

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



**Výskyt toxických kovů ve vodních
ekosystémech pramenů Lužických hor**

Diplomová práce

Vypracoval: Bc. Evžen Nesrovnal

Vedoucí práce: prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Praha 2018



PROJEKTOVÝ RÁMEC



**Prameny spojují
krajiny a státy
Springs connect**

Tato diplomová práce byla vytvořena ve spolupráci s projektem *Prameny spojují krajiny a státy – environmentální vzdělávání a kooperace v regionu Liberec – Zittau* (Springs connect countries and states - environmental education and cooperation in the region Liberec-Zittau), který je financován Evropským fondem pro regionální rozvoj, # 100249739, 2016 – 2019.



European Union
European Regional
Development Fund



Ahoj sousede. Hallo Nachbar.
Interreg V A / 2014 – 2020

Obecné zdroje informací o charakteristikách pramenů patří do databáze projektu, která byla vytvořena multidisciplinárním týmem ze tří univerzit, za účasti autora diplomové práce.

- Technická univerzita v Liberci
- Česká zemědělská univerzita v Praze
- Technická univerzita v Drážďanech

Informace o projektu

Hlavním cílem projektu je vytvoření kooperativní sítě akademických i neakademických institucí působících přímo či nepřímo v pohraniční oblasti Liberec – Zittau. Cílem je také společné environmentální vzdělávání, vzájemné předávání znalostí, mobilita studentů a expertů v oborech geografie, hydrologie a ekologie pramenů v této lokalitě. Tato síť má za úkol vytvořit základy pro akreditovaný obor dvojitého diplomu (double degree program).



TECHNICAL
UNIVERSITY
OF LIBEREC
www.tul.cz



ČESKÁ
ZEMĚDĚLSKÁ
UNIVERZITA V PRAZE



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DRESDEN



Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci „*Výskyt toxických kovů ve vodních ekosystémech pramenů Lužických hor*“ vypracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace řádně cituji v seznamu použité literatury.

V Praze dne 8. dubna 2018

.....

podpis



Poděkování

Tímto bych chtěl poděkovat hlavně Mgr. Lucii Závorkové a Ing. Jiřímu Závorkovi za jejich pomoc, cenné rady a podporu při vypracování této diplomové práce.

Za odborné vedení děkuji prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph. D. a dále děkuji Ing. Lucii Součkové za její ochotu a vstřícný přístup při terénních a laboratorních pracích.



Abstrakt

Koncentrace Fe, Mn, Zn, Pb, Ni, Cu a Cd v sedimentu a biotě pramenů Lužických hor a Žitavské pánve byly stanoveny pomocí metody AAS, atomovým absorpčním spektrometrem (F55AAS) a grafitovým kyvetovým atomizérem AA (GTA 120). Sedimenty byly podrobeny sekvenční analýze a mikrovlnnému rozkladu (US EPA 3052). Množství rozpuštěného kyslíku a konduktivita se ve sledovaných pramenech při jarních a podzimních měřeních téměř nezměnily. Teplota se na jaře pohybovala od 7,1 - 22,5 °C, zatímco na podzim 7,1-14,6 °C. Na podzim byl zaznamenán celkový pokles pH ve sledovaných pramenech, největší pokles pH mezi jarem a podzimem byl sledován u BS1040, zde se pH snížilo z hodnoty 7,86 na 5,84. Koncentrace kovů v celkové frakci sedimentu se na podzim pohybovaly u Fe 1040-45 897 mg/kg, Mn 23,07-2 041 mg/kg, Pb 5,32-74,78 mg/kg, Zn 12,93-43,24 mg/kg, Ni 0,86-62,86 mg/kg, Cu pod mezí detekce (pmd)-14,98 mg/kg, Cd pmd-0,82 mg/kg. Koncentrace kovů v biotě měly rozsah u Fe 631,8-16 381 mg/kg, Mn 42,16-914,6 mg/kg, Pb pmd-8,97 mg/kg, Zn 29,01-489,1 mg/kg, Ni pmd-40,59 mg/kg, Cu pmd-97,22 mg/kg, Cd pmd-0,98 mg/kg. Podle logaritmického distribučního koeficientu ($\log K_d$) byl nejsnáze uvolňovaným prvkem ve sledovaných pramenech nikl, kde platilo, že hodnota byla vždy $\log K_d < 4$, s výjimkou AN1037. Koeficient rizika odhalil, že sediment v pramenech není významně znečištěn toxickými kovy. Pouze pramen BN2244 s indexem rizika 2,19 u olova spadá do kategorie $2 < HQ < 10$, což poukazuje na středně znečištěný pramen. Akumulační linka z průměrných koncentrací kovů ze sedimentu je následující: Fe>Mn>Zn>Pb>Ni>Cu>Cd.

Klíčová slova

Toxické kovy, sediment, pramen, Lužické hory, makrozoobentos



Abstract

The concentration of Fe, Mn, Zn, Pb, Ni, Cu and Cd in spring sediment and biota collected in Lužické mountains and Žitavské basin were determined using AAS method, by Atomic Absorption Spectrometer (F55AAS) and graphite tube atomizer AA (GTA 120). Sediments were subjected to sequential extraction and microwave digestion (US EPA 3052). Concentration of dissolved oxygen and electrical conductivity were almost the same in spring and autumn season. Lower pH was detected in autumn season, significant decrease was detected in BN1040 where pH decreased from 7,86 to 5,84 in autumn. The toxic metals concentrations in sediment of total fraction in autumn season ranged from 1 040-45 897 mg/kg Fe, 23,07-2 041 mg/kg Mn, 5,32-74,78 mg/kg Pb, 12,93-43,24 mg/kg Zn, 0,86-62,86 mg/kg Ni, under detection limit (pmd)-14,98 mg/kg Cu, pmd-0,82 mg/kg Cd. The toxic metals concentrations in biota ranged from 631,8-16 381 mg/kg Fe, 42,16-914,6 mg/kg Mn, pmd-8,97 mg/kg Pb, 29,01-489,1 mg/kg Zn, pmd-40,59 mg/kg Ni, pmd-97,22 mg/kg Cu, pmd-0,98 mg/kg Cd. According to the logarithmic distribution coefficient – $\log K_d$, the most easily released metal from the sediment is Ni, value of $\log K_d < 4$ was detected in all springs with exception AN1037. According to hazard quotient sediments of springs do not seem to be significantly loaded by toxic metals. Only BN2244 fits to category $2 < HQ < 10$ for Pb, which is pointing to moderate pollution. Following order of the toxic metals concentration in sediment is: Fe>Mn>Zn>Pb>Ni>Cu>Cd.

Key words

Toxic metals, sediment, spring, Lužické mountains, macrozoobenthos



Seznam použitých zkratk a termínů

AAS – atomová absorpční spektrometrie

BSAF – faktor akumulace sedimentu biotou (biota sediment accumulation factor)

BSK – biochemická spotřeba kyslíku

EQS – standart environmentální kvality (environmental quality standard)

HQ – koeficient rizika (hazard quotient)

Huminové látky – přírodní organické látky, vznikající především z rostlinných zbytků

Hyperkrenon – pramenná stružka

ORP – oxidačně-redukční potenciál

Supernatant – čirá kapalina nad sedimentem

Synklinála – místo poklesnutí vrásy – vlnovitě přehnutá část zemské kůry

Teratologie – nauka o vrozených vadách, vliv zevních vlivů na vyvíjející se zárodky

TEC – Prahový účinek koncentrace (threshold effect concentration)

TFN – prahové číslo chuti vody (threshold flavour number)

USEPA – Agentura pro ochranu životního prostředí Spojených států amerických (United States Environmental Protection Agency)

WHO – Světová zdravotnická organizace (World Health Organization)



Obsah

1	Úvod	1
2	Cíle práce	2
3	Literární řešerše	3
3.1	Definice pramene	3
3.2	Podzemní voda	3
3.3	Typy pramenů	4
3.3.1	Klasifikace dle hydraulických a geologických podmínek	5
3.3.1.1	<i>Prameny sestupné</i>	5
3.3.1.2	<i>Prameny vzestupné</i>	7
3.3.1.3	<i>Prameny přelivné</i>	9
3.3.2	Rozdělení dle teploty a obsahu minerálních látek	10
3.4	Typy prameništ'	10
3.4.1	Luční pěnovecová prameniště	11
3.4.2	Nelesní prameniště bez pěnovce	11
3.4.3	Lesní pěnovecová prameniště	11
3.4.4	Lesní prameniště bez tvorby pěnovců	11
3.4.5	Subalpínská prameniště	12
3.5	Fyzikálně-chemické vlastnosti vody	12
3.5.1	Teplota	12
3.5.2	Barva	12
3.5.3	Zákal	13
3.5.4	Rozpuštěný kyslík ve vodě	13
3.5.5	Hodnota pH	14
3.5.6	Elektrolytická konduktivita	15
3.6	Kvalita vody v pramenech	15
3.7	Toxické kovy	17
3.7.1	Původ toxických kovů	17
3.7.2	Hygienická závadnost	17
3.7.3	Toxicita kovů	18
3.7.4	Toxické kovy v sedimentu a biotě	18
3.8	Prameništní biota	19
3.8.1	Faktory ovlivňující distribuci organismů v pramenech	20
4	Metodika	23
4.1	Řešené území	23



4.1.1	Geologie.....	28
4.2	Terénní práce.....	30
4.3	Laboratorní práce.....	31
4.3.1	Separace bioty.....	31
4.3.2	Sediment – sítování frakcí.....	32
4.3.3	Mikrovlnný rozklad.....	33
4.3.3.1	<i>Mikrovlnný rozklad sedimentu (US EPA 3052)</i>	33
4.3.3.2	<i>Mikrovlnný rozklad bioty</i>	33
4.3.4	Sekvenční analýza.....	34
4.3.4.1	<i>Frakce A</i>	34
4.3.4.2	<i>Frakce B</i>	35
4.3.4.3	<i>Frakce C</i>	35
4.3.5	Vyhodnocení výsledků.....	35
5	Výsledky.....	38
5.1	Fyzikálně-chemické parametry vody.....	38
5.2	Toxické kovy ve vzorcích sedimentu.....	41
5.3	Toxické kovy ve vzorcích bioty (AAS).....	54
5.4	Riziko toxických kovů na sledovaných lokalitách.....	60
5.5	Shrnutí výsledků.....	64
6	Diskuze.....	71
7	Závěr.....	74
8	Seznam použitých zdrojů.....	75
8.1	Literární zdroje.....	75
8.2	Legislativa.....	82
8.3	Internetové zdroje.....	82
9	Přílohy.....	83



1 Úvod

Prameny jsou místa, kde podzemní voda přirozeně vyvěrá na zemský povrch. Tvoří prostor, který je rozhraním mezi povrchovou a podzemní vodou (Williams, 1991), zároveň vytváří jedinečná stanoviště se stabilními podmínkami pro mnoho vzácných a endemických druhů (Von Fumetti, 2007).

Na druhou stranu prameny či prameniště jsou malá a omezená stanoviště, a proto jsou velmi náchylná vůči antropogenním vlivům. Zranitelnost těchto míst, při nešetrném environmentálním počínání, vede k poklesu počtu druhů nacházejících se v jednotlivých pramenech (Lindegaard, 1995).

Toxické kovy ve vodních ekosystémech jsou rozšířeným problémem, v přírodních podmínkách jsou odolné vůči rozkladu a mají tendenci se hromadit v mikroorganismech, fauně a flóře. Následně mohou vstoupit do potravinových řetězců, včetně lidského, kde můžou působit škodlivě (Okoro a kol., 2012).

Sediment má tendenci hromadit vyšší koncentrace toxických prvků než voda, což může způsobovat vážné problémy v toxicitě a bioakumulaci. Toxikologické účinky kovů nebyly dosud dobře pochopeny, a proto je nutné identifikovat a kvantifikovat způsoby výskytu, kdy jsou kovy akumulovány v sedimentech, aby byly zjištěny potenciální a skutečné dopady při zvýšených koncentracích toxických kovů v sedimentu (Chapman a Kimstach, 1996).

Studie zabývající se výskytem a akumulací toxických kovů v pramenech jsou potřebné pro shromažďování dalších informací o jejich potenciálním riziku v životním prostředí a zároveň prevenci a ochranu ekosystémů v pramenech. Tato diplomová se zabývá výskytem toxických kovů v sedimentu, vodních ekosystémech a vodě, může také sloužit jako součást hodnocení ekologického stavu.



2 Cíle práce

Cílem této diplomové práce je vyhodnocení výskytu toxických kovů v sedimentech, vodě a biotě vybraných 20 pramenů v oblasti Lužických hor a Žitavské pánve. Na základě zjištěných koncentrací vyhodnotit riziko spojené s toxickými kovy ve vodním prostředí a vyhodnotit vliv geochemického pozadí na distribuci kovů ve vodním prostředí.



3 Literární rešerše

3.1 Definice pramene

Pramenem je rozuměno místo či geologická anomálie, kde podzemní voda přirozeně vyvěrá na zemský povrch. Pokud se v jednom místě nachází více pramenů ze stejného podzemního zdroje, tak jej nazýváme prameništěm.

Prameny vznikají v místech, kde se dostává na povrch podzemní voda, svými fyzikálně-chemickými vlastnostmi se liší od vod povrchových. Jedná se především o vlastnosti jako je: menší rozkolísanost teploty, chemismu vody a průtokový režim (Van der Kamp, 1995).

Prameny se nejčastěji charakterizují vydatností – množstvím vody vyvěrající za jednotku času, zpravidla se vyjadřuje v litrech za sekundu nebo minutu, při velkých vydatnostech v metrech krychlových za sekundu (Tourková, 1996).

Rozdělení na typy pramenů či pramenišť závisí na mnoha faktorech, jako jsou například propustnost hornin v geologickém podloží, chemické složení podzemní vody, podle trvalosti či pohybu a výstupu na povrch.

3.2 Podzemní voda

Podzemní voda je přirozeně se vyskytující voda v horninovém prostředí, pokud není vázána kapilárními silami. Podmínky pro výskyt jsou do hloubky asi 10 km pod zemským povrchem. Horninová tělesa schopná vodu nést a shromažďovat se nazývají kolektory. Zásoby podzemní vody se doplňují třemi způsoby:

- největší podíl tvoří infiltrace povrchových a srážkových vod,
- kondenzace vodních par v půdě,
- vznik a kondenzace vodních par z magmatu, tuto vodu nazýváme jako juvenilní.

Chemické složení podzemních vod závisí na složení půd a hornin, kterými při svém oběhu protékají, ale také na složení srážkových a povrchových vod v oblasti, zejména v místech se znečištěnou atmosférou nebo příbřežních zónách. Podle tohoto celkového chemického složení se podzemní vody rozdělují na prosté a minerální (Pitter, 1999).



3.3 Typy pramenů

Prameny lze rozdělit mnoha způsoby, které se mohou vzájemně kombinovat, nejjednoduššími z nich je rozdělení podle podoby výtoků podzemní vody na zemský povrch:

- a) **zjevné** – v podobě typického pramene,
- b) **utajené** – vytékání rozptýleného i většího množství vody do koryt vodních toků dnem a břehy (Ruda, 2014),

dalším elementárním rozdělením je způsob výtoků pramene:

- a) **soustředěný**,
- b) **rozptýlený** (Netopil a kol., 1984).

Podle trvání výronu vody na zemský povrch je možno rozlišovat prameny:

- a) **permanentní** (trvalé),
- b) **intermitentní** (občasné) – příkladem může být tzv. estavela – krasový pramen (střídavě jeskyně výtoková a vtoková),
- c) **periodické** – opakující se v pravidelných intervalech,
- d) **epizodické** – nepravidelný koncentrovaný vývěr (Trizna, 2004).

Stupnice rozdělení pramenů podle změn ve vydatnosti, kterou určuje poměr vydatnosti od nejmenší k největší (Kříž, 1976):

- I. **velmi stálý** (poměr 1:1),
- II. **stálý** (od 1:1 do 1:2),
- III. **nestálý** (od 1:2 do 1:10)
- IV. **velmi nestálý** (od 1:10 do 1:30)
- V. **celkově nestálý** (od 1:30 do 1:100).



Rozdělení pramenů podle stupně spolehlivosti, která je určována na základě podílu mezi vydatností Q_{\max} a Q_{\min} (Dub a Němec, 1969):

- a) **výborná** (podíl Q_{\max} a Q_{\min} je roven 1,0 – 3,0)
- b) **velmi dobrá** (3,1 – 5,0)
- c) **dobrá** (5,1 – 10,1)
- d) **skromná** (10,1 – 20,0)
- e) **špatná** (20,1 – 100,0)
- f) **velmi špatná** (více než 100,0)

3.3.1 Klasifikace dle hydraulických a geologických podmínek

Podzemní voda sestupuje propustnými horninami a na místech sníženého povrchu může samovolně vytékat. Voda může na povrch přetékat v místech, kde naráží na nepropustné horniny, nebo vystupuje k povrchu působením tlaku. Podle toho se také prameny dělí na sestupné, vzestupné a přelivné (Kettner, 1948).

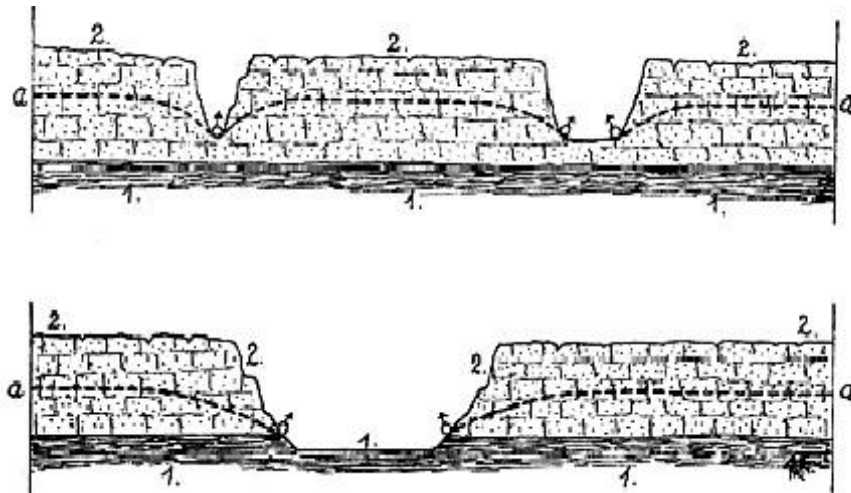
Prameny jsou pak následně tříděny dle morfologie terénu a vlastností horninového prostředí zvodně (hydraulicky spojená akumulace gravitačních podzemních vod v pásmu nasycení vyplňující kolektor) a jejího podloží (Pitter, 1999).

3.3.1.1 Prameny sestupné

Vznikají na místech, kde je pramen nejnižším bodem vodního sloupce, nepropustná vrstva či hladina podzemní vody se sklání ve směru výtoků a voda tak vytéká samospádem (Kettner, 1948).

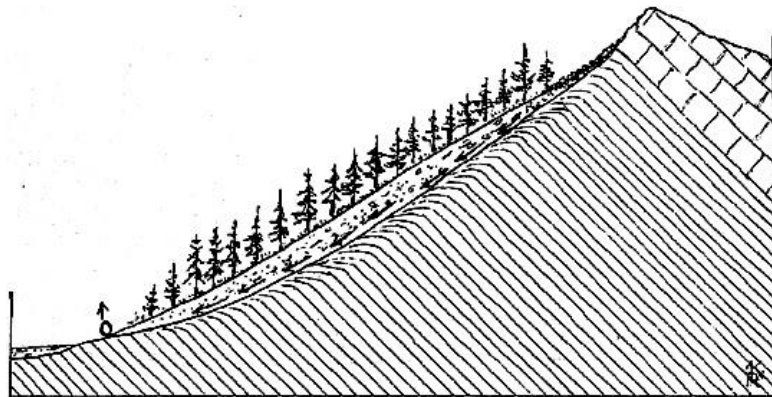


Obrázek č. 1 ukazuje schematické znázornění pramenů údolních a roklinových, písmeno *a* vyobrazuje hladinu podzemní vody, číslice 1 jsou propustné vrstvy a číslice 2 vrstvy nepropustné, symbol ♂ označuje místo vývěru.



