichen activity. *Applied Clay Science*. 2000, roč. 16, č. 5, s. 229-256. ISSN 0169-1317. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0169-1317\(99\)00056-3](https://doi.org/10.1016/S0169-1317(99)00056-3).
- [10] ZHAO, Xuanxuan; ZHANG, Jiaying; MA, Ruijun; LUO, Hui; WAN, Tao et al. Worldwide Examination of Magnetic Responses to Heavy Metal Pollution in Agricultural Soils. Online. *Agriculture (Basel)*. 2024, roč. 14, č. 5, s. 702. ISSN 2077-0472. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/agriculture14050702>. [cit. 2025-01-06].
- [11] BURAKOV, Alexander E.; GALUNIN, Evgeny V.; BURAKOVA, Irina V.; KUCHEROVA, Anastassia E.; AGARWAL, Shilpi et al. Adsorption of heavy metals on conventional and nanostructured materials for wastewater treatment purposes: A review. *Ecotoxicology and environmental safety*. 2018, roč. 148, č. 2, s. 702-712. ISSN 0147-6513. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.034>.

- [12] WUANA, Raymond A.; OKIEIMEN, Felix E.; STEINMAN, A. D. a MONTUELLE, B. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN ecology (Cairo)*. 2011, roč. 2011, č. 2011, s. 1-20. ISSN 2090-4614. Dostupné z: <https://doi.org/10.5402/2011/402647>.
- [13] ZWOLAK, Aneta; SARZYŃSKA, Magdalena; SZPYRKA, Ewa a STAWARCZYK, Kinga. Sources of Soil Pollution by Heavy Metals and Their Accumulation in Vegetables: a Review. *Water, air, and soil pollution*. 2019, roč. 230, č. 7, s. 1-9. ISSN 0049-6979. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4221-y>.
- [14] *Heavy Metals*. Online. UNEP. Dostupné z: <https://www.unep.org/cep/heavy-metals>. [cit. 2025-01-06].
- [15] GUTIÉRREZ, Mélida; MICKUS, Kevin a CAMACHO, Lucy Mar. Abandoned Pb Zn mining wastes and their mobility as proxy to toxicity: A review. *The Science of the total environment*. 2016, roč. 565, č. 9, s. 392-400. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.143>.
- [16] WEI, Chaoyang; WANG, Cheng a YANG, Linsheng. Characterizing spatial distribution and sources of heavy metals in the soils from mining-smelting activities in Shuikoushan, Hunan Province, China. *Journal of environmental sciences (China)*. 2009, roč. 21, č. 9, s. 1230-1236. ISSN 1001-0742. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62409-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62409-2).
- [17] LI, Junhui; LU, Ying; YIN, Wei; GAN, Haihua; ZHANG, Chao et al. Distribution of heavy metals in agricultural soils near a petrochemical complex in Guangzhou, China. *Environmental monitoring and assessment*. 2009, roč. 153, č. 1-4, s. 365-375. ISSN 0167-6369. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0363-x>.
- [18] KEEGAN, T.J.; FARAGO, M.E.; THORNTON, I.; HONG, Bing; COLVILE, R.N. et al. Dispersion of As and selected heavy metals around a coal-burning power station in central Slovakia. *The Science of the total environment*. 2006, roč. 358, č. 1, s. 61-71. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.03.020>.
- [19] ZWOLAK, Aneta; SARZYŃSKA, Magdalena; SZPYRKA, Ewa a STAWARCZYK, Kinga. Sources of Soil Pollution by Heavy Metals and Their Accumulation in Vegetables: a Review. *Water, air, and soil pollution*. 2019, roč. 230, č. 7, s. 1-9. ISSN 0049-6979. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4221-y>.
- [20] NZIGUHEBA, Generose a SMOLDERS, Erik. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *The Science of the total environment*. 2008, roč. 390, č. 1, s. 53-57. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.09.031>.
- [21] ALENGBAWY, Ahmed; ABDELKHALEK, Sara Taha; QURESHI, Sundas Rana a WANG, Man-qun. Heavy Metals and Pesticides Toxicity in Agricultural Soil and Plants: Ecological Risks and Human Health Implications. Online. *Toxics (Basel)*. 2021, roč. 9, č. 3, s. 42. ISSN 2305-6304. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>. [cit. 2025-01-07].

[22] WANG, Xiaobing; LIU, Wuxing; LI, Zhengao; TENG, Ying; CHRISTIE, Peter et al. Effects of long-term fertilizer applications on peanut yield and quality and plant and soil heavy metal accumulation. *Pedosphere*. 2020, roč. 30, č. 4, s. 555-562. ISSN 1002-0160. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60457-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60457-0).