Obrázek č. 1 – pramen roklinový a údolní (zdroj: upraveno z Kettner, 1948)

Dalším příkladem může být pramen suťový (viz obrázek č. 2), voda protéká propustnou vrstvou (sutí) a na dolním konci suťoviště vyvěrá na povrch.



Obrázek č. 2 – pramen suťový (zdroj: upraveno z Kettner, 1948)

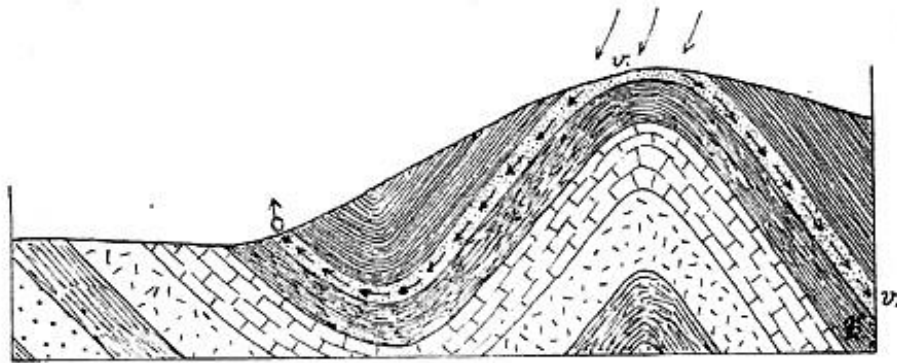
Dalšími sestupnými prameny jsou např. vrstevnicové, které vyvěrají na dolních výchozech nakloněné styčné plochy mezi vrstvami nepropustnými a propustnými horninami rozpukanými nebo jejich kombinace. Sestupným pramenem může být i kombinace výše zmíněných způsobů např. pramen vrstevně-suťový, kde voda stéká pod povrchem po nepropustné vrstvě a poté proniká do suťové vrstvy, z níž následně vytéká na povrch (Kössl a Chábera, 1999).



3.3.1.2 Prameny vzestupné

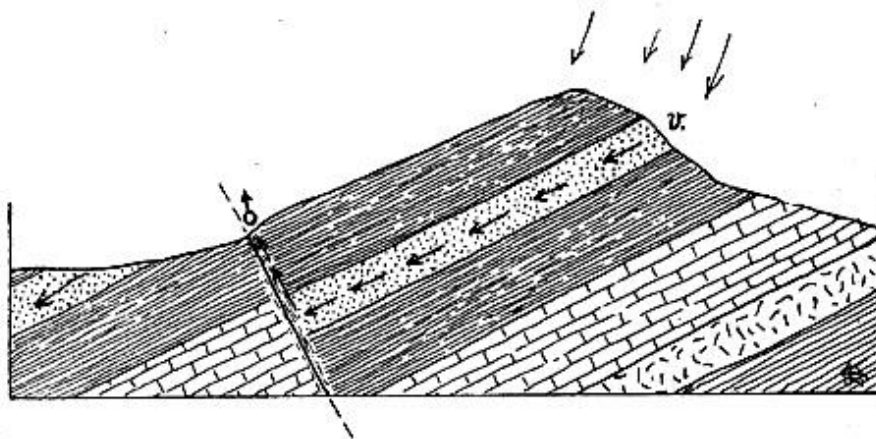
Vznikají v důsledku přetlaku (způsobeného např. plyny), v místech, kde voda vyvěrá proti směru gravitace. Také mohou vznikat působením hydrostatického tlaku vyvolaného vodou, která se nachází výše – tzv. princip spojených nádob. Je opakem sestupného pramene, zde je nejnižší bod vodního sloupce pod úrovní pramene. (Kettner, 1948).

Obrázek č. 3 zobrazuje příklad vzestupného pramene, který vyvěrá přetlakem ze zvodněných vrstev v v rameni synklinály. Zvodněné vrstvy jsou v podloží i nadloží sevřeny vrstvami nepropustnými, které jsou znázorněny šrafovanými čarami (Kettner, 1948).



Obrázek č. 3 – přetlak ze zvodněných vrstev v rameni synklinály (zdroj: upraveno z Kettner, 1948)

Na obrázku č. 4 je možno sledovat výstupný pramen, který je vytvořen vyvěráním ze zvodněných vrstev v na poruchovém pásmu – geologickém zlomu.

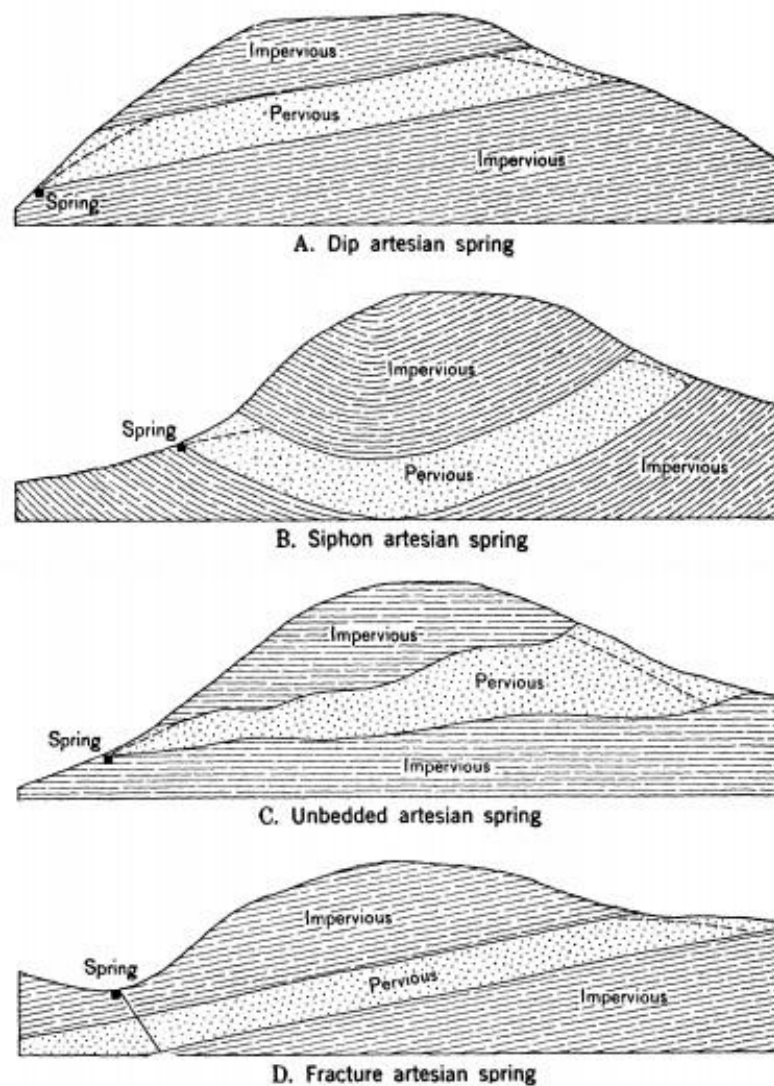


Obrázek č. 4 – pramen vzniklý geologickým zlomem (zdroj: upraveno z Kettner, 1948)



Další skupinou jsou prameny vzniklé v místech, kde se voda nachází v propustných horninách, mezi dvěma vrstvami nepropustných hornin. Tyto prameny jsou nazývány jako artéské. Základní podmínkou pro existenci je, aby část nakloněné zvodněné vrstvy absorbovala déšť pro zajištění pravidelných zásob vody – artéské pánve, viz obrázek č. 5. Existují čtyři druhy artézských pramenů:

- a) ve skloněném svahu
- b) sifonový typ
- c) nepravidelné ložisko
- d) zlomový typ (Bryan, 1919).



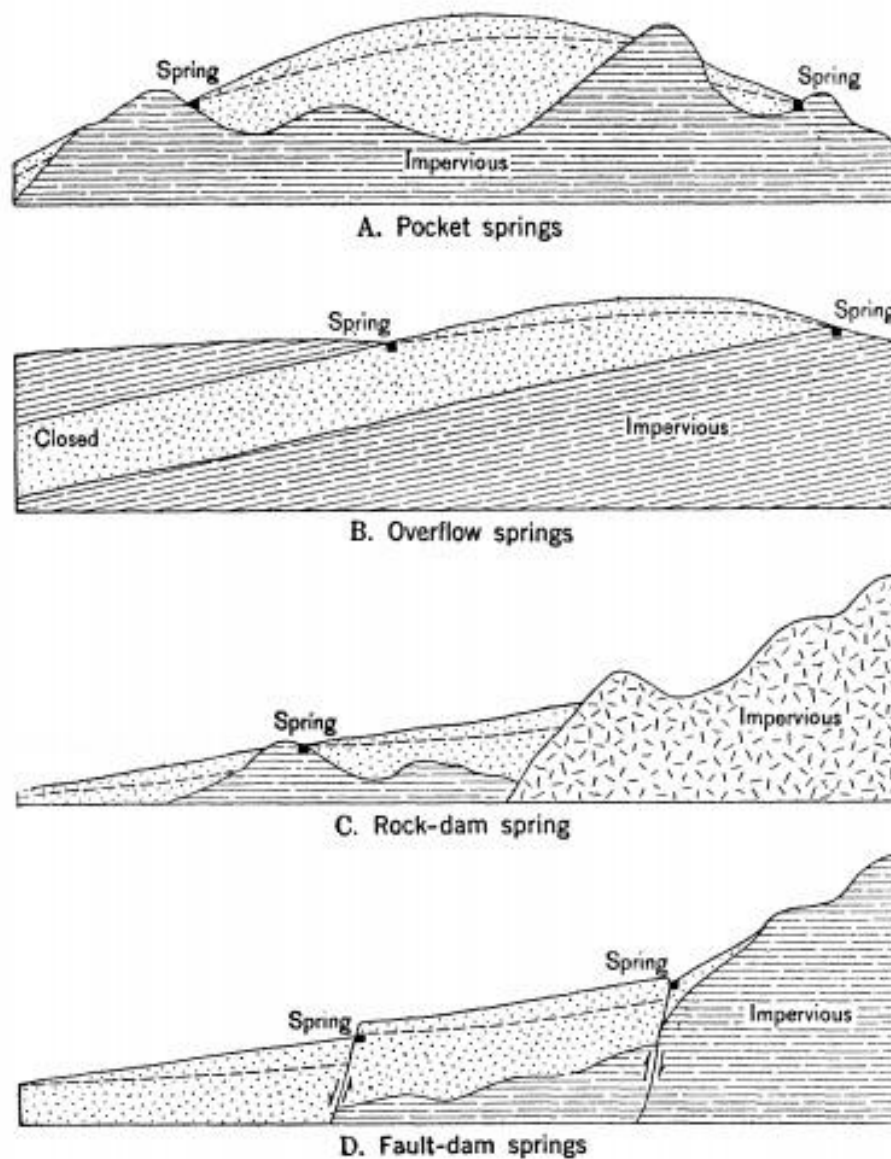
Obrázek č. 5 – prameny artéského typu (zdroj: Bryan, 1919)



3.3.1.3 Prameny přelivné

Vznikají hromaděním vody v podzemních zásobách, ta přes okraj poté přetéká na povrch. Na obrázku č. 6 je možno sledovat diagram různých druhu přelivných pramenů, které je možno rozdělit na:

- a) kapsovitý typ,
- b) přetékačového typu na okraji pánve zvodněných vrstev,
- c) „nádrž“ vytvořená nepropustnými vrstvami,
- d) „nádrž“ vytvořená geologickými zlomy (Bryan, 1919)



Obrázek č. 6 – diagram typů přelivných pramenů (zdroj: Bryan, 1919)



3.3.2 Rozdělení dle teploty a obsahu minerálních látek

Podle teploty prameny rozdělujeme na prameny:

- a) **studené** (průměrná teplota nepřesahuje více než 20 °C),
- b) **teplé** – tyto se dále rozdělují:
 - i. **hypotermální** – vlažné, do 37 °C,
 - ii. **termální** – do 50 °C,
 - iii. **vřídla** – teplota je větší než 50 °C, vysoká teplota je způsobena vlivem tektonických poruch, kdy se voda dostává do blízkosti magmatu (Netopil a kol., 1984).

Rozdělení podle obsahu minerálních látek podle de Blij a kol. (2004):

- a) **prosté** (obsah rozpuštěných látek je menší než 1 g/l)
- b) **minerální** – dále se rozdělují podle převládajícího obsahu minerálních látek, např. kyselky, slanice, alkalické prameny, železité prameny, hořké prameny, sírné prameny.

3.4 Typy pramenišť

Prameniště obvykle vznikají na plochách o velikosti několika m² na vývěrech podzemní vody, v okolí pramenných stružek uprostřed luk, lesů a alpínského bezlesí. Pro jejich existenci je důležité trvalé zaplavení mechového patra proudící vodou.

Klasifikace typů pramenišť podle Guth a kol (2006):

- **R1.1 Luční pěnovcová prameniště** (Meadow springs with tufa formation)
- **R1.2 Nelesní prameniště bez pěnovce** (Meadow springs without tufa formation)
- **R1.3 Lesní pěnovcová prameniště** (Forest springs with tufa formation)
- **R1.4 Lesní prameniště bez tvorby pěnovců** (Forest springs without tufa formation)
- **R1.5 Subalpínská prameniště** (Subalpine springs)



3.4.1 Luční pěnovcová prameniště

Vyskytují se maloplošně, izolovaně. Většinou se jedná o prameniště ve svazích, která přechází v sečená slatiniště. Podzemní vody jsou bohaté na vápník, často i hořčík a hydrogenuhličitanové ionty. Hojně se vyskytují inkrustace pěnovce (CaCO_3) a železitých sloučenin (limonitu).

Druhovým složením se jedná o světlomilnou vegetaci. Fyziognomie biotopu je dána převládající ostřicovo-mechovou vegetací. Pokud sedimenty obsahují převážně vysrážené železo, je vegetace v oblasti druhově chudá. V České republice jsou to zejména lokality v karpatské části Moravy, Chřibech, Javorníkách, Zlínských vrších, v Čechách ojediněle např. v Českém středohoří (Chytrý a kol., 2010).

3.4.2 Nelesní prameniště bez pěnovce

Trvalé a vydatné pramenné vývěry uprostřed pasek, luk, rašelinišť nebo jiné nelesní vegetace. Struktura vegetace je nízkostébelná bylinná nebo mechobylinná. Hladina vody leží po celý rok pod zpevněným dnem, vodní sloupec je vyplněn vegetací a organickými sedimenty. Obsah vápníku ve vodě je malý.

Tento biotop se nachází maloplošně po celém území České republiky ve vyšších pahorkatinách. Významná prameniště se nachází v Krušných horách, na Šumavě, Jizerských horách, Orlických horách a Jeseníkách (Chytrý a kol., 2010).

3.4.3 Lesní pěnovcová prameniště

Biotop většinou tvoří maloplošné inkrustace pěnovců na pramenech porostlých mechorosty. Jedná se o zastíněná, aktivní ložiska pěnovců, které vznikají na vývěrech, tvoří kaskády na toku, často i daleko od pramene. Bývají obklopena jakýmkoliv typem lesa, mají bohatě minerální a silně bazickou vodu.

Biotop se vyskytuje běžně maloplošně v lesích středních a vyšších poloh karpatské části Moravy s výjimkou centrální části Moravskoslezských Beskyd, tvořené nevápnitými pískovci. Dále v Českém středohoří, Českém krasu, na Křivoklátsku, v Brdech, ojediněle na Svitavsku a Ještědském hřebtu (Chytrý a kol., 2010).

3.4.4 Lesní prameniště bez tvorby pěnovců

Lesní zastíněná prameniště, s malým obsahem vápníku nebo hydrogenuhličitanových iontů ve vodě, kde není umožněno srážení pěnovců. Vegetace je potlačována



zastíněním korunami stromů a hromaděním listového opadu, ojediněle je zapojena bylinná nebo mechobylinná vegetace. Lesní prameniště se vyvíjejí na humózních, bahnitých nebo kamenitých substrátech, často i na mokřích skalách.

Biotop je rozšířen maloplošně po celém území České republiky zejména v horských a podhorských polohách. Je nejrozšířenějším prameništěním biotopem v České republice, zabírá plochu o velikosti 920 ha (Chytrý a kol., 2010).

3.4.5 Subalpínská prameniště

Nezastíněná prameniště nad horní hranicí lesa, převažuje složka bylinná i mechová. Půda je mělká, bez rašelinné vrstvy. Voda má různý chemismus a různou reakci v závislosti na horninovém podkladu a rychlosti proudění.

V České republice jsou subalpínská prameniště rozšířena v Krkonoších, Králickém Sněžníku a Hrubém Jeseníku (Chytrý a kol., 2010).

3.5 Fyzikálně-chemické vlastnosti vody

3.5.1 Teplota

Teplota je významným ukazatelem jakosti a vlastností vody, významně ovlivňuje chemickou a biochemickou reaktivitu. Údaje o teplotě jsou nezbytné při výpočtu chemické rovnováhy ve vodách, stanovování biochemické spotřeby kyslíku, hodnocení samočištění povrchových vod aj. (Pitter, 1999).

Teplota podzemních vod bývá konstantní, není příliš závislá na ročním období, teplota podzemních vod prostých se často pohybuje kolem 10 °C. Kolísání teplot svědčí o vyšším průsaku atmosférických srážek nebo o rychlém pronikání povrchových vod do vod podzemních, zde hrozí větší nebezpečí kontaminace (Pačes, 1983).

Dle Pelikán (1988) je teplota pramene nejstálější v místě přímého vývěru, nejnižší rozdíly teplot jsou v případě ranních měření, měřené teploty pramenů jsou závislé na množství atmosférických srážek a teplotě vzduchu.

3.5.2 Barva

Barva vody v pramenech může být ovlivněna antropogenním či přírodním způsobem. Nejčastěji je však ovlivněna hlavně huminovými látkami, zejména fulvokyselinami (žluté až hnědé zbarvení). Barvu vody kromě rozpuštěných látek mohou ovlivňovat i látky nerozpuštěné (jíl, fytoplankton), odlišuje se skutečná (jen látky rozpuštěné) barva



od barvy zdánlivé, která je způsobena barevností jak rozpuštěných, tak nerozpuštěných látek, zpravidla koloidního charakteru (Pitter, 1998). O odlišení skutečné barvy od zdánlivé a o vlivu zákalu na barvu prameništění vody se podrobněji zmiňují ve studii Bennett a Drikas (1983).

3.5.3 Zákal

Zákal je možno definovat jako snížení transparentnosti (průhlednosti) vody různými nerozpuštěnými látkami. Tyto látky mohou být antropogenního či přírodního původu (Fährnich a Krejza, 1977). Podzemní vody jsou zřídka zakalené, převážně anorganickým materiálem. V prameništěních vodách zákal obvykle způsobují látky přírodního původu jako např. jílové minerály, hydratované oxidy kovů (zejm. železo a mangan), bakterie, plankton (sinice a řasy) nebo zvířené dnové sedimenty. Zákal vytváří nežádoucí vzhled i přesto, že je tvořen často zdravotně nezávadnými látkami a při vyhodnocování jakosti vody pitných a užitkových, má zákal významnou roli (Pitter, 1999).

3.5.4 Rozpuštěný kyslík ve vodě

Jedním z nejdůležitějších parametrů pro stanovení kvality vody je množství rozpuštěného kyslíku ve vodě, přímo a nepřímo poskytuje informace např. o bakteriální aktivitě, fotosyntéze, dostupnosti živin, stratifikaci atd. (Premlata, 2009). Moss (1972), Kataria a kol. (1996), Patil a kol (2012) zjistili, že během léta došlo k poklesu rozpuštěného kyslíku u pramenných vod, v důsledku zvýšení teploty a mikrobiální aktivity.