[23] RASHID, Abdur; SCHUTTE, Brian J.; ULERY, April; DEYHOLOS, Michael K.; SANOGO, Soum et al. Heavy Metal Contamination in Agricultural Soil: Environmental Pollutants Affecting Crop Health. *Agronomy (Basel)*. 2023, roč. 13, č. 6, s. 1521. ISSN 2073-4395. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/agronomy13061521>.

[24] HUBER, Maximilian; WELKER, Antje a HELMREICH, Brigitte. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *The Science of the total environment*. 2016, roč. 541, č. 1, s. 895-919. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.033>.

[25] KAYHANIAN, Masoud; FRUCHTMAN, Boaz D.; GULLIVER, John S.; MONTANARO, Comasia; RANIERI, Ezio et al. Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water research (Oxford)*. 2012, roč. 46, č. 20, s. 6609-6624. ISSN 0043-1354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.026>.

[26] SMOLDERS, Erik a DEGRYSE, Fien. Fate and Effect of Zinc from Tire Debris in Soil. *Environmental science & technology*. 2002, roč. 36, č. 17, s. 3706-3710. ISSN 0013-936X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/es025567p>.

[27] LEGRET, M.; PAGOTTO, C.; HARRISON, Rm a HAMILTON, RS (eds). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Science of the total environment*. 1999, roč. 235, č. 1, s. 143-150. ISSN 0048-9697. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00207-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00207-7).

[28] BÄCKSTRÖM, Mattias; KARLSSON, Stefan; BÄCKMAN, Lars; FOLKESON, Lennart a LIND, Bo. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water research (Oxford)*. 2004, roč. 38, č. 3, s. 720-732. ISSN 0043-1354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.11.006>.

[29] ALONSO ALVAREZ, E; CALLEJON MOCHON, M; JIMENEZ SANCHEZ, J. C a TERNERO RODRIGUEZ, M. Heavy metal extractable forms in sludge from wastewater treatment plants. *Chemosphere (Oxford)*. 2002, roč. 47, č. 7, s. 765-775. ISSN 0045-6535. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00021-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00021-8).

[30] WANI, Ab Latif; ARA, Anjum a USMANI, Jawed Ahmad. Lead toxicity: a review. *Interdisciplinary toxicology*. 2015, roč. 8, č. 2, s. 55-64. ISSN 1337-6853. Dostupné z: <https://doi.org/10.1515/intox-2015-0009>.

[31] MARTIN, Sabine a GRISWOLD, Wendy. Human health effects of heavy metals. *Environmental science and technology briefs for citizens*. 2009, roč. 1, č. 15, s. 1-5.

[32] KUMAR, Amit; KUMAR, Amit; M M S, Cabral-pinto; CHATURVEDI, Ashish K; SHABNAM, Aftab A et al. Lead Toxicity: Health Hazards, Influence on Food Chain, and

Sustainable Remediation Approaches. *International journal of environmental research and public health*. 2020, roč. 17, č. 7, s. 2179. ISSN 1660-4601. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/ijerph17072179>.

[33] JAISHANKAR, Monisha; TSETEN, Tenzin; ANBALAGAN, Naresh; MATHEW, Blessy B. a BEEREGOWDA, Krishnamurthy N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary toxicology*. 2014, roč. 7, č. 2, s. 60-72. ISSN 1337-6853. Dostupné z: <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>.

[34] *Lead poisoning*. Online. WHO. Dostupné z: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>. [cit. 2025-01-07].

[35] MITRA, Saikat; CHAKRABORTY, Arka Jyoti; TAREQ, Abu Montakim; EMRAN, Talha Bin; NAINU, Firzan et al. Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University. Science*. 2022, roč. 34, č. 3, s. 101865. ISSN 1018-3647. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>.

[36] GUSTIN, Mae Sexauer; LINDBERG, Steven E. a WEISBERG, Peter J. An update on the natural sources and sinks of atmospheric mercury. *Applied geochemistry*. 2008, roč. 23, č. 3, s. 482-493. ISSN 0883-2927. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.12.010>.

[37] *Health Effects of Exposures to Mercury*. Online. EPA. Dostupné z: <https://www.epa.gov/mercury/health-effects-exposures-mercury>. [cit. 2025-01-11].

[38] KUNGOLOS, Athanassios; AOYAMA, Isao a MURAMOTO, S. Toxicity of Organic and Inorganic Mercury to *Saccharomyces cerevisiae*. *Ecotoxicology and environmental safety*. 1999, roč. 43, č. 2, s. 149-155. ISSN 0147-6513. Dostupné z: <https://doi.org/10.1006/eesa.1999.1767>.

[39] PAVITHRA, K. Grace; SUNDARRAJAN, P.; KUMAR, P. Senthil a RANGASAMY, Gayathri. Mercury sources, contaminations, mercury cycle, detection and treatment techniques: A review. *Chemosphere (Oxford)*. 2023, roč. 312, č. 1, s. 137314. ISSN 0045-6535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137314>.

[40] GENCHI, Giuseppe; SINICROPI, Maria Stefania; LAURIA, Graziantonio; CAROCCI, Alessia a CATALANO, Alessia. The Effects of Cadmium Toxicity. *International journal of environmental research and public health*. 2020, roč. 17, č. 11, s. 3782. ISSN 1660-4601. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/ijerph17113782>.

[41] *Cadmium*. Online. OSHA. Dostupné z: <https://www.osha.gov/cadmium>. [cit. 2025-01-07].

[42] *Public Health Statement for Cadmium*. Online. ASTDR. Dostupné z: <https://wwwn.cdc.gov/TSP/PHS/PHS.aspx?phsid=46&toxid=15>. [cit. 2025-01-07].

[43] *Cadmium*. Online. UNEP. Dostupné z: <https://www.unep.org/topics/chemicals-and-pollution-action/pollution-and-health/heavy-metals/cadmium>. [cit. 2025-01-07].

[44] *Copper*. Online. ASTDR. Dostupné z: <https://wwwn.cdc.gov/tsp/substances/ToxSubstance.aspx?toxid=37>. [cit. 2025-03-01].

- [45] URIU-ADAMS, Janet Y. a KEEN, Carl L. Copper, oxidative stress, and human health. *Molecular aspects of medicine*. 2005, roč. 26, č. 4-5, s. 268-298. ISSN 0098-2997. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.mam.2005.07.015>.
- [46] *Public Health Statement for Zinc*. Online. ATSDR. Dostupné z: <https://wwwn.cdc.gov/TSP/PHS/PHS.aspx?phsid=300&toxid=54>. [cit. 2025-03-01].
- [47] SHANKER, Arun K.; CERVANTES, Carlos; LOZA-TAVERA, Herminia a AVUDAINAYAGAM, S. Chromium toxicity in plants. *Environment international*. 2005, roč. 31, č. 5, s. 739-753. ISSN 0160-4120. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.02.003>.
- [48] *Chromium: toxicological overview*. Online. GOV.UK. Dostupné z: <https://www.gov.uk/government/publications/chromium-general-information-incident-management-and-toxicology/chromium-toxicological-overview#health-effects-of-acute-or-single-exposure>. [cit. 2025-01-08].
- [49] DENKHAUS, E. a SALNIKOW, K. Nickel essentiality, toxicity, and carcinogenicity. *Critical reviews in oncology/hematology*. 2002, roč. 42, č. 1, s. 35-56. ISSN 1040-8428. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S1040-8428\(01\)00214-1](https://doi.org/10.1016/S1040-8428(01)00214-1).
- [50] SINICROPI, Maria Stefania; AMANTEA, Diana; CARUSO, Anna a SATURNINO, Carmela. Chemical and biological properties of toxic metals and use of chelating agents for the pharmacological treatment of metal poisoning. Online. *Archives of toxicology*. 2010, roč. 84, č. 7, s. 501-520. ISSN 0340-5761. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s00204-010-0544-6>. [cit. 2025-01-08].
- [51] SUNDERMAN, JR., F. William. Nasal Toxicity, Carcinogenicity, and Olfactory Uptake of Metals. *Annals of clinical and laboratory science*. 2001, roč. 31, č. 1, s. 3-24. ISSN 0091-7370.
- [52] DAS, Kusal K; REDDY, R Chandramouli; BAGOJI, Ishwar B; DAS, Swastika; BAGALI, Shrilaxmi et al. Primary concept of nickel toxicity - an overview. *Journal of Basic and Clinical Physiology and Pharmacology*. 2018, roč. 30, č. 2, s. 141-152. ISSN 2191-0286.
- [53] WEISSMANNOVÁ, Helena Doležalová a PAVLOVSKÝ, Jiří. Indices of soil contamination by heavy metals – methodology of calculation for pollution assessment (minireview). *Environmental monitoring and assessment*. 2017, roč. 189, č. 12, s. 616-25. ISSN 0167-6369. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6340-5>.
- [54] ANTONIADIS, Vasileios; LEVIZOU, Efi; SHAHEEN, Sabry M.; OK, Yong Sik; SEBASTIAN, Abin et al. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. *Earth-science reviews*. 2017, roč. 171, č. 8, s. 621-645. ISSN 0012-8252. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.06.005>.
- [55] HARIS, Hazzeman; LOOI, Ley Juen; ARIS, Ahmad Zaharin; MOKHTAR, Nor Farhanna; AYOB, Nur Ain Ayunie et al. Geo-accumulation index and contamination factors of heavy metals (Zn and Pb) in urban river sediment. *Environmental geochemistry and health*. 2017, roč.

39, č. 6, s. 1259-1271. ISSN 0269-4042. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9971-0>.