Naopak Krishnamurthy (1990) uvádí, že zvýšené množství rozpuštěného kyslíku v létě je pravděpodobně způsobeno slunečnými dny a zvýšenou teplotou, které urychlují fotosyntézu, využívá se CO_2 a vylučuje se kyslík.

Běžně jsou hodnoty rozpuštěného kyslíku v přírodních tocích poměrně vysoké, pokud se v nich nenachází velké množství organických zbytků, odpadních vod obsahující látky vyžadující velké množství kyslíku nebo pokud není vysoká teplota vody (Marsalek a kol., 2005).



Koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě je ovlivněna mnoha faktory:

- Teplota: kyslík se rychleji rozpouští v chladnější vodě.
- Průtok: oblasti s rychlejším prouděním vody mají vyšší množství kyslíku (zisk z atmosféry) než oblasti se stojící vodou.
- Vodní rostliny: koncentrace mohou během dne kolísat, odpoledne jsou nejvyšší díky probíhající fotosyntéze rostlin či řas.
- Nadmořská výška: kyslík se snadněji rozpouští v nižších nadmořských výškách.
- Rozpuštěné a suspendované látky: kyslík se také snadno rozpouští ve vodě s nízkým obsahem rozpuštěných látek nebo usazenin (McCaffrey, 2013).

3.5.5 Hodnota pH

Z anglického jazyka *potential of hydrogen*, je logaritmická stupnice od 0 do 14 (zavedena v roce 1909), známá též jako vodíkový exponent. Číslom je vyjádřeno, zda roztok reaguje kyselou nebo alkalickou (zásaditě). Neutrální hodnota pH je 7, hodnota 14 určuje nejsilnější zásaditost a hodnota 0 nejvyšší kyselost (McNaught a Wilkinson, 1997).

Při rozborech vody je nezbytné měření pH, jelikož má velký vliv na chemické a biochemické procesy. Čisté přírodní vody mají rozmezí hodnot 4,5-9,5. Tyto hodnoty jsou obvykle dány uhličitanovou rovnováhou. Pokud jsou volné anorganické či organické kyseliny, dochází k poklesu pod hodnotu 4,5. Naopak vzestup nad hodnotu 8,3 svědčí o přítomnosti uhličitanů. Hodnota pH ovlivňuje vodní ekosystémy, má vliv na rozpustnost solí železa, fosforu a vápníku (Pitter, 1999).

Hodnoty pH prameniště vody ovlivňuje mnoho faktorů, jako např. minerální složení různých vrstev hornin, s nimiž byla voda v kontaktu a další chemické látky, které se do vody dostávají na jednotlivých stanovištích (Wetzel a Webb, 2007).

Champion a Starks (2001) zjistili, že pokud je voda v prameni po delší dobu v kontaktu s vápencem, zvyšuje se hodnota pH v důsledku větší koncentrace iontů vápníku (Ca^{2+}) a hydrogenuhličitanu (HCO_3^-).

Dle Rankama a Sahama (1968) mají rostliny tendenci zvyšovat pH prameniště vody v důsledku probíhající fotosyntézy a spotřebovávání oxidu uhličitého.



3.5.6 Elektrolytická konduktivita

Při stanovování jakosti a kvality povrchových vod patří konduktivita mezi základní ukazatele (ČSN 75 7221), mezní hodnotou pro I. třídu jakosti je $<40 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$ a pro V. třídu jakosti $>160 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$ (Kubát a kol, 1995).

Konduktivita, je mírou koncentrace ionizovatelných anorganických a organických součástí vody. Elektrolytická konduktivita se využívá např. ke kontrole výsledků chemických rozborů vody (Gray, 2009).

Pitter (1999) uvádí: „*Konduktivita je převrácenou hodnotou odporu v roztoku Ω , obsaženého mezi dvěma elektrodami o ploše 1 m^2 , které jsou od sebe vzdáleny 1 m .*“

Jednotkou konduktance (vodivosti) je siemens (S) a jednotkou konduktivity je $\text{S} \cdot \text{m}^{-1}$, v analýzách vody a hydrochemii se obvykle využívá spíše $\text{mS} \cdot \text{m}^{-1}$ (Pitter, 1999).

Konduktivita závisí na koncentracích iontů, nábojovém čísle, teplotě a pohyblivosti. Poklesy nebo vzrůsty teplot o $1 \text{ }^\circ\text{C}$, způsobují změny v konduktivitě nejméně o 2 %, teplota má velký význam při stanovování konduktivity (Kubát a kol, 1995).

3.6 Kvalita vody v pramenech

Kvalitou vody se myslí vyjádření její vhodnosti k různým použitím nebo procesům. Každé konkrétní použití má určité požadavky na fyzikální, chemické a biologické vlastnosti vody, např. koncentrace toxických látek pro pitnou vodu nebo rozsah teplot a pH vhodných pro výskyt bezobratlých živočichů. V důsledku toho může být kvalita vody definována řadou proměnných, které omezují používání vody. Ačkoli mnoho použití má určité společné požadavky na některé proměnné, každé použití má vlastní požadavky na kvalitu vody (Chapman a Kimstach, 1996).

Zachování dobré kvality vody v tocích, či jiných vodních útvarech obývaných rybami a další biotou, je základním požadavkem integrity vodních stanovišť. Seznam specifických složek obecně zahrnuje teplotu vody, zákal, rozpuštěné plyny (např. kyslík), kovy, pH, organické a anorganické látky (Spence et al., 1996). Zatímco mnohé z těchto složek se vyskytují přirozeně a jejich koncentrace vykazují určité rozsahy a kolísání. Signifikantní změny či poruchy v těchto složkách však mohou nepříznivě ovlivnit biologická společenstva (Yoder, 1989).



Kontaminanty mohou negativně ovlivnit kvalitu vody a její používání. Kontaminantem je myšlena nežádoucí látka ve vodě, která je nebo není přirozeně se vyskytující látkou s neobvykle vysokou koncentrací (Vandas a kol., 2002).

Podle Vandas a kol. (2002) mohou kontaminanty vstupovat do vody v pramenech bodovými nebo nebodovými zdroji. Bodové zdroje kontaminují na diskrétní lokalitě, jako je např. odtok z potrubí, příkopu, tunelu, studny. Nebodové zdroje přispívají kontaminanty z širokých oblastí, tyto zdroje jsou hůře identifikovatelné nebo kontrolované než u bodového zdroje. Mezi nebodové zdroje patří atmosféra, zemědělské oblasti, golfové hřiště, obytné oblasti, silnice, parkoviště a podzemní vody podél dlouhých ústí potoků (Vandas a kol., 2002).

Kvalitou vody v pramenech v Evropě se zabývali např. Králeva a kol. (2012) v přírodní rezervaci Srebarna v Bulharsku. Bylo zjištěno, že okolní zemědělská činnost mírně zvyšuje koncentraci dusičnanů a ovlivňuje tak kvalitu vod, nicméně výsledky analýzy ukázaly, že nedochází ke kontaminaci podzemních vod a přilehlého jezera. Koncentrace NO_2 se pohybovaly v rozmezí 0,08-0-16 mg/dm^3 , což dle studie vyhovuje středně dobrým environmentálním podmínkám. Koncentrace PO_4 (0,11-0,45 mg/dm^3) a NO_3 (0,2-3,5 mg/dm^3) v některých vzorkovaných lokalitách vyhověly velmi dobrému až dobrému environmentálnímu stavu.

Kvalitou vody v pramenné oblasti v Jordánsku, regionu Petra, kde dochází k rychlému průmyslovému růstu a urbanizaci, se zabývá studie Ali-Al-Khasman (2007). Výsledky po tříletém pozorování (2002-2005) naznačily, že i přes zvýšené obsahy dusičnanů, síranů a stopových množství kovů (Fe, Al, Cu, Ni, Zn, Pb a Mn) v prameništích vodách nepředstavují žádná zdravotní či ekologická rizika.

Porovnáním historických hodnot kvality vody se současnými hodnotami v pramenech USA ve Virginii se zabývali Helfrich a kol. (1990). Kvalitou vody v pramenech se také zabývali např. Badrakh a kol. (2008) v Mongolsku, bylo vzorkováno 127 pramenů v okolí hlavního města Ulánbátar, kde se projevilo, že prameny blíže k městu jsou významně znečištěny bakterií *Escherichia coli* a amoniakem.



3.7 Toxické kovy

Při posuzování míry znečištění kovy, respektive polokovy, se hovoří o samostatné skupině těžkých kovů anebo tzv. toxických kovů, která však není přesně specifikována. Těžkým kovem se z chemického hlediska rozumí prvek s měrnou hmotností vyšší než $5\,000\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Förstner a Salomons, 1984)

Dle Pitter (1999) název „těžké kovy“ lze doporučit tehdy, pokud je zapotřebí je odlišit např. od Na, K, Ca a Mg, které mají odlišné chemické a biologické chování.

3.7.1 *Původ toxických kovů*

Původ toxických kovů ve vodních ekosystémech může být:

- a) **Antropogenní** – urbanizace a industrializace, antropogenní činnosti zejména skládkování nemocničních odpadů, těžba, průmysl, kanalizace, rekreační aktivity aj.
- b) **Přírozený** – vyskytují se v malých koncentracích v přírodě přirozeně a dostávají se do vodního ekosystému vyplavováním z hornin, prachu v atmosféře, erozí půdy, z vegetace atd. (Chapman a Kimstach, 1996).

Toxické kovy, které se vyskytují ve vodách jsou především Hg, Cd, Pb, As, Se, Cr, Ni, aj. Prioritními a z hlediska toxicity jsou významné kovy: Hg, Cd, Pb a As. Inhibují růst organismů, činnost enzymů, významně ovlivňují samočistící procesy vody a u člověka či zvířat mohou způsobovat akutní a chronická onemocnění (Pitter, 1999). Studie Sutton a kol. (2012) potvrzuje, že z hlediska toxicity jsou v USA nejvýznamnějšími kovy, které se vyskytují v pramenech a prameništích vodách arsen, kadmium, olovo, rtuť a chrom.

3.7.2 *Hygienická závadnost*

Z hlediska hygienické závadnosti je možno toxické kovy rozdělit:

- 1) Toxické kovy a polokovy, na které jsou z vodních organismů nejcitlivější hlavně ryby (Hg, Cd, Pb, As, Se, Be, V, Ni, Ba, Ag a Zn). Zinek má zde zvláštní postavení, je toxický především pro ryby, pro člověka pouze ve vyšších koncentracích.
- 2) Kovy a polokovy, které mají karcinogenní nebo teratogenní účinky: Hg, Cd, Pb, As.



- 3) Kovy a polokovy vykazující chronickou toxicitu, vyvolávají akutní a chronická onemocnění. Ke klasickým případům patří kontaminace pitné vody olovem. Mezi tyto kovy patří Hg, Cd, Pb, As.
- 4) Kovy ovlivňující organoleptické vlastnosti vody: Fe, Mn, Cu, Zn. Vliv na chuť se projevuje dříve, než koncentrace těchto kovů působí toxicky. Požadavky na jakost pitné vody se pro uvedené prvky hodnotí především z hlediska organoleptického (Chapman a Kimstach, 1996).

3.7.3 Toxicita kovů

Toxicita kovů souvisí s postavením v periodické soustavě a elektronegativitou. Kovy lze seřadit podle elektronegativity, stability sulfidů a chelátů do řady: Hg > Cu > Pb > Cd > Co > Zn > Mn (Pitter, 1999).

Faktory, které ovlivňují toxicitu, jsou teplota, hodnota pH, celkové složení vody (salinita, BSK, atd.), toxické jsou především jednoduché iontové formy, rychlost transportu kovů do buněk tedy závisí na koncentraci iontových forem, nikoli na celkové koncentraci kovu. Toxicita se tedy v důsledku tvorby různých komplexních forem v mineralizovaných nebo organicky znečištěných vodách snižuje. Výrazně se také mění s oxidačním stupněm (např. Cr^{VI} a As^{III} jsou více toxické než Cr^{III} a As^V). Směsi kovů mohou v mnoha případech působit synergicky nebo antagonicky, např. směsi kovů Hg+Cu, Cd+Zn se ve směsi projevují toxičtěji. Synergické účinky proto mohou být problémem při stanovování limitních koncentrací kovů ve vodách. Negativní vlastností kovů je značná schopnost biosorpce a bioakumulace (Stumm a Morgan, 1996).

3.7.4 Toxické kovy v sedimentu a biotě

Toxické kovy ve vodních ekosystémech jsou velmi rozšířeným problémem. V přírodních podmínkách jsou odolné vůči rozkladu a mají tendenci se hromadit v mikroorganismech, fauně a flóře. Následně tak mohou vstoupit do potravinových řetězců, včetně lidského, kde mohou působit škodlivě (Okoro a kol., 2012).

Tato práce je zaměřena na následující kovy: olovo, kadmium, měď, mangan, zinek, železo a nikl. Měď, mangan, zinek, železo a nikl je možno zařadit mezi esenciální kovy s důležitými biologickými funkcemi a jsou součástí běžné biomasy, mohou být



potencionálně toxické ve vyšších koncentracích. Olovo a kadmium jsou kovy s dosud neznámou biologickou funkcí (George a Goyer, 1978).

Stanovením koncentrace toxických kovech v sedimentu se zabývali Durowoju a kol. (2015) v regionu Makhado v Jižní Africe, výsledek studie ukázal, že koncentrace toxických kovů v letním období byly vyšší než v zimním období. Některé koncentrace kovů byly nad standartními směrnici pro pitnou vodu, což může ovlivnit životní prostředí a zdraví místních obyvatel.

V Evropě se toxickými kovy ve vodních ekosystémech pramenné oblasti v Kosovu, oblasti Stan Terg zabývali Avdullahi a kol. (2012). Účelem studie bylo odhalit, zda těžba v této lokalitě mohla způsobit kontaminaci těžkými kovy. Výsledek ukázal, že prameny jsou v této oblasti kontaminovány toxickými kovy, které mohou negativně ohrozit lidské zdraví nebo narušovat místní ekosystémy.

Batayneth (2010) se zabýval detekcí těžkých kovů v pramenech v severním Jordánsku, pánvi Jarmúk. Výsledky ukázaly, že místní antropogenní činnost (zejména těžba a urbanizace) kontaminovala prameny toxickými kovy a využívání této vody jako pitné by mohlo mít mutagenní a karcinogenní účinky.

3.8 Prameništní biota

Hlavním zdrojem pro detekci toxických kovů v pramenech jsou bezobratlí živočichové žijící alespoň část svého života v pramenech, zejména v sedimentu, sutí, makrofytech či řasách. Tito živočichové jsou spatřitelní lidským okem (Rosenberg a Resh, 1993).

Skupina těchto bezobratlých živočichů podle De Lange a kol. (1994) zahrnuje larvy hmyzu (*Insecta*), pijavice (*Hirudinea*), kroužkovce, a to zejména máloštětinatce (*Oligochaeta*), korýše (*Crustacea*), měkkýše (*Mollusca*) a plže (*Gastropoda*). Ve sladkovodních ekosystémech bývají nejpočetnějším zástupcem larvy hmyzu. Celá tato skupina bezobratlých živočichů má tendenci zůstat ve svém přirozeném prostředí. Některé druhy jsou schopné tolerovat vyšší zatížení či znečištění než druhy jiné. Pokud je znečištění vysoké nebo mírné, ale udržuje se v průběhu času, struktura společenství se omezuje ve prospěch tolerantních druhů, jejich početnost se zvyšuje, nicméně klesá druhová biodiverzita na daném stanovišti (De Lange a kol., 1994).



Vývěry a prameny často poskytují jedinečné prostředí pro endemické druhy živočichů a rostlin, jelikož tato stanoviště poskytují téměř konstantní fyzikální a chemické prostředí. V oblastech mírného klimatu a ve studených vodách dominují populace buď bez vodního hmyzu (ploštěnky, kroužkovci, různonožci, stejnonožci, plži) nebo populace s vodním hmyzem (vážky, jepice, pošvatky, chrostíci a vodní brouci). Dominance jiných druhů než vodního hmyzu, se vyskytují ve vápencových pramenech s tvrdou vodou, hodnotou pH >7 a alkalitou nad 25 mg·l⁻¹ (jako CaCO₃). Vodní hmyz dominuje v podmínkách kyselých a měkkých vod s hodnotou pH <7 a alkalitou menší než 25 mg·l⁻¹ (Wetzel a Webb, 2007).

Klasifikace bezobratlých živočichů podle způsobu potravy ve sladkovodních stanovištích dle De Lange a kol. (1994):

- 1) Dekompozitoři (shredders), zejména pošvatky (*Plecoptera*), se živí rostlinným či živočišným materiálem, který je obecně mrtvý. Konzumací a trávením tento materiál rozkládají na menší částice.
- 2) Sběrači (filter-collectors), mezi zástupce patří např. chrostíci (*Trichoptera*), živí se organickým materiálem, který filtrují z vody.
- 3) Pasoucí se živočichové (feeders), kteří se živí rostlinným materiálem na kamenech nebo samotným rostlinným materiálem. Mezi zástupce patří plži a brouci.
- 4) Predátoři (predators), kteří se živí jinými bezobratlými živočichy, mezi ně patří např. střechatky (*Magaloptera*) nebo vážky (*Odonata*).

Některé jednotlivé druhy mohou spadat do více než jedné z výše uvedených kategorií (De Lange a kol., 1994).

3.8.1 Faktory ovlivňující distribuci organismů v pramenech

Prameny jsou jedinečnými biotopy tekoucích vod, stabilní ve fyzikálních i chemických vlastnostech. Tato stabilita nicméně klesá s rostoucí vzdáleností od vývěru pramene (McCabe, 1998). Relativně krátká vzdálenost, na které se fyzikální a chemické podmínky mohou měnit, je jedním z důvodů k předpokladu zonace společenstev (McCabe a Sykora, 2000).

Studie zabývající se zkoumáním změn společenstev podél pramenných stružek se zabývali např. von Fumetti a kol. (2007), Smith (2002) Resh (1983), bylo zjištěno, že



struktura společenstev pramenů je řízena mnoha faktory. Mezi nejdůležitější byly zařazeny teplota, průtok a chemismus vody. K podobným závěrům dospěl i Chertoprud (2006) s tím, že složení společenstev je také významně ovlivňováno stabilitou, typem substrátu a dostupností potravních zdrojů.

Změnami ve složení společenstva v prameništích studovali ve svých pracích Minshall (1968) a Williams a Hogg (1988), bylo zjištěno, že v rámci oblasti hypokrenonu může počet taxonů se vzdáleností od výtoku pramene stoupat a největší je ve střední vzdálenosti od pramene.

Vztah mezi druhovou diverzitou a rozmanitostí substrátu potvrzuje ve své studii Lindegaard (1995), při sledování faktorů ovlivňující distribuci pakomárů v pramenech. V reokrenech a limnokrenech se nacházelo jen několik málo druhů, v helokrenních pramenech bylo nalezeno až 95 druhů. Tento jev je dán vysokou heterogenitou substrátu helokrenů. Střídá se zde organická partikulovaná hmota, mechy, kameny, štěrk a písek. Vytváří se tak pestrá mozaika různých typů mikrohabitátů (Lindegaard, 1995).

Zásaditá voda v pramenech má pozitivní vliv na růst druhové bohatosti (Williams 1991). Díky vysoké alkalinitě vody roste dostupnost živin, primární produkce a pufrční schopnost (Mattson a kol., 1995). S poklesem pH naopak dochází ke snižování mikrobiální aktivity a tím i k pomalejšímu rozkladu organické hmoty a zhoršení její stravitelnosti (Batzler a Wissinger, 1996). Glazier (1998) se na tento jev zaměřuje ve studii zabývající se účinky chemismu pramenné vody na korýše blešivce (různonožci). Studie prokázala, že voda o nižším pH je prostředím náročným na přijímání i výdej energie. U listového opadu, který je hlavní potravou blešivců, dochází vlivem pomalejšího rozkladu k poklesu jeho energetické hodnoty. Při konzumaci méně kvalitní potravy roste rychlost respirace a zůstává méně energie využitelné pro růst a reprodukci. Z těchto důvodů byl blešivec málo početný v prostředí s pH = 6 a v prameništích s pH <6 se nevyskytoval vůbec (Glazier, 1998).