[56] JI, Yaqin; FENG, Yinchang; WU, Jianhui; ZHU, Tan; BAI, Zhipeng et al. Using geoaccumulation index to study source profiles of soil dust in China. *Journal of environmental sciences (China)*. 2008, roč. 20, č. 5, s. 571-578. ISSN 1001-0742. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62096-3](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62096-3).

[57] LOSKA, K; WIECHULA, D; BARSKA, B; CEBULA, E a CHOJNECKA, A. Assessment of Arsenic Enrichment of Cultivated Soils in Southern Poland. *Polish journal of environmental studies*. 2003, roč. 12, č. 2, s. 187-187. ISSN 1230-1485.

[58] BERN, Carleton R.; WALTON-DAY, Katie a NAFTZ, David L. Improved enrichment factor calculations through principal component analysis: Examples from soils near breccia pipe uranium mines, Arizona, USA. *Environmental pollution (1987)*. 2019, roč. 248, č. 5, s. 90-100. ISSN 0269-7491. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.122>.

[59] LOSKA, Krzysztof; CEBULA, Jan; PELCZAR, Jacek; WIECHUA, Danuta a KWAPULISKI, Jerzy. Use of Enrichment, and Contamination Factors Together with Geoaccumulation Indexes to Evaluate the Content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik Water Reservoir in Poland. *Water, air, and soil pollution*. 1997, roč. 93, č. 1-4, s. 347-365. ISSN 0049-6979. Dostupné z: <https://doi.org/10.1023/A:1022121615949>.

[60] KOWALSKA, Joanna Beata; MAZUREK, Ryszard; GAŚIOREK, Michał a ZALESKI, Tomasz. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. *Environmental geochemistry and health*. 2018, roč. 40, č. 6, s. 2395-2420. ISSN 0269-4042. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0106-z>.

[61] ABRAHIM, G. M. S a PARKER, R. J. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental monitoring and assessment*. 2008, roč. 136, č. 1-3, s. 227-238. ISSN 0167-6369. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9678-2>.

[62] INENGITE, A. K.; ABASI, C. Y. a WALTER, C. Application of Pollution Indices for the Assessment of Heavy Metal Pollution in Flood Impacted Soil. *International Research Journal of Pure & Applied Chemistry*. 2015, roč. 8, č. 3, s. 175-189. ISSN 2231-3443.

[63] LIU, Wen-hua; ZHAO, Jing-zhu; OUYANG, Zhi-yun; SÖDERLUND, Leif a LIU, Guo-hua. Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China. *Environment international*. 2005, roč. 31, č. 6, s. 805-812. ISSN 0160-4120. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.042>.

[64] GUO, Weihua; LIU, Xianbin; LIU, Zhanguang a LI, Guofeng. Pollution and Potential Ecological Risk Evaluation of Heavy Metals in the Sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Procedia environmental sciences*. 2010, roč. 2, s. 729-736. ISSN 1878-0296. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.084>.

- [65] CHEN, Haiyang; TENG, Yanguo; LU, Sijin; WANG, Yeyao a WANG, Jinsheng. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. Online. *The Science of the total environment*. 2015, roč. 512-513, č. 4, s. 143-153. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.025>. [cit. 2025-01-08].
- [66] MAO, Changping; SONG, Yinxian; CHEN, Lingxiao; JI, Junfeng; LI, Jizhou et al. Human health risks of heavy metals in paddy rice based on transfer characteristics of heavy metals from soil to rice. *Catena (Giessen)*. 2019, roč. 175, č. 4, s. 339-348. ISSN 0341-8162. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.12.029>.
- [67] GRŽETIĆ, Ivan a GHARANI, Rabia H. Ahmed. Potential health risk assessment for soil heavy metal contamination in the central zone of Belgrade (Serbia). *Journal of the Serbian Chemical Society*. 2008, roč. 73, č. 8-9, s. 923–934. ISSN 0352-5139.
- [68] LIU, Xingmei; SONG, Qiujin; TANG, Yu; LI, Wanlu; XU, Jianming et al. Human health risk assessment of heavy metals in soil–vegetable system: A multi-medium analysis. *The Science of the total environment*. 2013, roč. 463-464, č. 10, s. 530-540. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.064>.
- [69] KHALID, Sana; SHAHID, Muhammad; NIAZI, Nabeel Khan; MURTAZA, Behzad; BIBI, Irshad et al. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of geochemical exploration*. 2017, roč. 182, č. 11, s. 247-268. ISSN 0375-6742. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>.
- [70] LIU, Lianwen; LI, Wei; SONG, Weiping a GUO, Mingxin. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *The Science of the total environment*. 2018, roč. 633, č. 8, s. 206-219. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161>.
- [71] DADRASNIA, Arezoo; SHAHSAVARI, Nasser a EMENIKE, Chijioke. Remediation of Contaminated Sites. Online. In: *Hydrocarbon*. InTech publisher, 2013, s. 65-82. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/285925425_Remediation_of_Contaminated_Sites. [cit. 2025-03-05].
- [72] RIGOLETTO, Monica; CALZA, Paola; GAGGERO, Elisa; MALANDRINO, Mery a FABBRI, Debora. Bioremediation Methods for the Recovery of Lead-Contaminated Soils: A Review. Online. *Applied sciences*. 2020, roč. 10, č. 10, s. 3528. ISSN 2076-3417. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/app10103528>. [cit. 2025-01-08].
- [73] GHOSH, M. a SINGH, S.P. A REVIEW ON PHYTOREMEDIATION OF HEAVY METALS AND UTILIZATION OF ITS BYPRODUCTS. *APPLIED ECOLOGY AND ENVIRONMENTAL RESEARCH*. 2005, roč. 3, č. 1, s. 1-18. ISSN 2328-3912.
- [74] PEJMAN, Amirhossein; NABI BIDHENDI, Gholamreza; ARDESTANI, Mojtaba; SAEEDI, Mohsen a BAGHVAND, Akbar. A new index for assessing heavy metals contamination in sediments: A case study. *Ecological indicators*. 2015, roč. 58, č. 11, s. 365-373. ISSN 1470-160X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.012>.

- [75] ZBÍRAL, Jiří. *Analýza půd : jednotné pracovní postupy*. Vyd.2. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, 2002.
- [76] ČSN ISO 11465 (836635), *Kvalita půdy - Stanovení hmotnostního podílu sušiny a hmotnostní vlhkosti půdy - Gravimetrická metoda*. 5. 1998.
- [77] ČSN EN ISO 10390 (836221), *Půdy, upravený bioodpad a kaly - Stanovení pH*. 10. 2022.
- [78] *Mapy.cz* [online]. [cit. 2025-04-05]. Dostupné z: <https://mapy.cz>

7 SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1: Mapa vzorků z Kuřimi

Příloha 2: Mapa vzorků z Brna

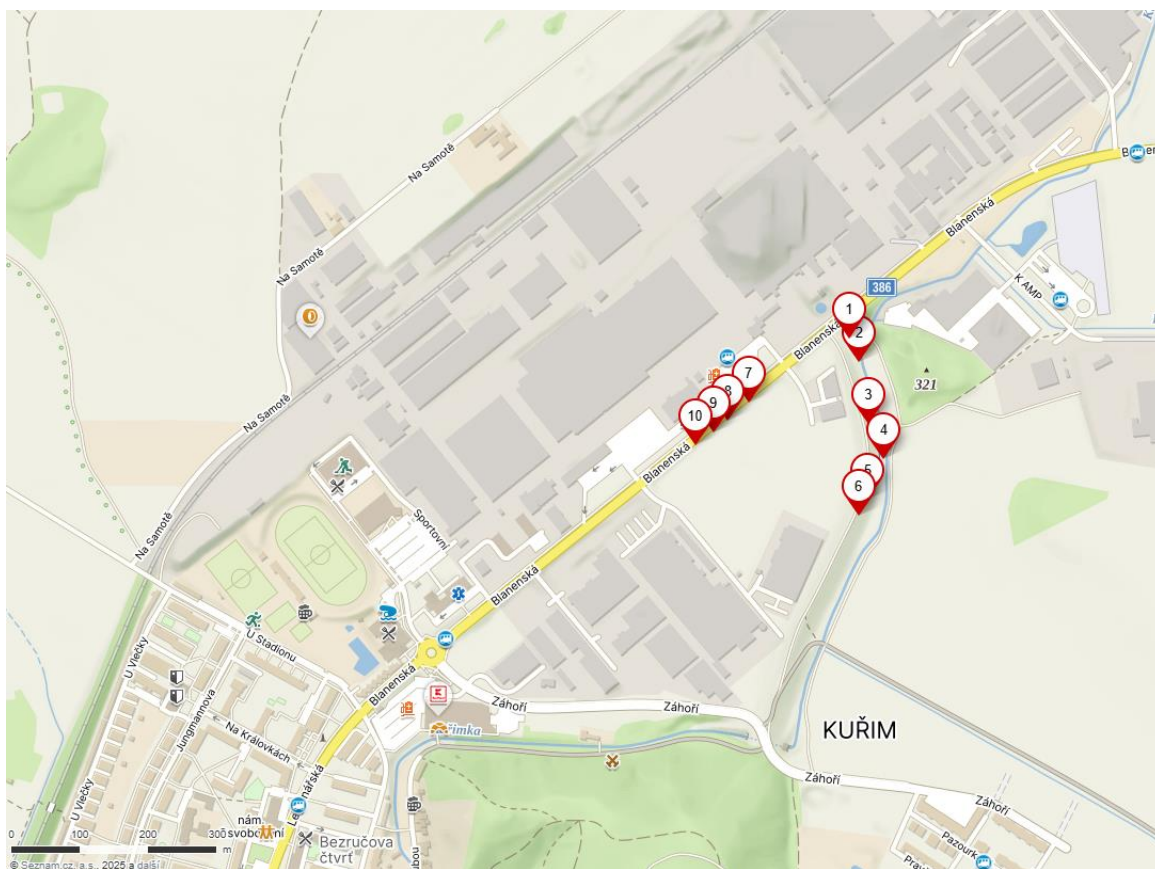
Příloha 3: Mapa vzorků z Újezdu u Brna

Příloha 4: Mapa vzorků z Modřic

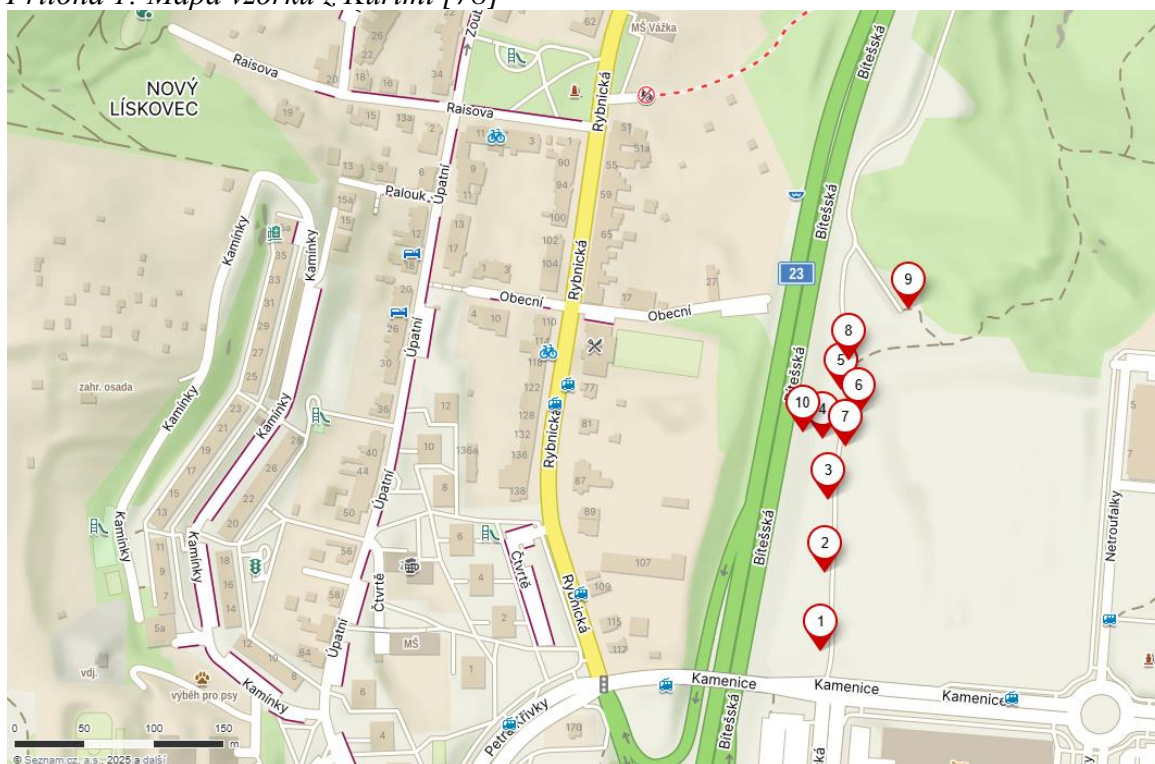
Příloha 5: Naměřené hodnoty pH, sušiny a koncentrace prvků