Příčinám absence korýšů v prameni o nízkém pH se věnovali Zemher a kol. (2002). Autoři v této studii došli k závěru, že faktor ovlivňující nepřítomnost blešivce je nedostatečné množství vápníku v prostředí.



Vztah mezi diverzitou a rychlostí proudění vody v pramenech potvrzuje studie Mori a Brancelj (2006) stálých pramenů Slovinska, bylo zjištěno, že prameny s mírnější rychlostí proudu a dostatkem organické hmoty mají vyšší diverzitu četnost jedinců než prameny s rychlým prouděním. K podobným závěrům došli při výzkumu permanentních pramenů v Itálii i Bonettini a Cantonati (1996). Prameny s nejvyšší druhovou bohatostí a výskytem vzácných druhů byly charakteristické pomalým prouděním.

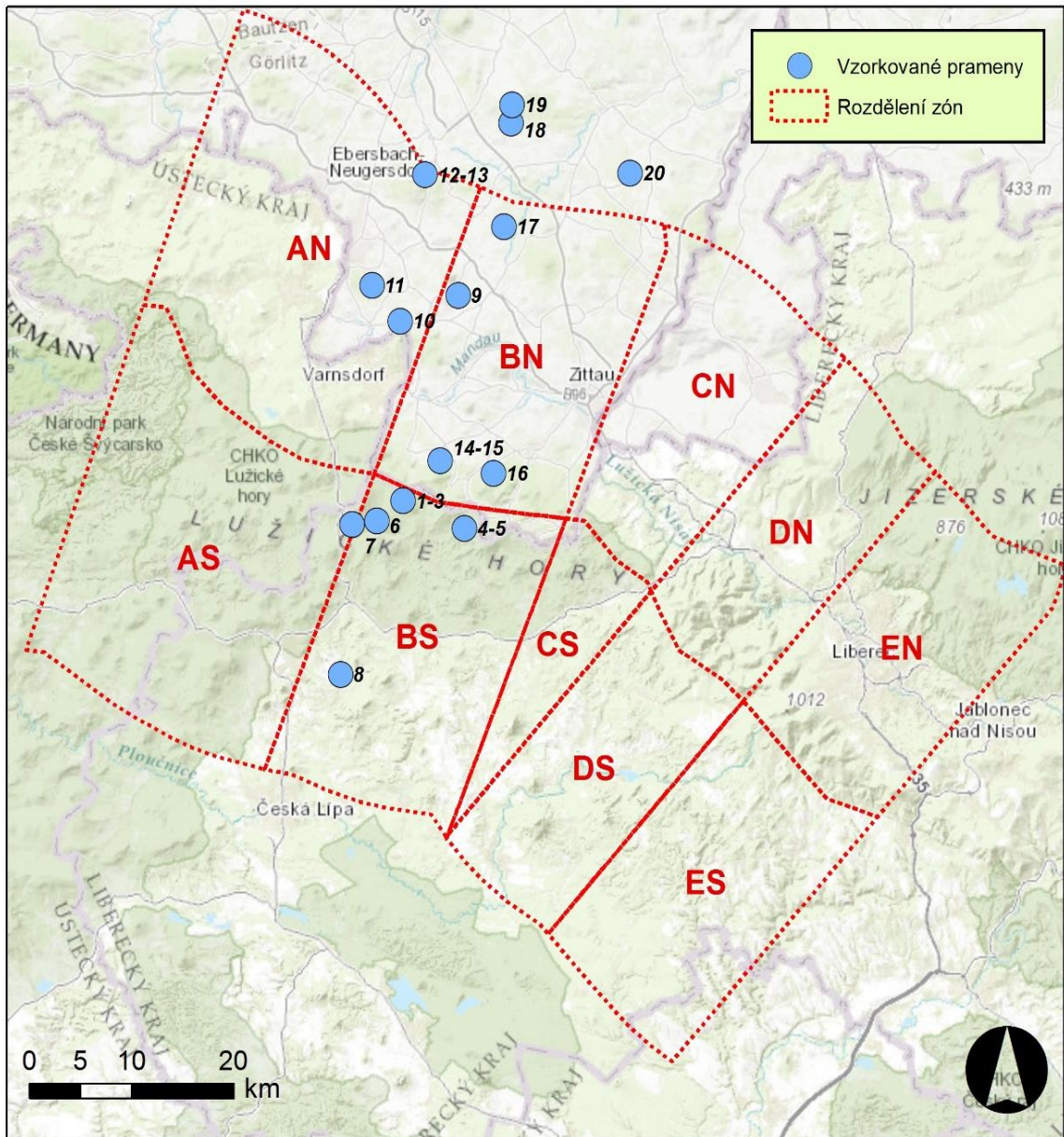


4 Metodika

4.1 Řešené území

V zájmovém území bylo vybráno 20 pramenů ke vzorkování v regionu Liberec – Zittau na česko-německé hranici mezi Šluknovským a Frýdlantským výběžkem, v oblasti bývalých Sudet. Z geografického hlediska se studované území nachází v Lužických (německy Žitavských) horách a Žitavské pánvi, jak lze vidět na obrázku č. 7. Číslování vzorkovaných lokalit na obrázku č. 7 je shodné se seznamem vzorkovaných pramenů v tabulce č. 1.

Celá oblast je charakteristická vyšším úhrnem průměrných ročních srážek, ve srovnání se zbytkem České republiky, průměrný roční úhrn srážek dosahuje 700-1000 mm a průměrná teplota vzduchu se pohybuje od 5 do 8 °C. Většina území spadá do podnebí listnatých lesů mírného pásma a vrchy Lužických hor do boreálního klimatu (Tolasz, 2007). Dle Kalinová (2014) je množství srážek na tomto území způsobováno nadmořskou výškou, časté jsou i vydatné srážkové epizody, které způsobují zdejší povětrnostní podmínky. Na obrázcích č. 8 až č. 10 je možno sledovat pořízenou fotodokumentaci jednotlivých pramenů.

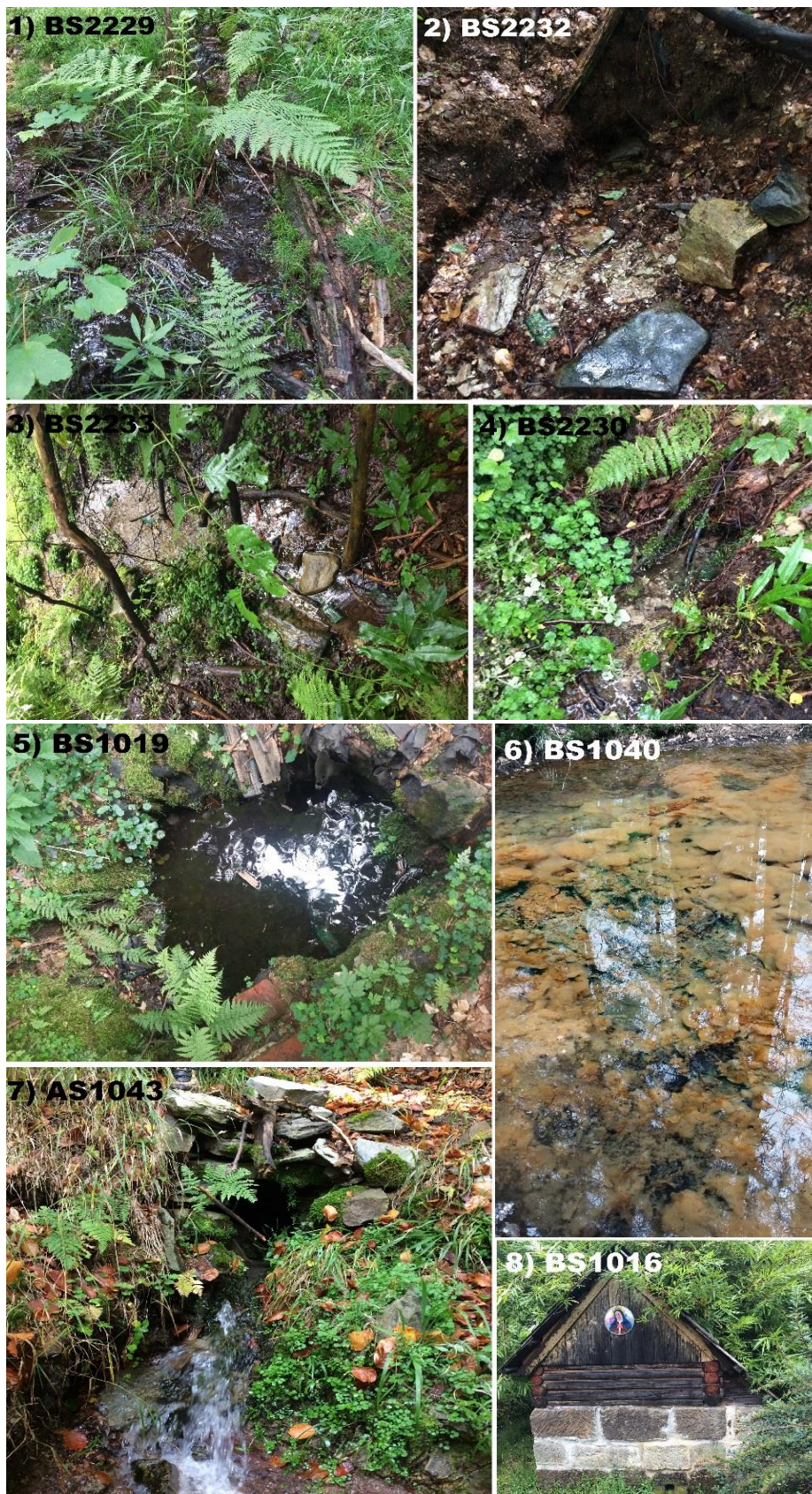


Obrázek č. 7 – mapa vzorkovaných pramenů (zdroj: upraveno z *Technická Univerzita v Liberci*)



Tabulka č.1 – seznam vzorkovaných pramenů

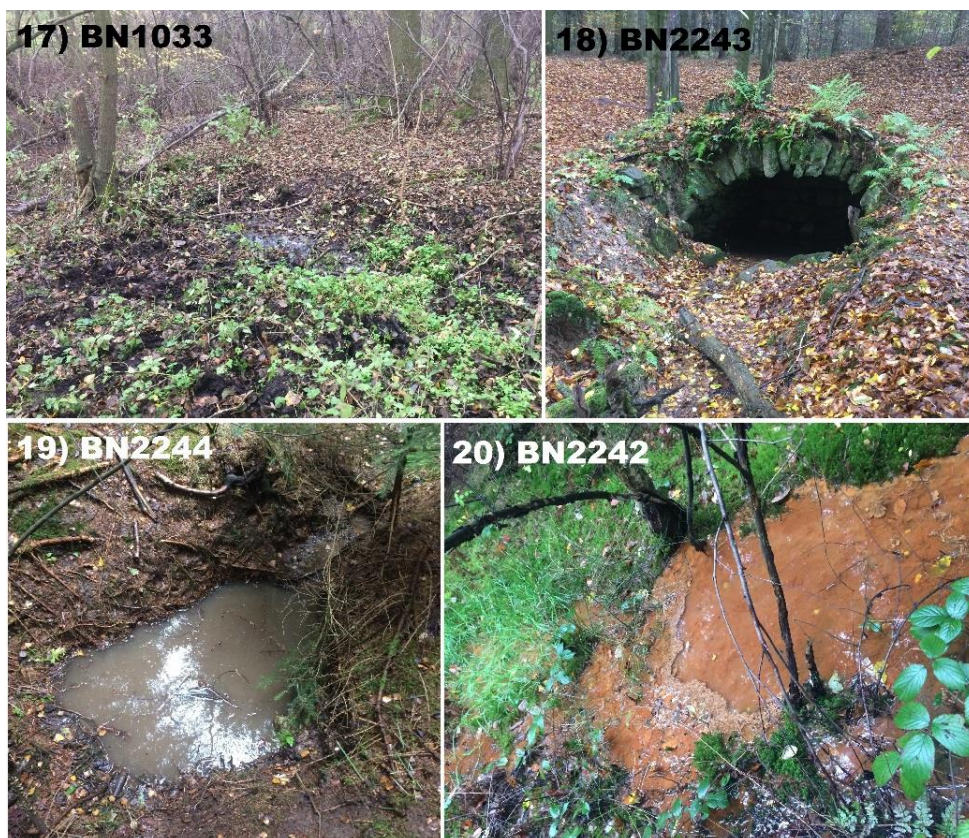
číslo pramene	ID pramene	název pramene	typ pramene	stát
1	BS2229	Myslivny – U Smrku	heleokrén	
2	BS2232	Myslivny – Pod Buky	reokrén	
3	BS2233	Myslivny – Nad Pasekou	heleokrén	
4	BS2230	Kropach – Pod Kulichem	reokrén	ČR
5	BS1019	Kropach 2	limnokrén	
6	BS1040	Sirný pramen	heleokrén	
7	AS1043	Tři zdroje	reokrén	
8	BS1016	Radvanec	upravený	
9	BN1034	Unterh. Spitzberg	limnokrén	
10	AN1036	Leutersdorf – Kirschbaumplantage	limnokrén	
11	AN1037	Leutersdorf – Ziegenborn	limnokrén	
12	AN1029	Kottmar Buschwiesen	upravený	
13	AN1030	Schießborn	limnokrén	
14	BN1024	Jonsdorf Horní	reokrén	SRN
15	BN1025	Jonsdorf Dolní	reokrén	
16	BS1041	Jonsberg – sportoviště	reokrén	
17	BN1033	Bornwäldchen	heleokrén	
18	BN2243	Steinbogen	limnokrén	
19	BN2244	Birke	reokrén	
20	BN2242	Jungfrauenquelle	heleokrén	



Obrázek č. 8 – fotodokumentace vzorkovaných pramenů v ČR
(Zdroj: vlastní fotografie)



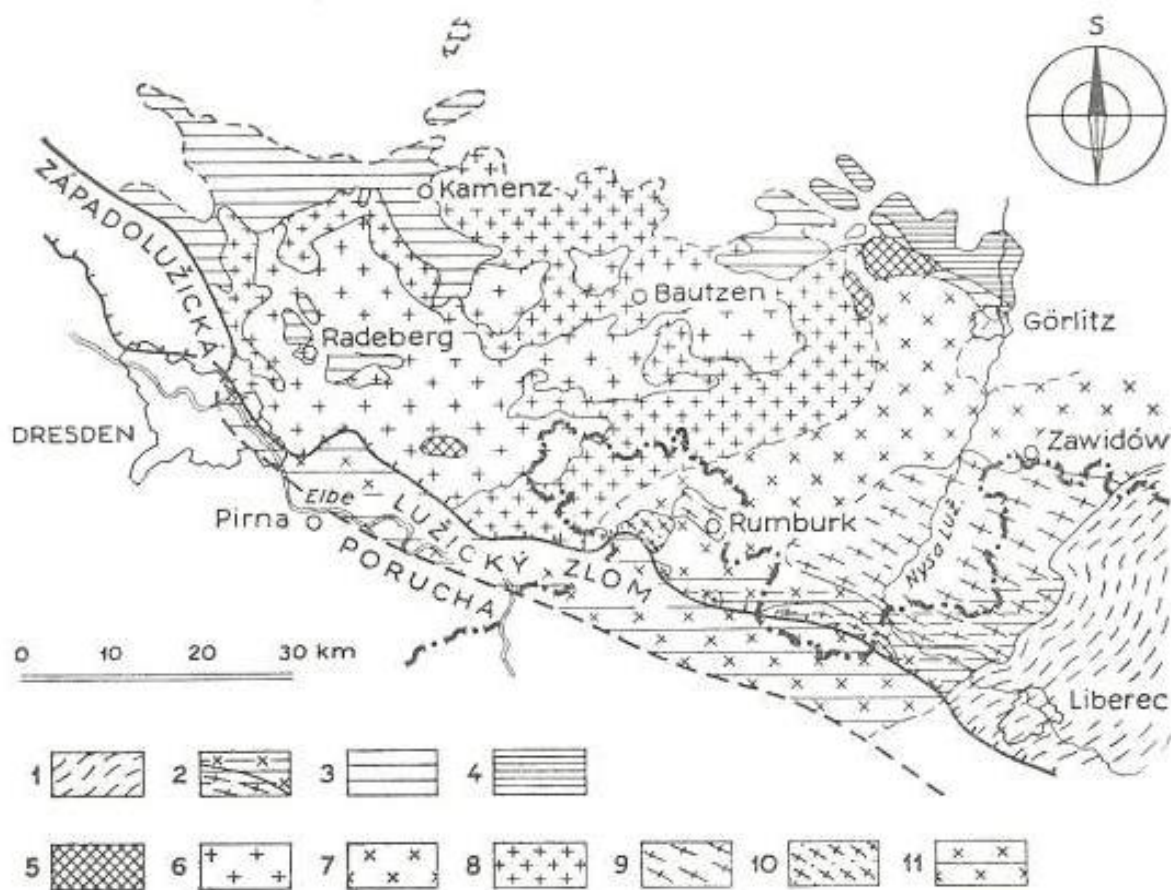
Obrázek č. 9 – fotodokumentace vzorkovaných pramenů v SRN
(Zdroj: vlastní fotografie)



Obrázek č. 10 – fotodokumentace vzorkovaných pramenů v SRN
(Zdroj: vlastní fotografie)

4.1.1 Geologie

Vzorkované prameny se nachází v granitovém masivu zvaném Lužický pluton (krystalinikum) spadajícím pod Český masiv, který byl vytvořen Hercynským vrásněním v prvohorách během devonu. Během saxonského věku (taktogeneze) byl vytvořen takzvaný Lužický zlom, který vytvořil asi 110 km dlouhou tektonickou linii rozdělující Lužický pluton na severovýchodě a českou křídovou pánev na jihozápadě (Misař a kol, 1983). Složení Lužického plutonu je možno sledovat na obrázku č. 11, převládajícím typem jsou převážně lužické grandiority či rumburské žuly.



číslo	Typ
1	Krkonošsko-jizerské krystalikum
2	Zbřidličnatělý východolužický a rumburský granit
3	Lužické břidličné pohoří – proteozoikum
4	Lužické břidličné pohoří – paleozoikum
5	Hercynské granitové pně
6	Dvojslídny lužický grandiorit
7	Východolužický grandiorit
8	Západolužický grandiorit
9	Rumburská žula
10	Brtnická žula
11	Lužický pluton bez rozlišení

Obrázek č. 11 - schéma Lužického plutonu (Zdroj: upraveno z Misař a kol., 1983)



4.2 Terénní práce

Celkem bylo vzorkováno dvacet pramenů, z nichž osm se nachází na území České republiky a dvanáct pramenů bylo vybráno v sousedním Německu (viz tabulka č.2). Terénní práce byly v roce 2017 rozděleny na jarní a podzimní odběry.

Terénní práce na jaře proběhly od 22. května 2017 do 14. června 2017, podzimní odběry od 13. října do 2. listopadu 2017 a u každého vzorkovaného pramenu je lze popsat následujícím způsobem:

- 1) Odběr vody z pramene do plastových polyethylenových lahvíček (viz obrázek č. 12).
- 2) Měření teploty vody, koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě, elektrolytické konduktivity a pH přenosným multimetrem typu Hach Lange, na obrázku č. 13 lze sledovat, že pro každé měření je určena jiná sonda.
- 3) Odběr sedimentu plastovou naběračkou do polyethylenových krabiček (viz obrázek č. 13), z každé lokality bylo odebráno přibližně 0,5 kg sedimentu z vrchní vrstvy, hloubky 5 cm, bylo-li to možné.



Obrázek č. 12 - odběr vody
(Zdroj: vlastní fotografie)



Obrázek č. 13 - měření hodnot pH, el. konduktivity, pH a kyslíku (Zdroj: vlastní fotografie)



- 4) Pro získání dostatečného množství bioty byly položeny v každém prameni čtyři vzorkovače, které byly po zhruba jednom měsíci odebrány. Každý pramen byl tímto způsobem vzorkován celkem třikrát.