Příloha 6: Naměřené hodnoty pH, sušiny a koncentrace prvků

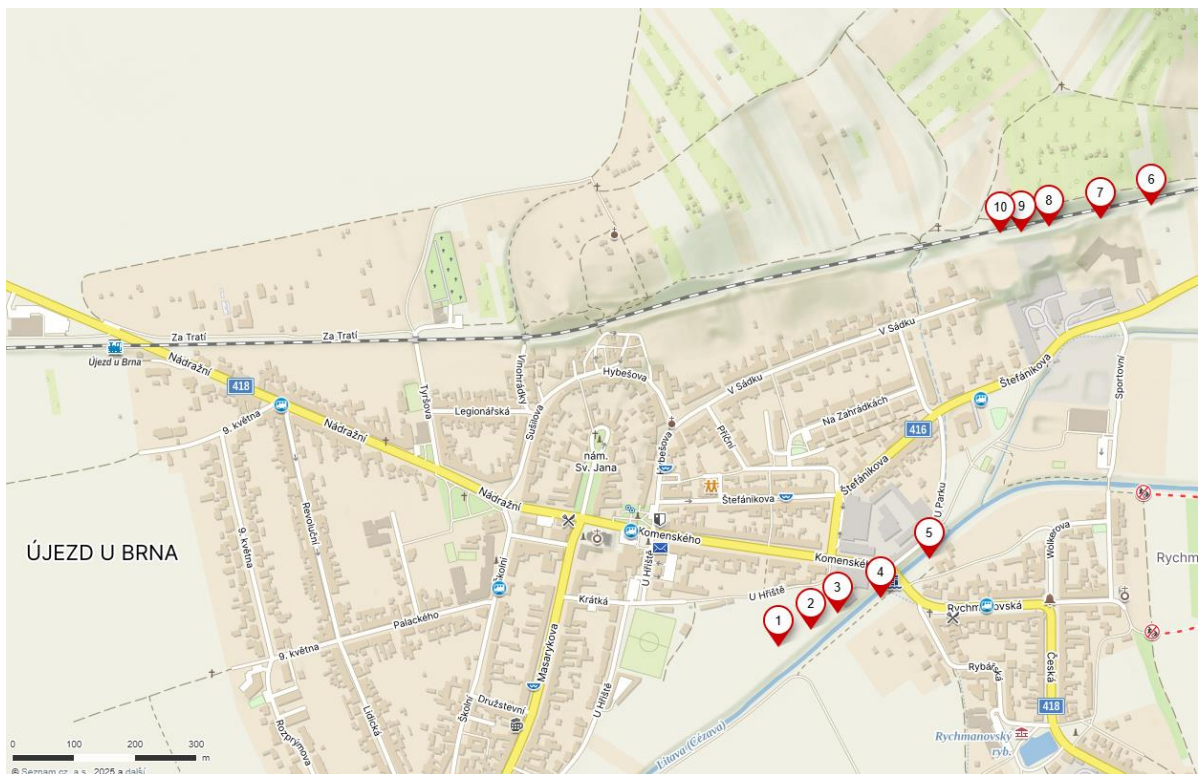
8 PŘÍLOHY



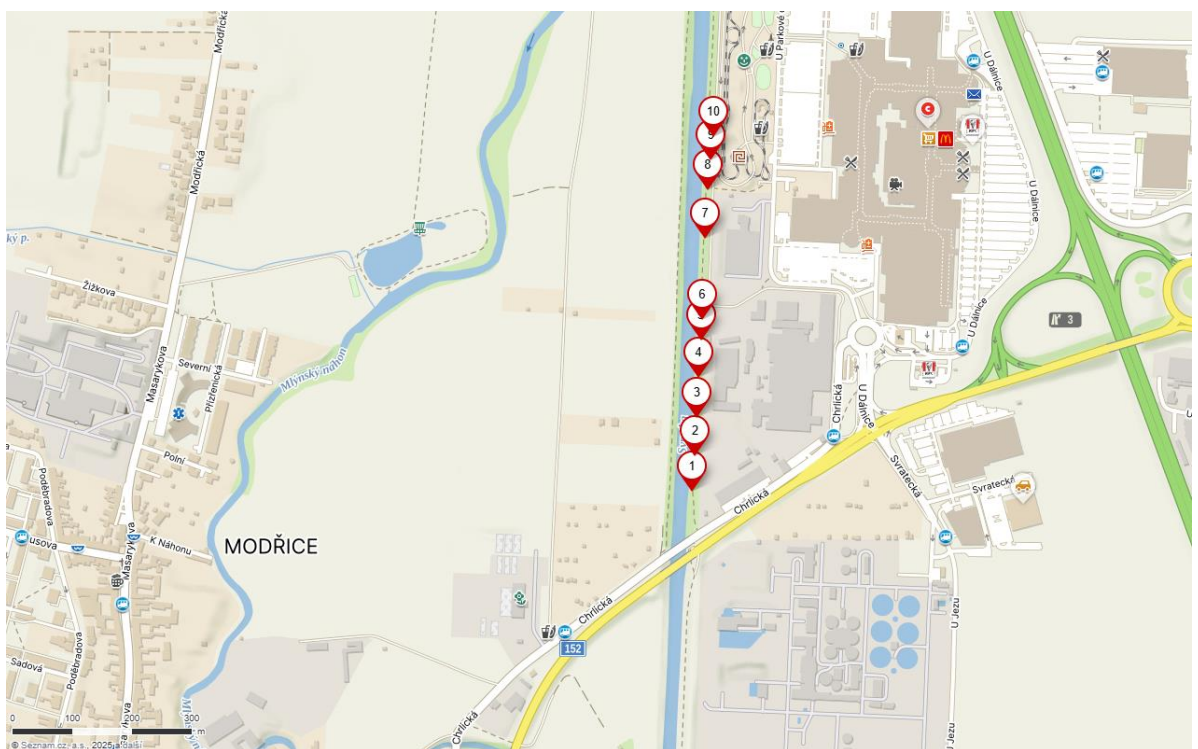
Príloha 1: Mapa vzorků z Kuřimi [78]



Príloha 2: Mapa vzorků z Brna [78]



Příloha 3: Mapa vzorků z Újezdu u Brna [78]



Příloha 4: Mapa vzorků z Modřic [78]

Příloha 5: Naměřené hodnoty pH, sušiny a koncentrace prvků

Vzorek	pH	Sušina (%)	Hg (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cd (mg/kg)
Brno 1	7,33	88,1	0,11887	61,0	39,6	73,6	31,5	<LOD
Brno 2	7,29	90,2	0,04865	44,6	39,5	61,5	27,9	<LOD
Brno 3	7,26	88,7	0,05105	38,8	36,0	55,5	24,4	<LOD
Brno 4	7,28	91,4	0,03287	39,3	33,8	51,4	23,2	<LOD
Brno 5	7,31	92,4	0,04480	36,9	33,7	53,9	22,3	<LOD
Brno 6	7,14	93,0	0,07615	42,3	37,0	61,0	22,7	<LOD
Brno 7	7,34	87,8	0,01669	23,5	23,6	31,7	14,2	<LOD
Brno 8	6,95	88,1	0,03355	53,7	38,1	68,6	28,4	<LOD
Brno 9	7,07	90,5	0,02206	36,5	37,7	55,8	22,1	<LOD
Brno 10	7,09	91,6	0,06065	56,0	36,1	66,4	29,2	<LOD
Kuřim 1	7,54	91,2	0,03487	47,3	32,7	95,4	41,2	<LOD
Kuřim 2	7,78	93,1	0,05570	45,5	36,0	123,6	42,5	<LOD
Kuřim 3	7,13	95,4	0,06165	42,8	34,7	83,3	31,1	<LOD
Kuřim 4	7,09	94,8	0,06368	48,1	40,1	85,5	32,0	<LOD
Kuřim 5	7,2	92,1	0,04582	50,0	33,5	107,0	35,9	<LOD
Kuřim 6	6,91	89,6	0,04823	65,1	43,3	74,9	30,9	<LOD
Kuřim 7	6,43	92,5	0,06760	48,5	25,3	61,1	30,4	<LOD
Kuřim 8	6,8	91,5	0,03113	58,4	45,4	99,3	42,5	<LOD
Kuřim 9	6,88	93,4	0,03644	35,1	26,2	56,9	23,6	<LOD
Kuřim 10	6,92	90,4	0,04060	46,2	38,4	83,4	41,0	<LOD

Příloha 6: Naměřené hodnoty pH, sušiny a koncentrace prvků

Vzorek	pH	Sušina (%)	Hg (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cd (mg/kg)
Modřice 1	6,97	87,4	0,21226	38,3	58,9	159,2	23,6	<LOD
Modřice 2	6,94	89,1	0,27487	100,6	72,8	251,6	72,5	<LOD
Modřice 3	6,63	90,3	0,20369	58,6	49,4	127,0	39,3	<LOD
Modřice 4	6,84	92,6	0,55350	54,1	51,3	150,1	44,9	<LOD
Modřice 5	6,84	91,5	0,25242	60,6	56,0	186,4	57,8	<LOD
Modřice 6	6,94	93,8	0,22014	45,0	44,4	93,1	29,5	<LOD
Modřice 7	7,06	92,4	0,09717	54,4	43,8	95,7	31,1	<LOD
Modřice 8	6,88	95,1	0,14470	36,6	37,0	162,8	43,4	<LOD
Modřice 9	6,74	94,7	0,08709	50,9	44,0	101,2	30,7	<LOD
Modřice 10	6,88	92,0	0,10895	65,8	53,0	62,4	37,1	<LOD
Újezd 1	7,3	89,7	0,03266	51,3	39,7	66,0	29,0	<LOD
Újezd 2	7,31	88,3	0,03885	48,0	36,9	68,7	28,8	<LOD
Újezd 3	7,24	89,1	0,04374	38,3	36,1	58,3	26,5	<LOD
Újezd 4	7,28	90,4	0,03821	28,0	25,6	43,7	24,4	<LOD
Újezd 5	7,25	91,5	0,04050	28,9	38,0	46,2	20,7	<LOD
Újezd 6	7,27	93,8	0,05355	20,8	34,0	42,5	18,9	<LOD
Újezd 7	7,26	89,2	0,04464	36,0	35,0	66,6	24,3	<LOD
Újezd 8	7,15	91,0	0,07382	46,3	53,1	64,3	46,5	<LOD
Újezd 9	7,32	90,4	0,01630	69,4	58,0	174,9	18,7	<LOD
Újezd 10	7,48	87,8	0,02856	47,0	30,3	66,1	21,9	<LOD