Obrázek č. 14 – odběr sedimentu (Zdroj: vlastní fotografie)



Obrázek č. 15 - uložené vzorkovače ve vývěru (Zdroj: vlastní fotografie)

Na obrázku č. 15 je možno sledovat uložené vzorkovače ve vývěru. Jedná se o 15 cm dlouhý válec z plastového pletiva, který je naplněn valounky o velikostech 0,5-2,5 cm (Komínková a Nábělková, 2007).

- 5) Všechny odebrané vzorky vody, sedimentu a bioty byly uloženy do chladicího boxu a během několika hodin transportovány do laboratoře Fakulty životního prostředí, kde se uložily do mrazáků.

4.3 Laboratorní práce

Laboratorní práce proběhly na České zemědělské univerzitě, Fakultě životního prostředí, Katedře aplikované ekologie, pod odborným dohledem Ing. Lucie Součkové.

4.3.1 Separace bioty

Veškerá biota z jednotlivých pramenů, nachytaná mezi valounky ve vzorkovačích, byla vysypána na táč, kde byla přebírána pomocí plastové pinzety do Petriho misek (viz obrázky č. 16 a 17), byly rozpoznány jednotlivé druhy, spočítány a uloženy do plastových sáčků do mrazáku. Tím byly vzorky připraveny pro vysušení a následnou analýzu.



Obrázek č. 16 - přebraná biota BS2232
(Zdroj: vlastní fotografie)



Obrázek č. 17 - přebírání bioty
(Zdroj: Silva, 2017)

4.3.2 Sediment – síťování frakcí

Vzorky byly vysušeny pomocí metody lyofilizace. Zmrzlá voda byla vysublimována při nízkém tlaku a teplotě, aby nedošlo poškození vysušeného materiálu (Jennings, 1999).

Každý vzorek sedimentu byl rozdělen do čtyř frakcí pomocí analytického síťovacího stroje Fritsch Spartan (Německo), frekvence 50/60 Hz. K setí jednoho vzorku bylo potřeba zhruba 20-40 minut (viz obrázky č. 18 a 19).

- Frakce totální (celkový), sediment o velikosti $<609 \mu\text{m}$.
- Sediment o velikosti frakce $609-206 \mu\text{m}$.
- Sediment o velikosti frakce $206-67 \mu\text{m}$.
- Sediment o velikosti frakce $<67 \mu\text{m}$.



Obrázek č. 18 - jednotlivé frakce pramene BS2232
(Zdroj: vlastní fotografie)



Obrázek č. 19 - síťovací stroj Fritsch Spartan
(Zdroj: vlastní fotografie)



4.3.3 Mikrovlnný rozklad

4.3.3.1 Mikrovlnný rozklad sedimentu (US EPA 3052)

Vzorky jednotlivých frakcí sedimentu byly rozloženy pomocí metody mikrovlnného rozkladu US EPA 3052. Do teflonových nádob bylo vloženo množství sedimentu odpovídající váze 0,5-1 g. Ke vzorku bylo přidáno 9 ml 65 % kyseliny dusičné (HNO_3) a 1 ml 30 % peroxidu vodíku (H_2O_2). Nádoby se poté utěsnilly, vložily do mikrovlnného systému (viz obrázek č. 20) Berghoff, MWS-2 (Německo) a zahřívaly po dobu 30 minut při teplotě 180 °C (program P2). Po ukončení a vychladnutí byly vzorky filtrovány (viz obrázek č. 21) a doplněny destilovanou vodou na objem 50 ml. Postup pro činidlo bez vzorku sedimentu (blank) byl proveden stejným způsobem. Všechny rozložené vzorky byly uchovány v polypropylenových kónických zkumavkách při teplotě 4 °C (Bettiol a kol, 2008).



Obrázek č. 20 - Berghoff, MWS-2
(Zdroj: vlastní fotografie)



Obrázek č. 21 - filtrace vzorků
(Zdroj: vlastní fotografie)

4.3.3.2 Mikrovlnný rozklad bioty

Vzorky bioty z jednotlivých pramenů byly rozdrceny a o maximální hmotnosti 0,2 g byly přidány 4 ml HNO_3 a 1 ml H_2O_2 , takto byly vzorky vloženy do teflonových nádob a ponechány 12 hodin, aby se zabránilo prudké reakci. V dalším kroku bylo přidáno 5 ml HNO_3 do každé nádoby se vzorkem. Rozklad byl proveden v mikrovlnném systému Berghoff MWS-2 (Německo) pomocí programu P6 při teplotě 180 °C po dobu 30 minut. Po vychladnutí byly vzorky filtrovány, upraveny na 10 ml dolitím deionizované vody a uchovány v polypropylenových zkumavkách při teplotě 4 °C. Postup pro blank byl proveden stejným způsobem.



4.3.4 Sekvenční analýza

Pro určení chemických rizikových forem prvků byla zvolena metoda tříkrokové sekvenční extrakce BCR, vycházející z postupu Tessiera a kol. (1979). Do vyloužených 50 ml polypropylenových kónických zkumavek byl navážen 1 g z celkové frakce sedimentu ze všech lokalit odebraných na podzim a postupovalo se v několika krocích dle Rauret a kol. (2000).

4.3.4.1 Frakce A

Frakce A je poutaná na uhličitany, slabě vázána na organický materiál. Do centrifugační zkumavky se vzorkem bylo přidáno 40 ml kyseliny octové ($0,11 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$). Extrakt byl třepán 16 hodin přes noc v orbitální třepačce typu SHO-2D, 230 V (Jižní Korea) při rychlosti 200 rpm (viz obrázek č. 22) při teplotě $22 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$. Následně byl vzorek centrifugován při rychlosti 6 000 rpm v centrifuze typu MPW-251 (Polsko), kterou lze sledovat na obrázku č. 23. Supernatant byl odlit do polypropylenové zkumavky. Pevný vzorek byl dvakrát proplachován 20 ml deionizované vody, aby bylo odstraněno reakční činidlo (centrifugace 10 min. při 6 000 rpm), vzorky se poté vysoušely v sušárně typu Venticell 111 za teploty $40 \text{ }^\circ\text{C}$ (Rauret a kol., 2000).



Obrázek č. 22 - vzorky na orbitální třepačce
(Zdroj: vlastní fotografie)



Obrázek č. 23 - centrifuga MPW-251
(Zdroj: vlastní fotografie)



4.3.4.2 Frakce B

Reziduum po frakci A bylo třepáno za stejných podmínek jako při předchozím kroku s 40 ml hydroxylaminem hydrochloridu ($0,5 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$), pH roztoků se upravilo na hodnotu 2 pomocí HNO_3 . Supernatant byl slit do zkumavek a zbylý pevný vzorek byl dvakrát propláchnut 20 ml deionizovanou vodou, a vzorek byl vysoušen jako u frakce A (Rauret a kol., 2000).

4.3.4.3 Frakce C

K reziduu po frakci B se přidalo 10 ml peroxidu vodíku ($8,8 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$), vzorky byly třepány po dobu 1 hodiny za pokojové teploty v orbitální třepačce. Vzorky byly vařeny v sušárně Venticell 111 při teplotě $85 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ po dobu 1 h za občasného třepání. Poté bylo přidáno dalších 10 ml peroxidu vodíku a nechalo se na 1 hodinu reagovat při teplotě $85 \pm 2^\circ\text{C}$. Po odpaření na 1 ml se do zkumavky přidalo 40 ml ($1 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$) octanu amonného a nechalo se za stejných podmínek jako u kroku A třepat po dobu 16 hodin. Extrakt byl poté oddělen stejným způsobem jako v předchozích krocích. U reziduální frakce byl v posledním kroku provedena metoda mikrovlnného rozkladu (Rauter a kol., 2000).

4.3.5 Vyhodnocení výsledků

Koncentrace kovů v extraktech byla stanovena pomocí metody AAS, atomovým absorpčním spektrometrem (F55AAS) a grafitovým kyvetovým atomizérem AA (GTA 120)(Agilent technologies).

Výsledky chemických analýz byly použity pro stanovení rizika toxických kovů ve vodních ekosystémech. Koncentrace toxických kovů ve vodě byly porovnány s EQS podle vyhlášky 452/2017 Sb. Odhad biologické dostupnosti a rizika kovů v sedimentu je založen na:

Distribučním koeficientu (K_d), který je poměrem mezi koncentracemi polutantu v sedimentu (C_s) a vodě (C_w):

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} \quad [\text{l} \cdot \text{kg}^{-1}]$$

Výsledek K_d určuje, zda jsou pevné látky nebo voda rozhodující pro posouzení rizika (Ternes a kol. 2004). Distribuční koeficient je jedním z nejdůležitějších parametrů pro stanovení migračního potenciálu kontaminantů v kapalných látkách, které jsou



v kontaktu se sedimentem nebo suspendovanými látkami. Vypočtené hodnoty $\log K_d > 5$ jsou charakteristické pro prvky a sloučeniny, které jsou vázány na pevné látky a jen ojediněle se vážou na kapaliny. Naopak hodnoty $\log K_d < 4$ jsou příznačné pro prvky či sloučeniny snadněji uvolňované z pevných látek. Hodnoty $\log K_d < 3$ charakterizují chemické látky přítomné přednostně v kapalných látkách (Komínková a Nábělková, 2001).

Koeficient rizika (HQ) charakterizuje nebezpečí znečišťující látky pro vodní prostředí porovnáním s konkrétními EQS.

$$HQ = \frac{C_s}{EQS}$$

Hodnota C_s je naměřená koncentrace znečišťující látky v sedimentu a EQS je kritériem pro hodnocení kvality sedimentu. V této diplomové práci je pro hodnotu EQS použit prahový účinek koncentrace TEC stanovenou USEPA, kvůli chybějícím vhodným kritériím v české legislativě. Podle Clements a kol. (200) lze na základě hodnoty HQ předpokládat změny v bentických společenstvech: $HQ < 1$ indikují neznečištěné lokality bez reverzibilního účinku na vodní organismy, $1 < HQ < 2$ ukazuje nízké znečištění bez většího ohrožení pro organismy. $2 < HQ < 10$ signalizuje středně vysoké znečištění s významným ohrožením pro citlivé druhy a $HQ > 10$ je vysoká znečištění, které se odráží poklesem diversity.

Biota sediment accumulation factor (BSAF) indikuje schopnost hromadění kovů bentickými organismy ze sedimentu, je vypočteno jako:

$$BSAF = \frac{C_B}{C_S}$$

kde C_B označuje koncentraci kovu na váhu vysušeného organismu a C_S koncentraci kovu v sedimentu, přičemž hodnoty $BSAF > 1$ indikují, že může docházet k bioakumulaci a naopak při hodnotách $BSAF < 1$ k bioakumulaci nedochází (Rand, 1995).



Index geoakumulace (I_{geo}) zhodnocuje míru zatížení sedimentu. Hodnoty I_{geo} jsou převedeny na jeho třídy dle tabulky č. 2 se slovním vyjádřením kvality sedimentu (Turkian a Wedepohl, 1965).

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{B_n \cdot 1,5}$$

Hodnota C_n označuje koncentraci prvku ve vzorku a B_n pozad'ovou hodnotu pro studované kovy. Pozad'ovou hodnoty B_n byly převzaty z Turkian a Wedepohl (1965).

Tabulka č.2 – slovní vyjádření hodnot I_{geo} a tříd I_{geo}

I_{geo}	třída I_{geo}	kvalita sedimentu
< 0	0	<i>prakticky nezatížený</i>
$> 0-1$	1	<i>nezatížený až mírně zatížený</i>
$> 1-2$	2	<i>mírně zatížený</i>
$> 2-3$	3	<i>mírně až silně zatížený</i>
$> 3-4$	4	<i>silně zatížený</i>
$> 4-5$	5	<i>silně zatížený až nadměrně zatížený</i>
> 5	6	<i>nadměrně zatížený</i>

(Zdroj: upraveno z Turkian a Wedepohl, 1965)



5 Výsledky

5.1 Fyzikálně-chemické parametry vody

Konduktivita vody v pramenech naznačuje přítomnost rozpustných forem, větší míra konduktivity je známkou vysoké přítomnosti iontů. Konduktivita se ve sledovaných pramenech při jarních měřeních pohybovala od 85,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (BS2232 a BS2233) do 513 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (BN1033). Při podzimních měřeních byla konduktivita v rozmezí od 86,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (BS2233) do 501 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (BN1033), v porovnání s jarním měřením se v průměru téměř nezměnila.

Na podzim byl zaznamenán celkový pokles pH ve sledovaných pramenech při srovnání s jarním měřením, výjimkou byly tři prameny v lokalitě Myslivny (BS2229, BS2232, BS2233), zde se pH na podzim nepatrně zvýšilo. Největší pokles pH mezi jarem a podzimem byl sledován u Sírného pramene (BS1040), zde se pH snížilo z hodnoty 7,86 na 5,84.

Koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě se významně nezměnila. Největší pokles byl zaznamenán u AN1036, koncentrace zde poklesla z jarní hodnoty 8,9 mg/l na 5,32 mg/l při podzimním měření.

Je nutno konstatovat, že naměřená teplota u některých pramenů může být zavádějící. Vzhledem k nízkému množství vody ve vývěru pramene musela být voda postupně odebírána do polypropylenové lahvičky, čímž se naměřená teplota mírně zvýšila, toto se týká jarních měření na lokalitách BS2229, AN1030, BN1033. Nejnižší naměřená teplota byla na jaře i podzim byla 7,1 °C (AS1043). Konkrétní hodnoty jarních a podzimních měření konduktivity, pH, rozpuštěného kyslíku a teploty vody lze sledovat v tabulkách č. 3 a 4.



Tabulka č. 3 – naměřené hodnoty pH, rozpuštěného kyslíku ve vodě, konduktivity a teploty vody na jaře 2017

Pramen			Měření – jaro 2017				
číslo	ID pramene	název pramene	datum	pH	O ₂ (mg/l)	konduktivita (μS/cm)	teplota (°C)
1	BS2229	Myslivny – U Smrku	26.5.	6,45	9,31	93,5	14,2
2	BS2232	Myslivny – Pod Buky	14.6.	5,98	8,9	85,6	9,1
3	BS2233	Myslivny – Nad Pasekou	14.6.	6,28	9,1	85,6	7,9
4	BS2230	Kropach – Pod Kulichem	26.5.	7,53	10,06	173,3	9
5	BS1019	Kropach 2	26.5.	7,42	3,98	194,8	12,5
6	BS1040	Sirný pramen	26.5.	7,86	0,33	227	8,4
7	AS1043	Tři zdroje	26.5.	7,29	10,91	96,8	7,1
8	BS1016	Radvanec	26.5.	6,36	8,78	122,1	9,5
9	BN1034	Unterh. Spitzberg	30.5.	7,5	7,41	243	11,5
10	AN1036	Leutersdorf – Kirschbaumplantage	29.5.	6,23	8,9	406	9,4
11	AN1037	Leutersdorf – Ziegenborn	30.5.	6,81	3,83	118,5	10,4
12	AN1029	Kottmar Buschwiesen	29.5.	5,9	9,4	171,9	19,5
13	AN1030	Schießborn	29.5.	6,25	9,55	221	16,5
14	BN1024	Jonsdorf Horní	29.5.	7,1	10,02	187,1	7,8
15	BN1025	Jonsdorf Dorní	29.5.	6,1	8,77	195,3	8,8
16	BS1041	Jonsberg – sportoviště	29.5.	5,67	9,1	111,7	8,7
17	BN1033	Bornwäldchen	30.5.	7,8	6,2	513	22,5
18	BN2243	Steinbogen	14.6.	6,08	8,01	235,0	9,1
19	BN2244	Birke	14.6.	5,58	6,8	164,0	9,1
20	BN2242	Jungfrauenquelle	14.6.	6,4	0	264,0	9,1



Tabulka č. 4 - naměřené hodnoty pH, rozpuštěného kyslíku ve vodě, konduktivity a teploty vody na podzim 2017

Pramen			Měření – podzim 2017				
číslo	ID pramene	název pramene	datum	pH	O ₂ (mg/l)	konduktivita (μS/cm)	teplota (°C)
1	BS2229	Myslivny – U Smrku	13.10.	5,83	10,11	88,2	7,9
2	BS2232	Myslivny – Pod Buky	13.10.	5,74	9,07	96,8	7,3
3	BS2233	Myslivny – Nad Pasekou	13.10.	6,19	8,71	86,9	8,3
4	BS2230	Kropach – Pod Kulichem	13.10.	7,33	9,19	163,5	9,9
5	BS1019	Kropach 2	13.10.	6,99	2,52	201,6	9,9
6	BS1040	Sirný pramen	13.10.	5,84	1,02	205,7	9,6
7	AS1043	Tři zdroje	13.10.	6,34	10,67	92,2	7,1
8	BS1016	Radvanec	13.10.	5,85	8,67	117,3	9,6
9	BN1034	Unterh. Spitzberg	27.10.	7,59	4,97	394	10,5
10	AN1036	Leutersdorf – Kirschbaumplantage	27.10.	6,14	5,32	418	10,2
11	AN1037	Leutersdorf – Ziegenborn	27.10.	6,56	4,15	119,1	9,1
12	AN1029	Kottmar Buschwiesen	27.10.	6,15	9,89	190,1	9,8
13	AN1030	Schießborn	27.10.	6,41	7,22	199,4	9,1
14	BN1024	Jonsdorf Horní	27.10.	6,88	10,59	196,5	8,4
15	BN1025	Jonsdorf Dorní	27.10.	6,07	8,63	255	8,8
16	BS1041	Jonsberg – sportoviště	27.10.	5,46	9,11	110,3	8,8
17	BN1033	Bornwäldchen	2.11.	7,66	5,6	501	14,6
18	BN2243	Steinbogen	2.11.	5,93	7,64	215	9,4
19	BN2244	Birke	2.11.	5,65	6,14	154,8	9
20	BN2242	Jungfrauenquelle	2.11.	6,8	0	270	8,1



5.2 Toxické kovy ve vzorcích sedimentu

Koncentrace kovů (mg/kg) z frakcí sedimentu (celková <609 μm , 609-206 μm , 206-67 μm , <67 μm) získané mikrovlnným rozkladem ukázaly, že více než 90 % všech vzorků kadmia bylo pod mezí detekce, nejvyšší naměřená hodnota byla v prameni AN1029 na podzim v celkové frakci s hodnotou 0,82 mg/kg, čímž byla překročena hodnota prahové koncentrace prvku TEC (obrázek č. 31).

Mangan vykazoval největší průměrné koncentrace (427 mg/kg) ve frakci <67 μm v jarním i podzimním období, příkladem může být pramen např. BS2229 na obrázku č. 25, koncentrace mezi jarem a podzimem byly ve většině případů velmi podobné, až na BS2229 (obrázek č. 25), kde se množství manganu ve frakci <67 μm na podzim zvýšilo téměř pětkrát. Naopak v pramenech BN1033 a BS1019 byl zaznamenán významný pokles manganu na podzim ve frakci <67 μm (obrázky č. 66 a 77).

Zvláštní výjimku ve sledovaných lokalitách tvoří pramen BN1034, kde všechny hodnoty sledovaných kovů preferovaly frakci 609-206 μm , naměřené koncentrace byly v průměru třikrát vyšší než u všech ostatních frakcí (obrázek č. 69). U pramene BN1041 (obrázek č. 76) naopak můžeme sledovat, že zde byla všemi sledovanými kovy nejvíce preferována frakce <67 μm .

Koncentrace olova ve všech frakcích sledovaných pramenů se pohybovala velmi rovnoměrně, odchylka mezi nejvíce a nejméně zastoupenou frakcí byla 3 mg/kg. Pouze v některých případech je možno sledovat, že olovo více preferovalo frakci <67 μm (BS2229, BN1024, BN1041). Koncentrace olova ve všech frakcích na jaře měly průměrnou hodnotu 23,42 mg/kg, která se na podzim zvýšila o necelých 20 % na hodnotu 28,31 mg/kg, tento trend lze nejlépe pozorovat u BN2244 (obrázek č. 79). Nejvyšší naměřená hodnota olova měla koncentraci 96,83 mg/kg na podzim ve frakci 206-67 μm v prameni AN1029.

Na obrázku č. 33 lze sledovat, že koncentraci prahového účinku prvku (TEC) v celkové frakci překročily prameny zejména v podzimním období (AN1029, AN1030, AN1036, AN1037, BN2244, BS2242). Na jaře je tuto hodnotu překročily pouze dva prameny (BS1016 a AN1030).

Rozsah koncentrací se u mědi mezi jednotlivými frakcemi pohyboval od 10,94 do 9,65 mg/kg, to svědčí o rovnoměrném rozložení ve všech frakcích podobně jako u



olova. Mezi jarním a podzimním obdobím se průměrné koncentrace mědi téměř nelišily, rozdíl byl pouze o 0,19 mg/kg více v podzimním období. Nejvyšší koncentrace mědi (54,27 mg/kg) byla naměřena u pramene BS2232 na jaře ve frakci <67 μm (obrázek č. 63), v tomto prameni se v podzimním období koncentrace mědi pohybovaly pod mezí detekce.

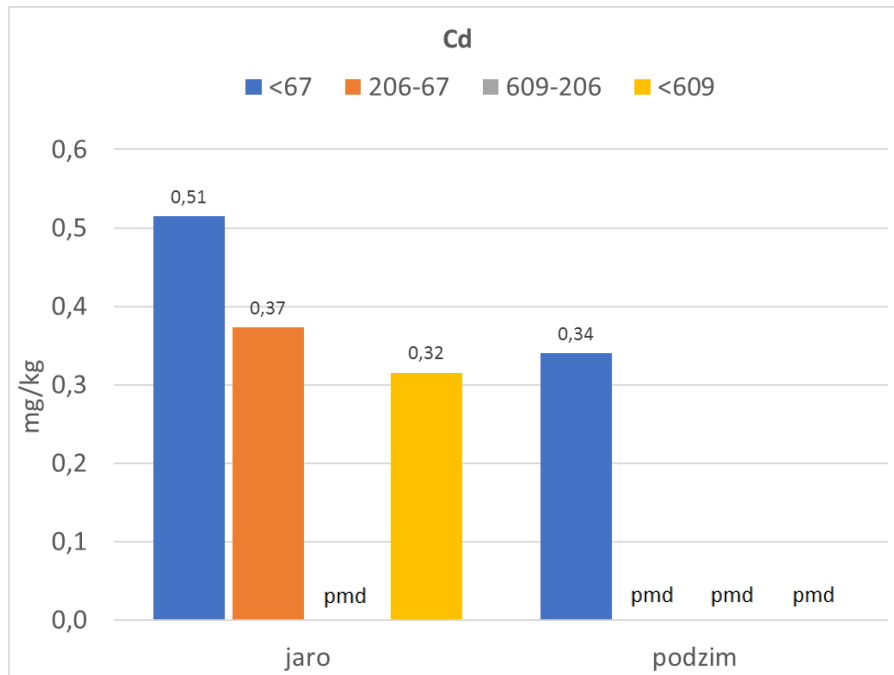
Průměrné koncentrace niklu ve všech sledovaných frakcích se na podzim zvýšily o celkem 28 % největší změny mezi jarem a podzimem lze sledovat zejména u AN1029 na obrázku č. 72, v tomto prameni byla také na podzim významněji překročena hranice TEC v celkové frakci, tato nejvyšší naměřená koncentrace niklu byla 75,09 mg/kg (obrázek č. 35). Průměrné koncentrace niklu v jednotlivých frakcích byly s menší odchylkou stejně zastoupeny, žádná z analyzovaných frakcí neměla signifikantní koncentrace, toto tvrzení potvrzuje např. pramen AN1037 na obrázku č. 71.

U zinku lze sledovat, že koncentrace ve frakci <67 μm vykazují signifikantní rozdíl mezi jarním a podzimním období, průměrné naměřené hodnoty koncentrací zinku v této frakci na jaře byly 42,69 mg/kg a na podzim už pouze 14,03 mg/kg, což odpovídá poklesu o 67 %, tento trend lze nejlépe sledovat např. u BS2229 (obrázek č. 29) a BS2232 (obrázek č. 63). Zbylé frakce zinku (celková <609 μm , 609-206 μm , 206-67 μm) tento trend už nepotvrzují a jejich průměrné koncentrace mezi jarem a podzimem jsou téměř totožné. U pramene BS2232 na obrázku č. 63 lze sledovat největší naměřenou hodnotu koncentrací zinku (167,82 mg/kg).

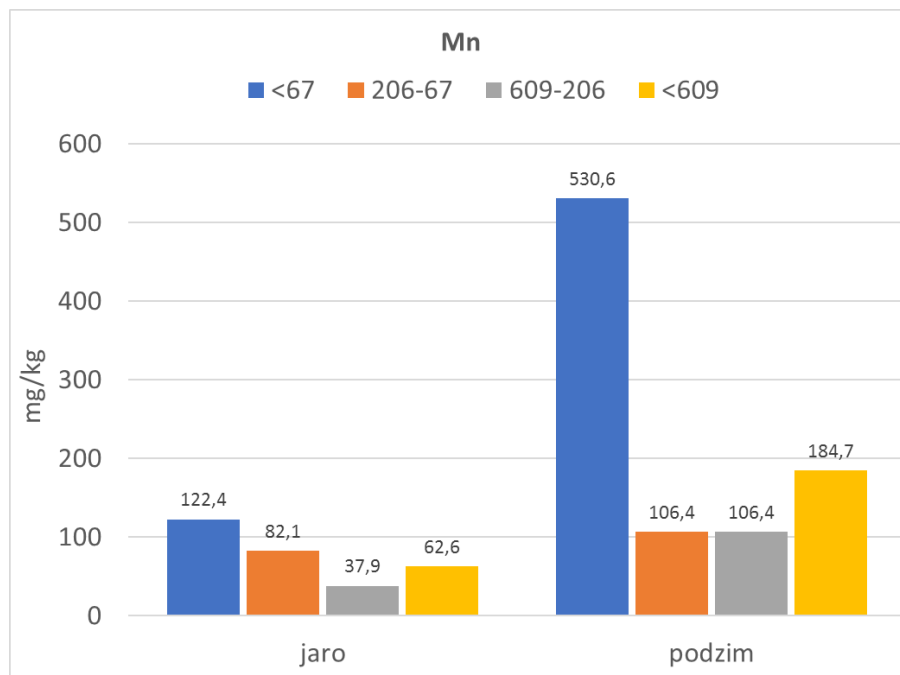
Vyhodnocení koncentrací železa značně ovlivňují průměrné naměřené hodnoty ve všech frakcích pramenů BN1033 a BN2242. Celková frakce na jaře v prameni např. u BN2242 vykazovala hodnotu 114 402 mg/kg, což je o více než 90 % než u ostatních lokalit (obrázek č. 80). Pokud by se z vyhodnocení vyřadily tyto zkreslující hodnoty, je možno konstatovat, že ve všech frakcích jsou koncentrace železa velmi podobné, v podzimním období zvýšily průměrně o 5-10 %.

Toxické kovy v sedimentu nebyly stanoveny u pramene AS1043, v jarním ani podzimním období nebylo možné odebrat z této lokality požadovanou navážku sedimentu

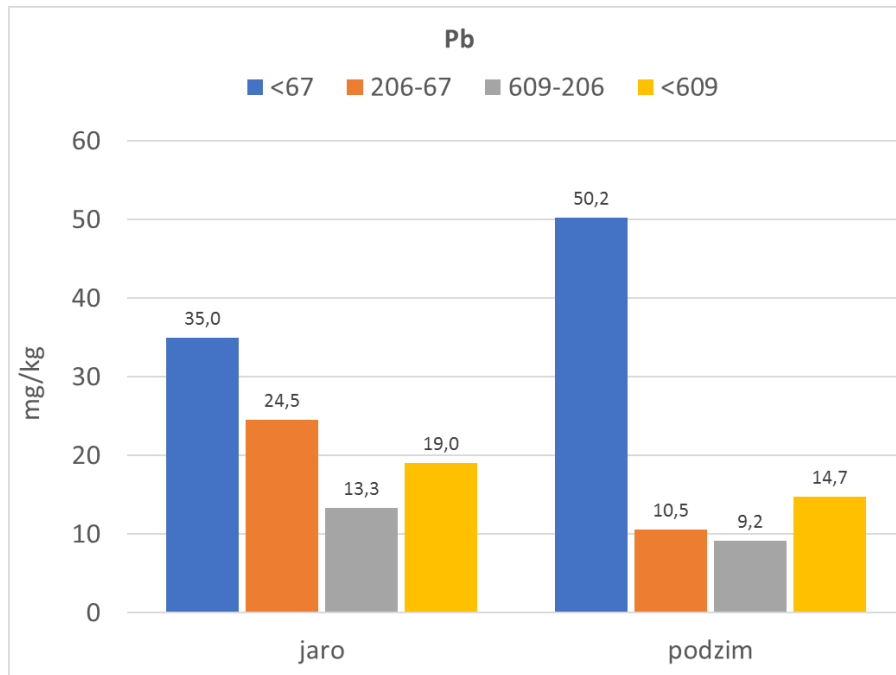
Akumulační linka z průměrných koncentrací kovů ze všech frakcí sedimentu, získaných mikrovlnným rozkladem je následující: Fe>Mn>Zn>Pb>Ni>Cu>Cd.



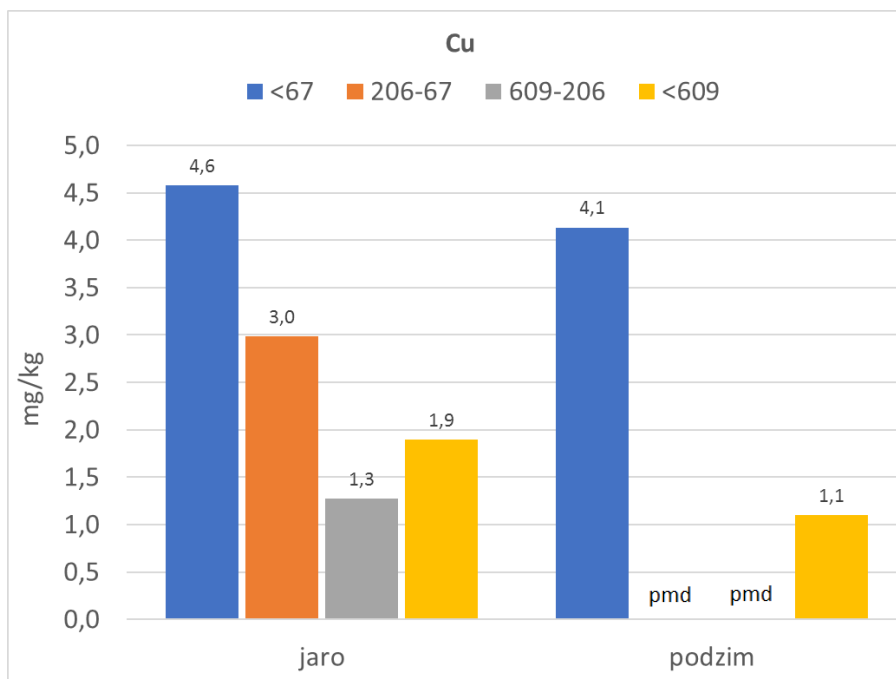
Obrázek č. 24 – koncentrace kadmia ve frakcích sedimentu pramene BS2229



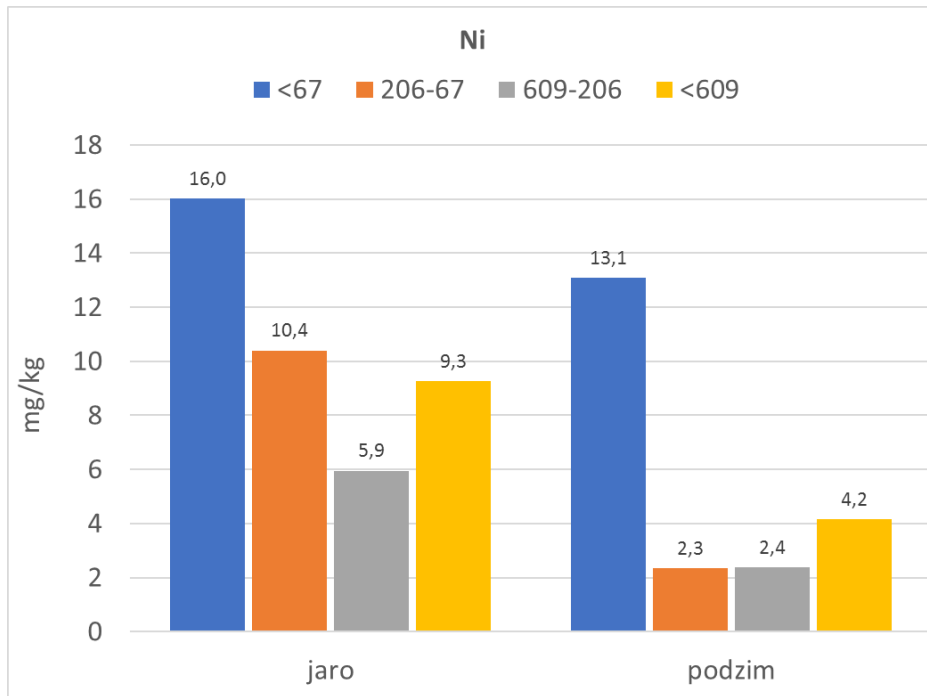
Obrázek č. 25 – koncentrace manganu ve frakcích sedimentu pramene BS2229



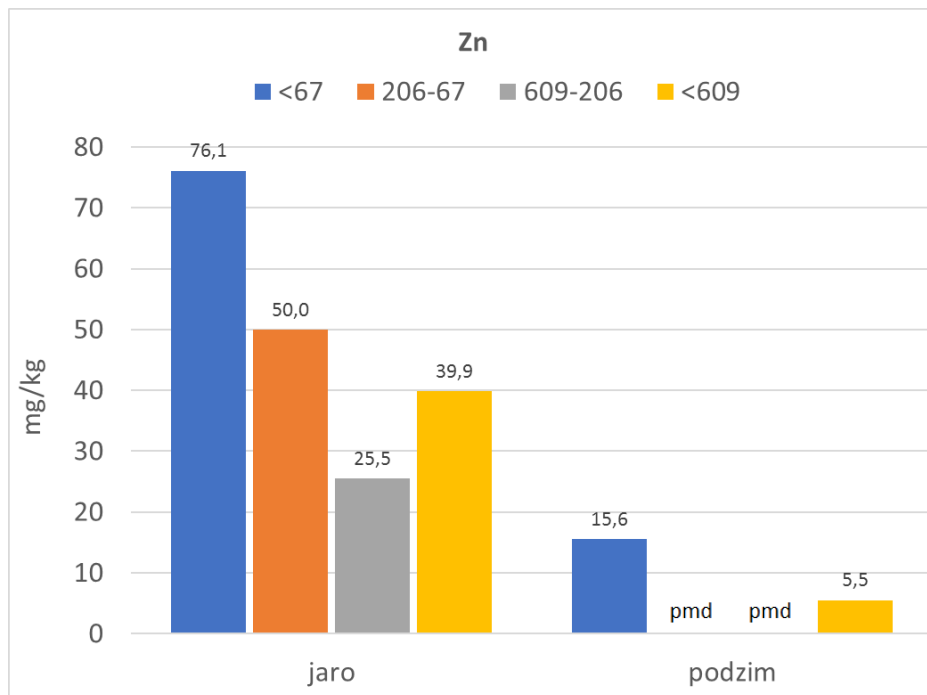
Obrázek č. 26 – koncentrace olova ve frakcích sedimentu pramene BS2229



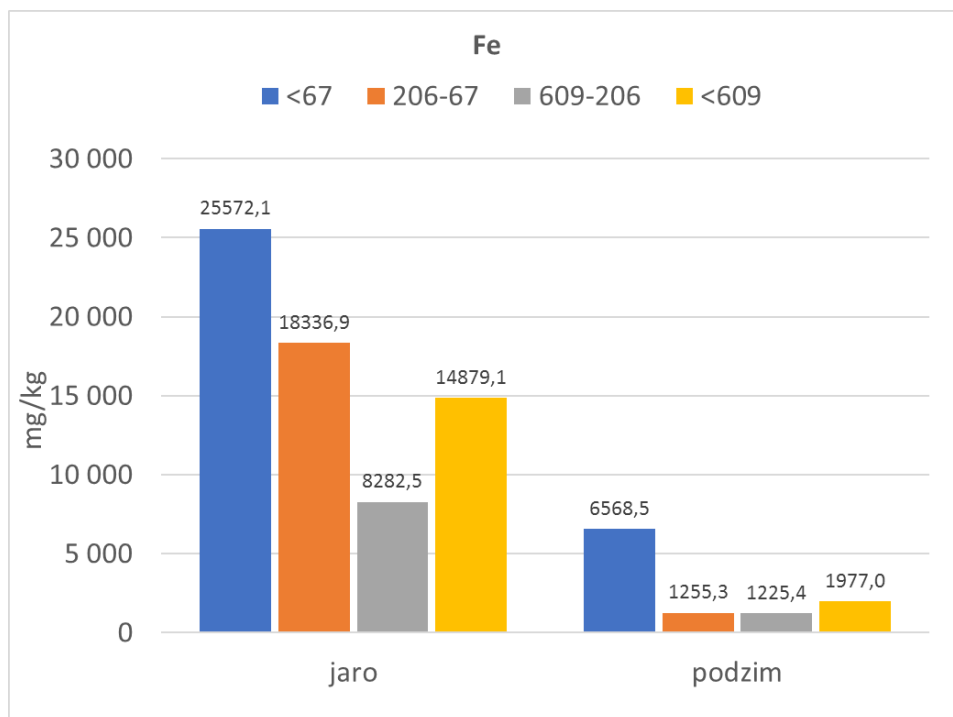
Obrázek č. 27 – koncentrace mědi ve frakcích sedimentu pramene BS2229



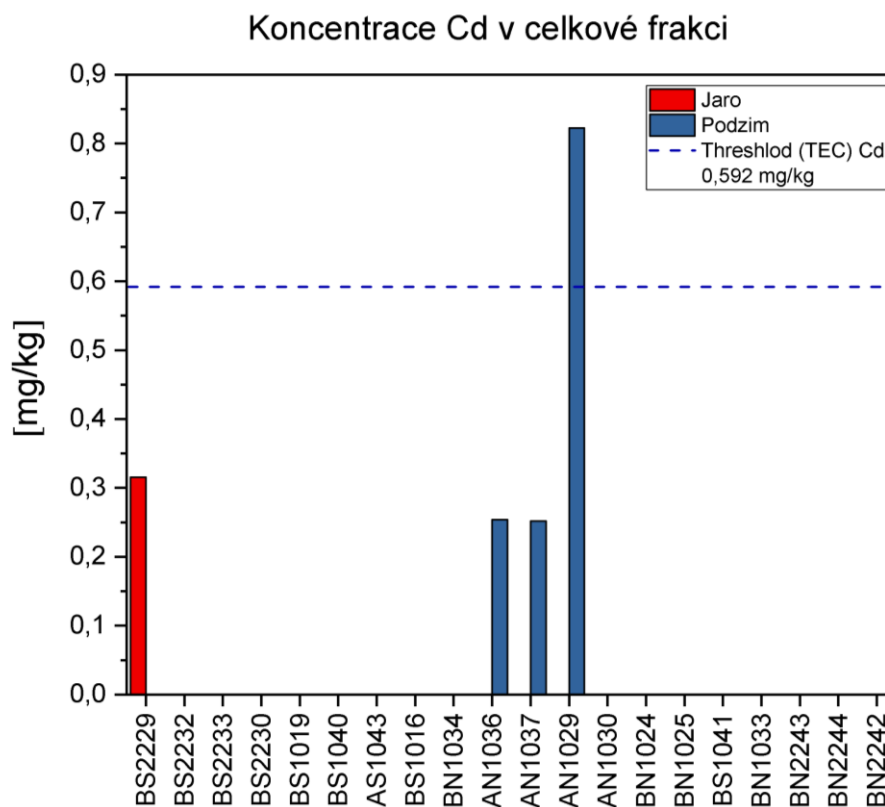
Obrázek č. 28 – koncentrace niklu ve frakcích sedimentu pramene BS2229



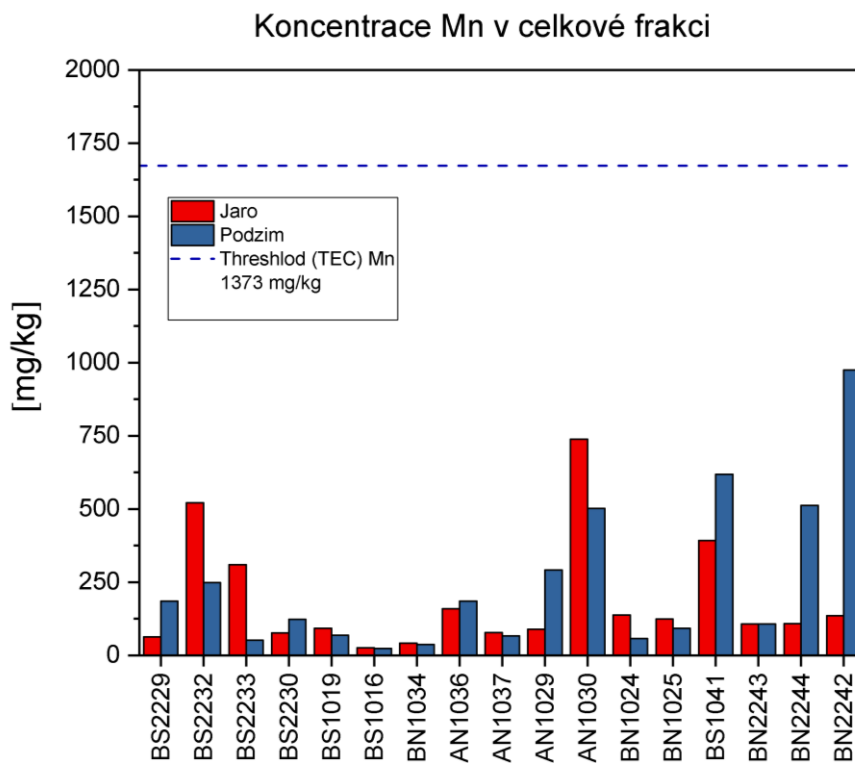
Obrázek č. 29 – koncentrace zinku ve frakcích sedimentu pramene BS2229



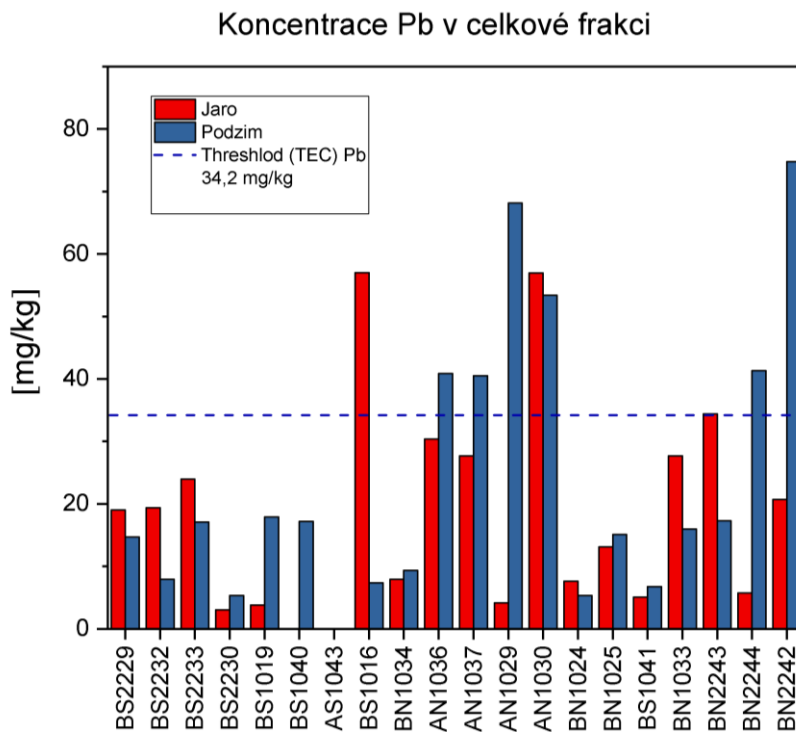
Obrázek č. 30 – koncentrace železa ve frakcích sedimentu pramene BS2229



Obrázek č. 31 – koncentrace Cd v celkové frakci s vyznačenou hodnotou prahového prahového účinku prvku (TEC)



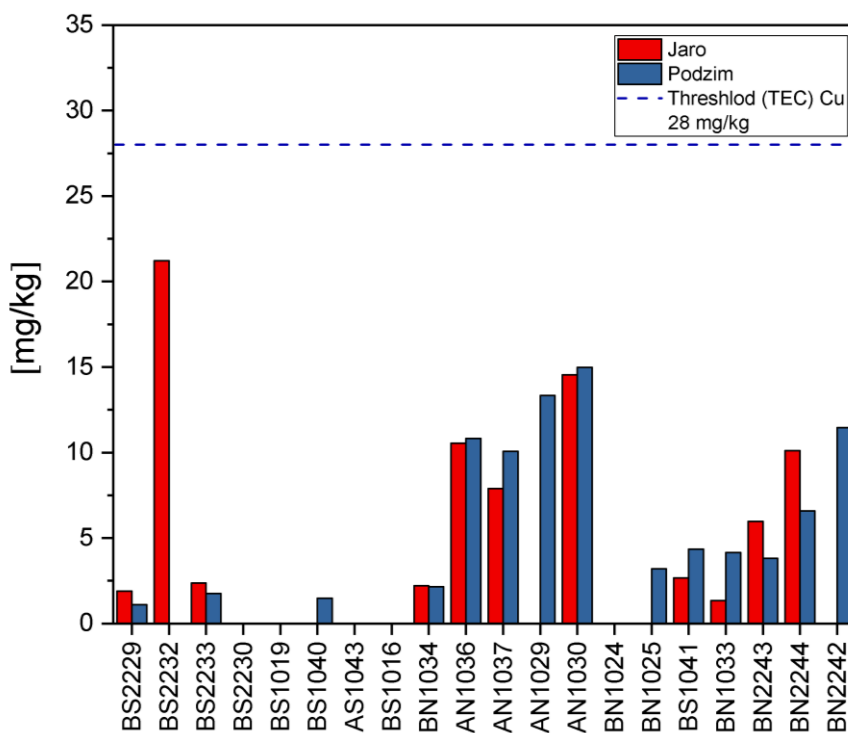
Obrázek č. 32 - koncentrace Mn v celkové frakci s vyznačenou hodnotou prahového prahového účinku prvku (TEC)



Obrázek č. 33 - koncentrace Pb v celkové frakci s vyznačenou hodnotou prahového prahového účinku prvku (TEC)

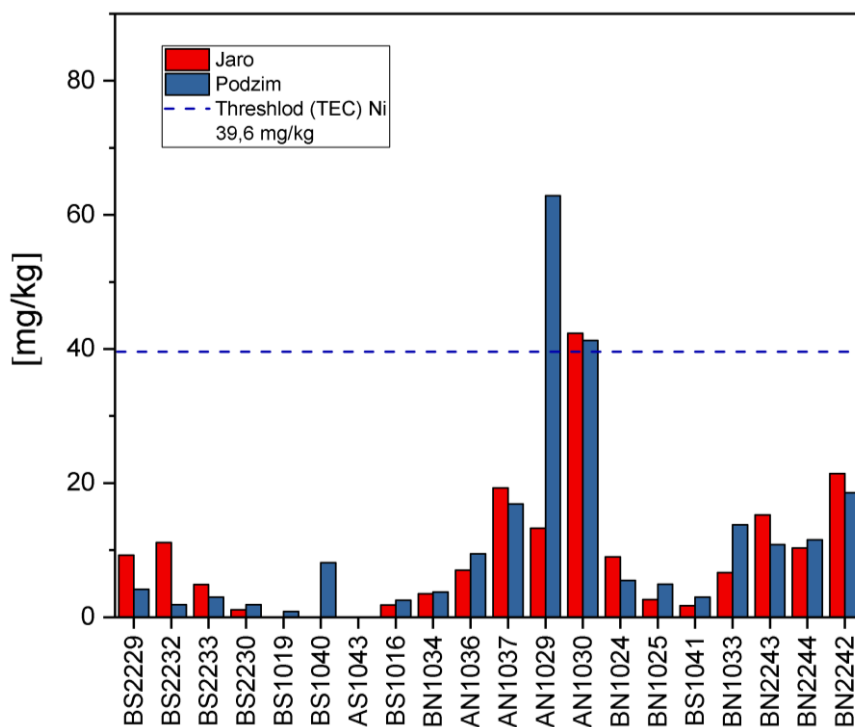


Koncentrace Cu v celkové frakci



Obrázek č. 34 - koncentrace Cu v celkové frakci s vyznačenou hodnotou prahového prahového účinku prvku (TEC)

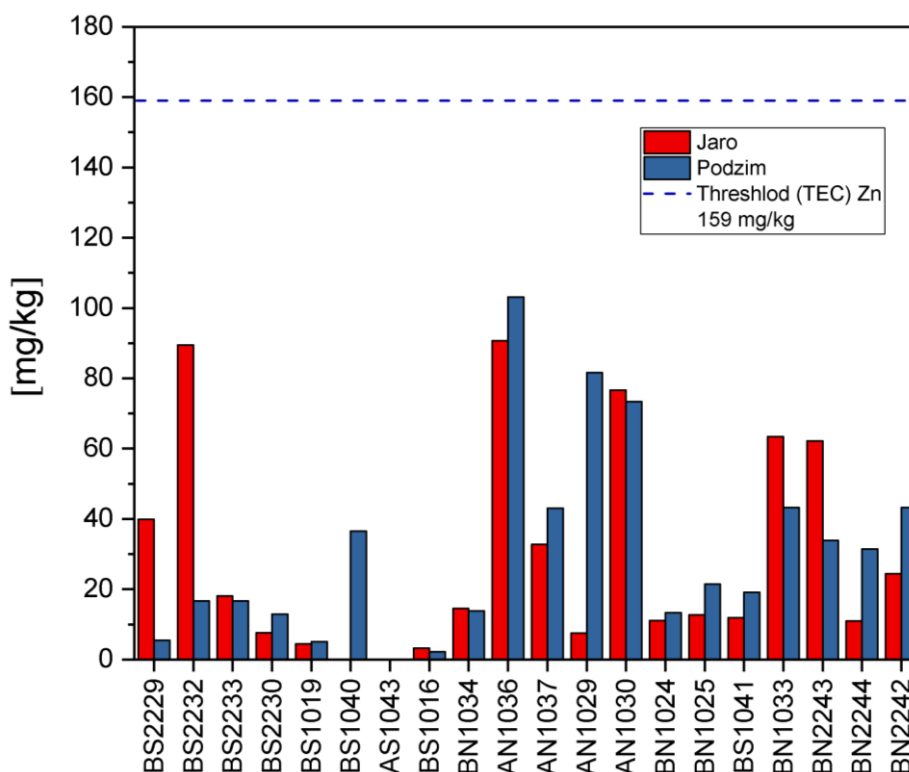
Koncentrace Ni v celkové frakci



Obrázek č. 35 - koncentrace Ni v celkové frakci s vyznačenou hodnotou prahového prahového účinku prvku (TEC)



Koncentrace Zn v celkové frakci



Obrázek č. 36 - koncentrace Zn v celkové frakci s vyznačenou hodnotou prahového prahového účinku prvku (TEC)

Koncentrace a distribuce kovů v geochemických frakcích (sekvenční analýza BCR). Byly analyzovány koncentrace Cd, Mn, Pb, Cu, Ni, Zn a Fe (mg/kg) ve výměnné, redukovatelné, oxidovatelné a reziduální frakci.

Kadmium bylo v naprosté většině měřených vzorků pod mezí detekce, u pramenů BN1034 a AN1029 lze pozorovat podobnou koncentraci ve výměnné a redukovatelné frakci (obrázek č. 37).

Na obrázku č. 38 lze sledovat, že nejvíce manganu na sledovaných lokalitách bylo zadržováno v redukovatelné a výměnné frakci, pro přehlednost je z grafu na obrázku č. 38 vyřazen pramen BN1033 a BN2244, jelikož vykazovaly mnohonásobně vyšší koncentrace než ostatní lokality ve výměnné a redukovatelné frakci, např. pramen BN1033 v redukovatelné frakci měl koncentraci 2172 mg/kg manganu, průměr ostatních lokalit ve stejné frakci vykazoval 34,25 mg/kg.

Olovo je dle obrázku č. 39 vázáno především na redukovatelnou frakci, největší koncentraci (48,18 mg/kg) v této frakci měl pramen AN1030, což je přibližně o 60 % více než v porovnání s průměrnými koncentracemi v redukovatelné frakci olova.



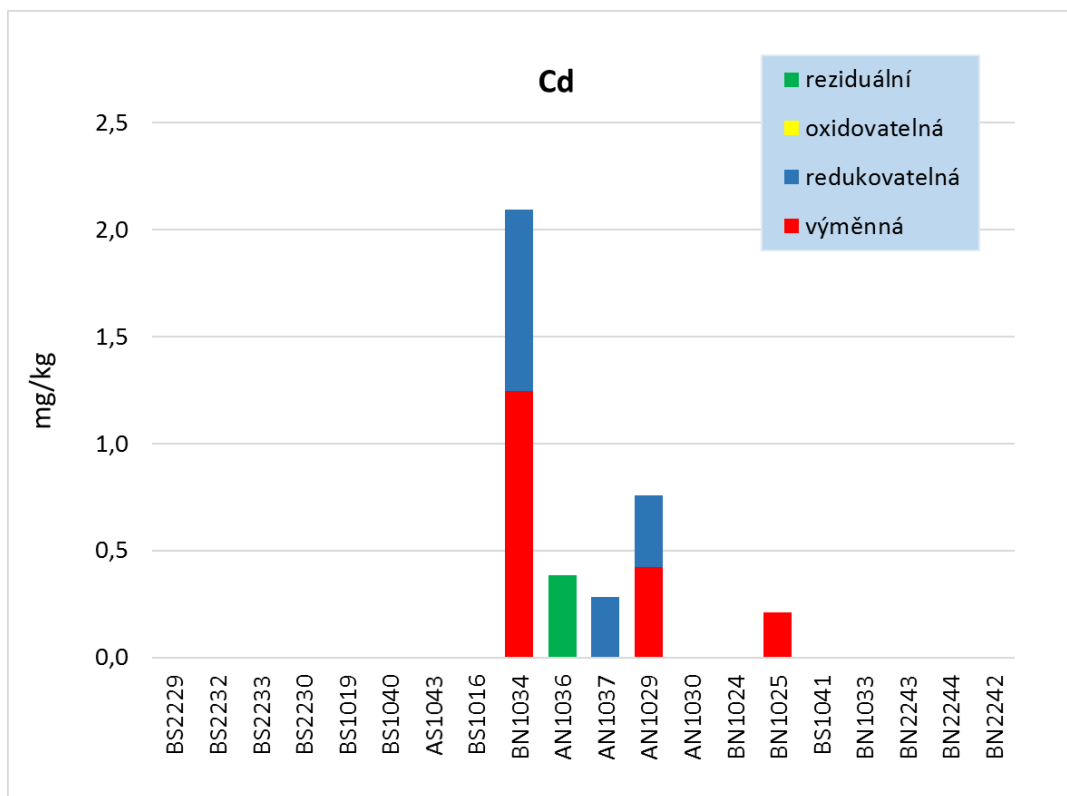
Reziduální frakce vázala přibližně v průměru o 50 % menší koncentrace olova než frakce redukovatelná, zbylé frakce měly pouze zanedbatelné množství.

U mědi lze podle obrázku č. 40 konstatovat, že měď nebyla vázána na oxidovatelnou frakci (všechny vzorky se pohybovaly pod mezí detekce), naopak nejvyšší průměrnou koncentraci dosahovala u reziduální frakce (7,56 mg/kg) a o 50 % méně u redukovatelné frakce (3,67 mg/kg). U výměnné frakce byla nejvyšší naměřená hodnota 3,86 mg/kg. Limit pro prahový účinek koncentrace (TEC) mědi je 28 mg/kg, na obrázku č. 40 lze sledovat, že tuto hodnotu nepřekročil žádný z měřených vzorků mědi v sedimentu.

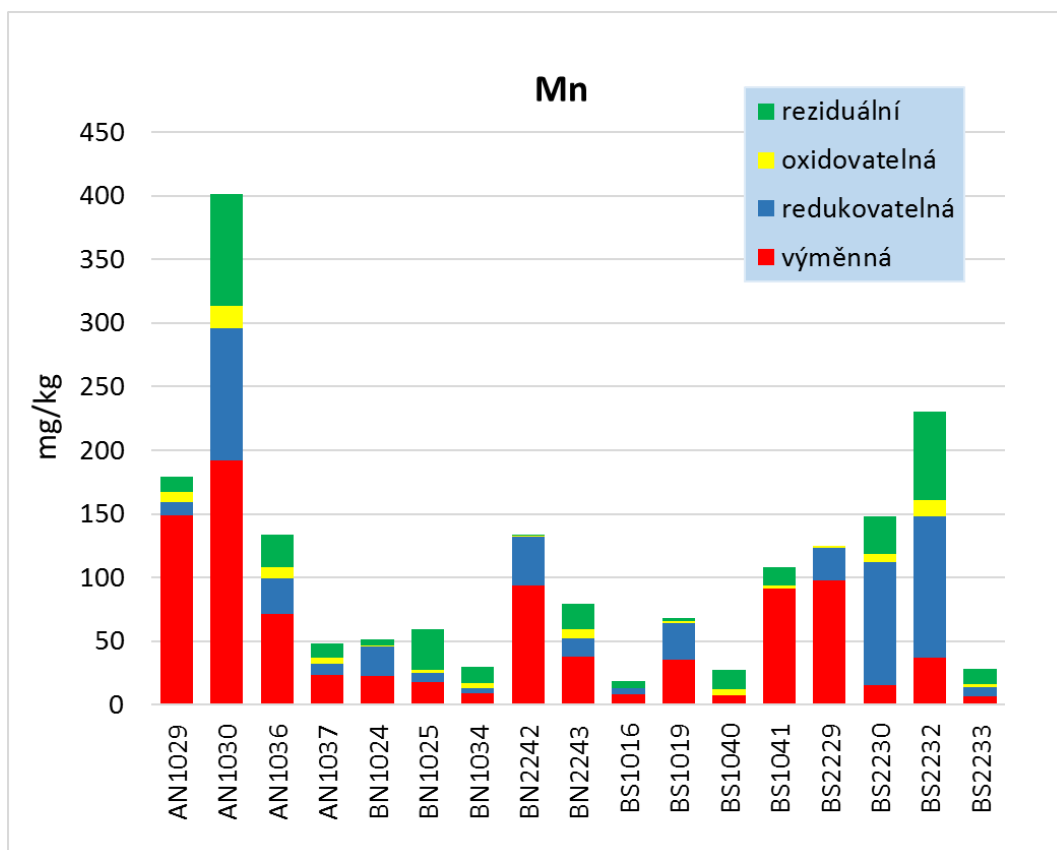
Porovnání geochemických frakcí niklu zobrazuje obrázek č. 41. Průměrné koncentrace frakcí byly poměrně rovnoměrně zastoupeny. U redukovatelné frakce, která byla na osmi lokalitách pod mezí detekce, bylo v prameni BN2242 bylo naměřeno 17,36 mg/kg, což je o 80 % více než průměr ostatních hodnot v této frakci. Nejvyšší naměřená koncentrace niklu byla naměřena ve výměnné frakci v AN1029 s hodnotou 21,77 mg/kg.

Největší množství zinku bylo obsaženo v redukovatelné frakci, která je vázána na organickou hmotu (obrázek č. 42). Rozsah naměřených koncentrací se pohyboval od 45,17 mg/kg v AN1033 do 6,24 mg/kg v BS1025. V reziduální frakci je možno sledovat menší pokles v průměrných koncentracích zinku, s rozsahem 46,52 mg/kg v AN1030 až 1,91 mg/kg v BN2229, o 25 % méně v průměrných koncentracích pak vykazuje výměnná frakce. V oxidovatelné frakci je u zinku zaznamenáno pouze stopové množství.

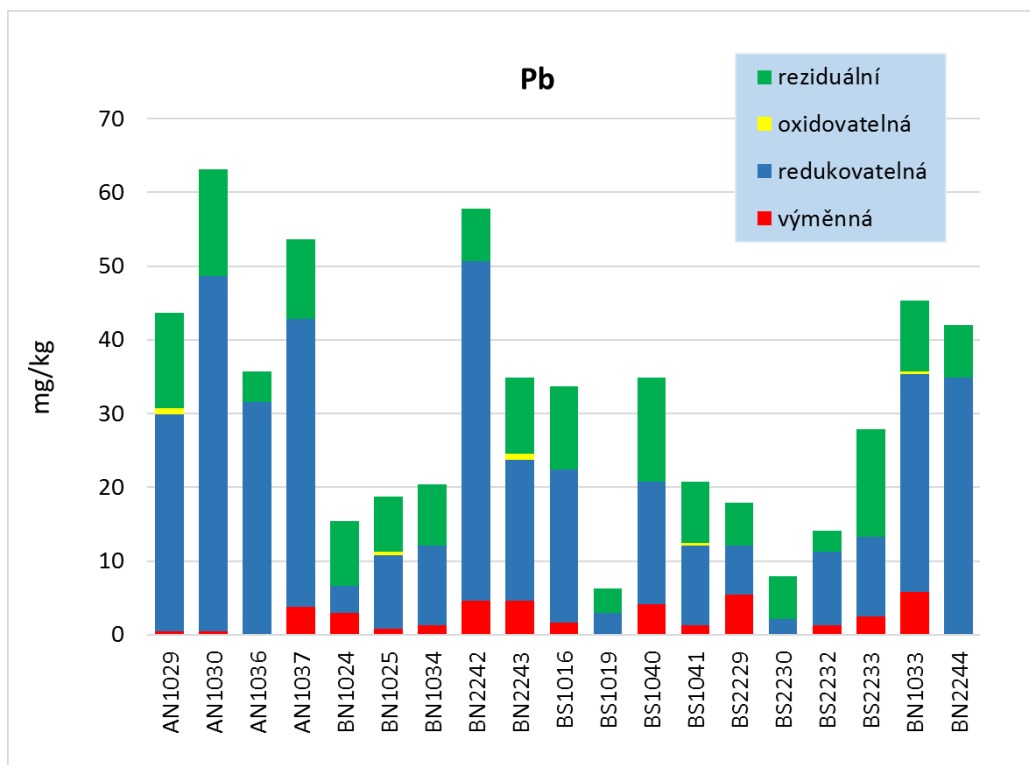
Výměnná a oxidovatelná frakce u železa byly poměrně rovnoměrně rozloženy, průměrné koncentrace se pohybovaly kolem 150 mg/kg v obou frakcích (obrázek č. 43). Nicméně železo bylo nejvíce vázáno v redukovatelné a reziduální frakci. Z grafu na obrázku č. 43 jsou vyřazeny z důvodu mnohonásobně vyšších koncentrací železa u redukovatelné frakce prameny AN1029 (92 098 mg/kg) a BN1033 (70 074 mg/kg). U reziduální frakce byla nejvyšší koncentrace 21 487 mg/kg v prameni AN1030, což je o více než 90 % u zbytku koncentrací v této frakci.



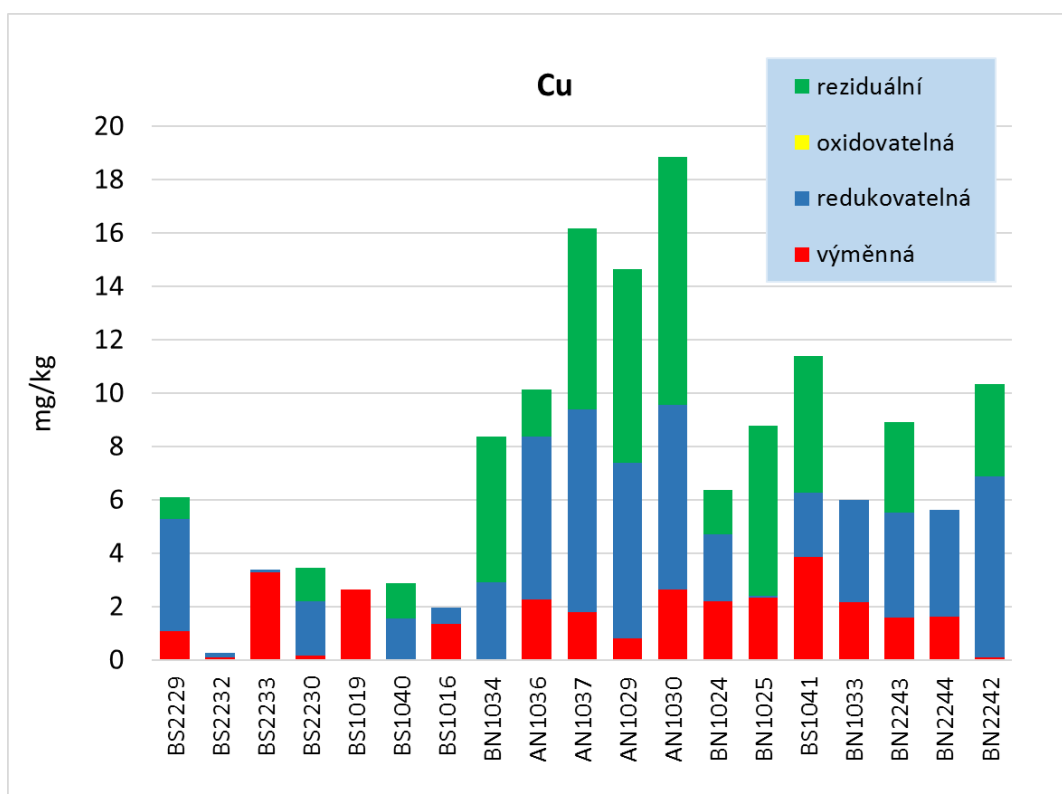
Obrázek č. 37 – porovnání geochemických frakcí Cd



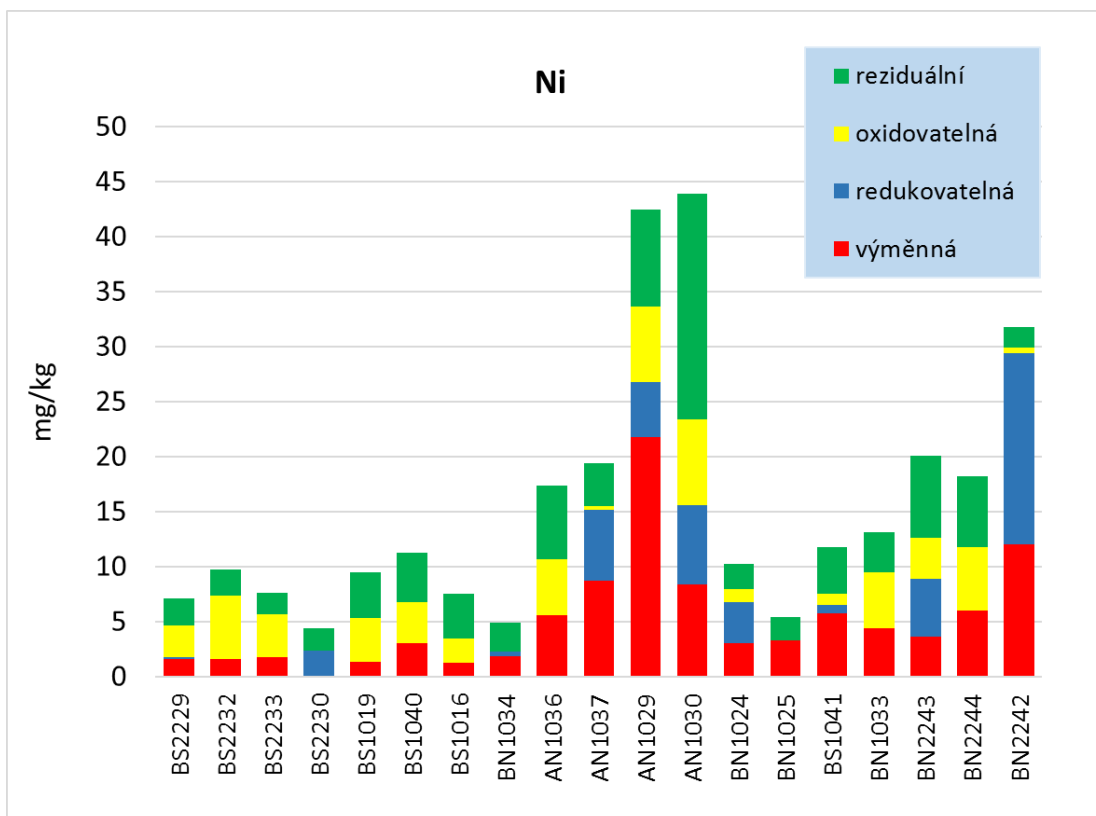
Obrázek č. 38 - porovnání geochemických frakcí Mn



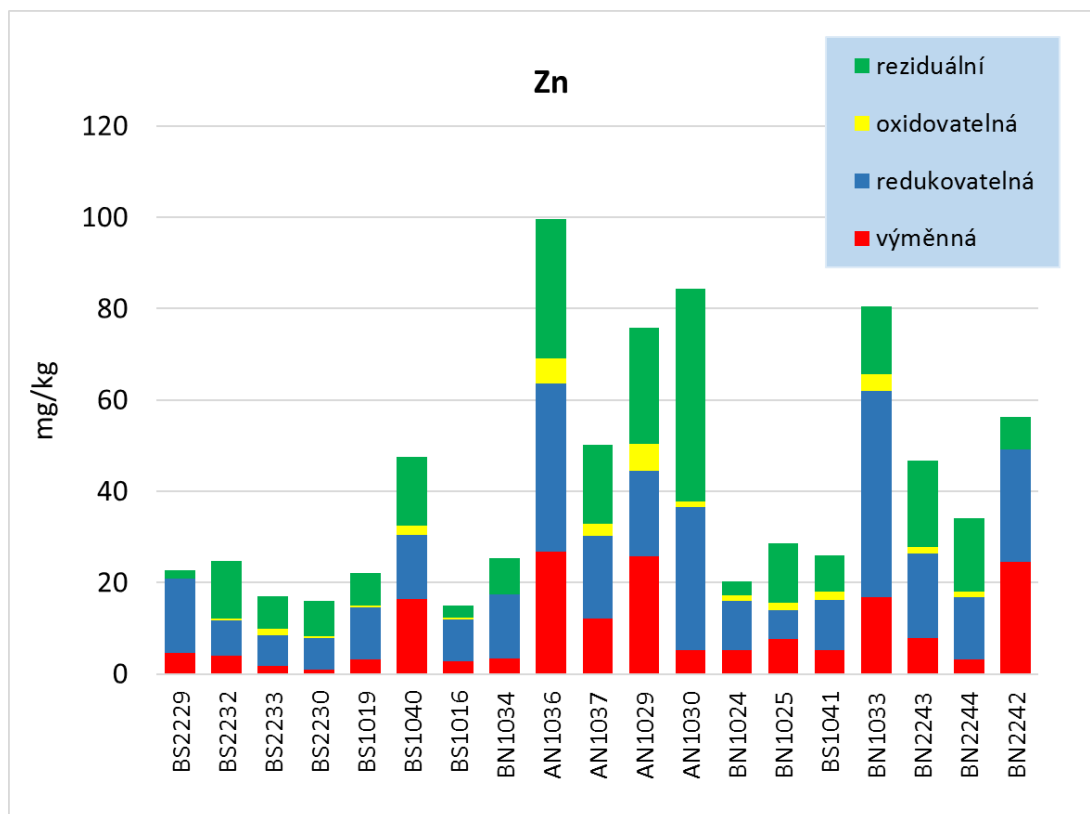
Obrázek č. 39 - porovnání geochemických frakcí Pb



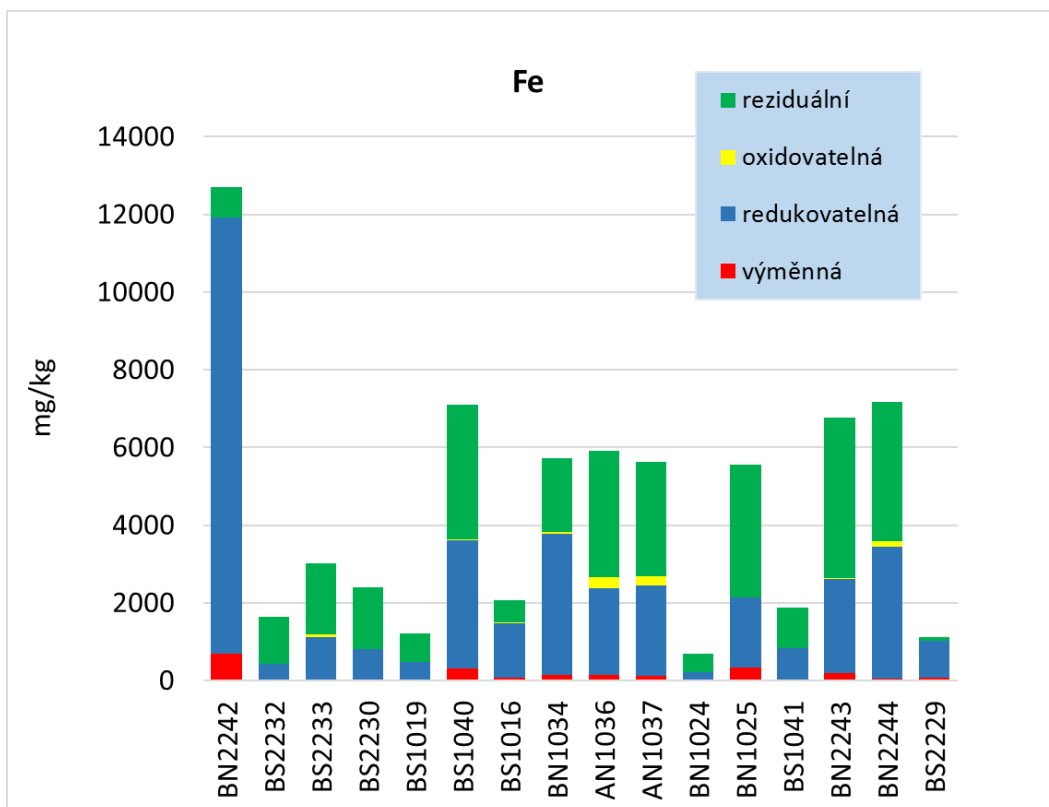
Obrázek č. 40 - porovnání geochemických frakcí Cu



Obrázek č. 41 - porovnání geochemických frakcí Ni



Obrázek č. 42 - porovnání geochemických frakcí Zn



Obrázek č. 43 - porovnání geochemických frakcí Fe

5.3 Toxické kovy ve vzorcích bioty (AAS)

Toxické kovy a jejich koncentrace ve vzorcích bioty byly analyzovány na celkem 16 lokalitách. Pro nedostatečné množství navážky byly vyřazeny prameny BN2242, BN2243, BS1040 a BS2229.

Detekce toxických kovů v biotě u všech lokalit byla provedena smícháním všech druhů (z důvodu nízké diverzity a váhy vysušených vzorků) a následným mikrovlnným rozkladem. Nalezené druhy ve vzorkovaných lokalitách zobrazuje tabulka č. 5.

Tabulka č. 5 – nalezené druhy ve vzorkovaných lokalitách

potravní skupina	nalezené druhy
<i>dekompozitoři</i> (shredders)	<i>chrostíci, blešivci, larvy tiplic</i>
<i>sběrači</i> (collectors/filters)	<i>ploštěnky, perlorodky</i>
<i>pasoucí se druhy</i> (feeders)	<i>kroužkovci – nitěnky, žížalice</i>
<i>predátoři</i> (predators)	<i>pošvatky, pakomáři</i>



Koncentrace kadmia v biotě překročila hranici (0,592 mg/kg) prahového účinku TEC stanovenou USEPA v lokalitách BN1024, BS2232, BS1041, BS1016 a poměrně významně v AN1029, kde byla naměřena nejvyšší hodnota 3,52 mg/kg (obrázek č. 44).

Průměrné hodnoty koncentrací v biotě manganu byly 120 mg/kg (obrázek č. 45), výjimku tvoří AN1030 (914,63 mg/kg) a BS1016 (819,97 mg/kg).

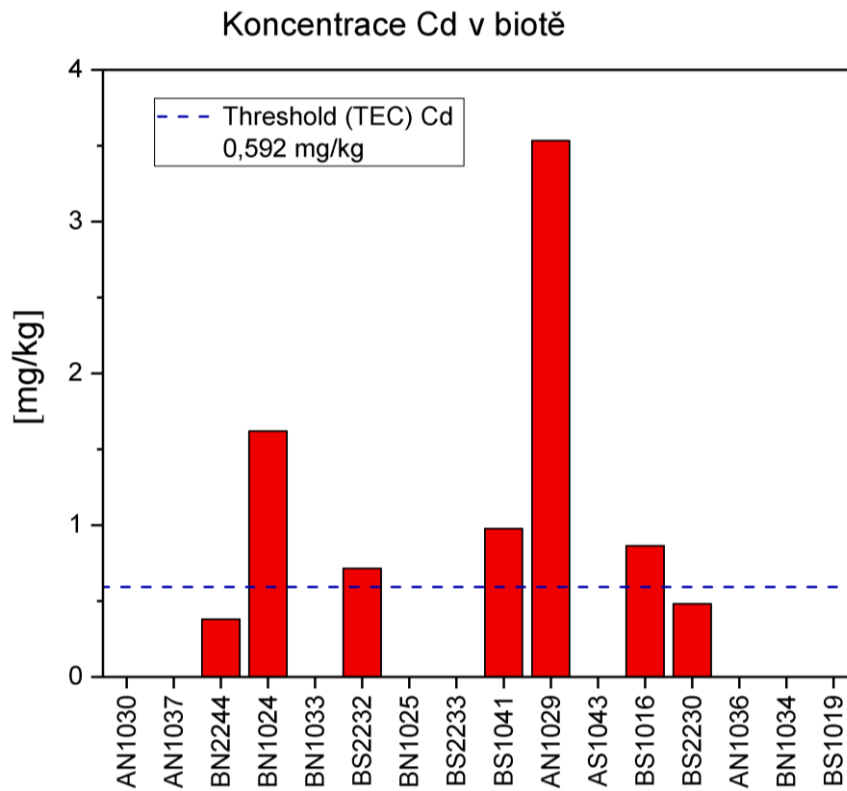
Koncentrace olova byly v naprosté většině případů pod mezí detekce (obrázek č. 46), konkrétní hodnoty se podařilo naměřit u BN2244 (1,68 mg/kg) a BS1016 (8,98 mg/kg).

Podle obrázku č. 47 se naměřené hodnoty koncentrací mědi se pohybovaly v rozpětí 97,34 mg/kg (BN1034) až 5,84 mg/kg (BN1033). V pramenech BN1034 a BN1024 byla překročena hranice koncentrace pro měď (77,7 mg/kg), kdy lze předpokládat pravděpodobný účinek toxicity (PEC) stanovenou USEPA.

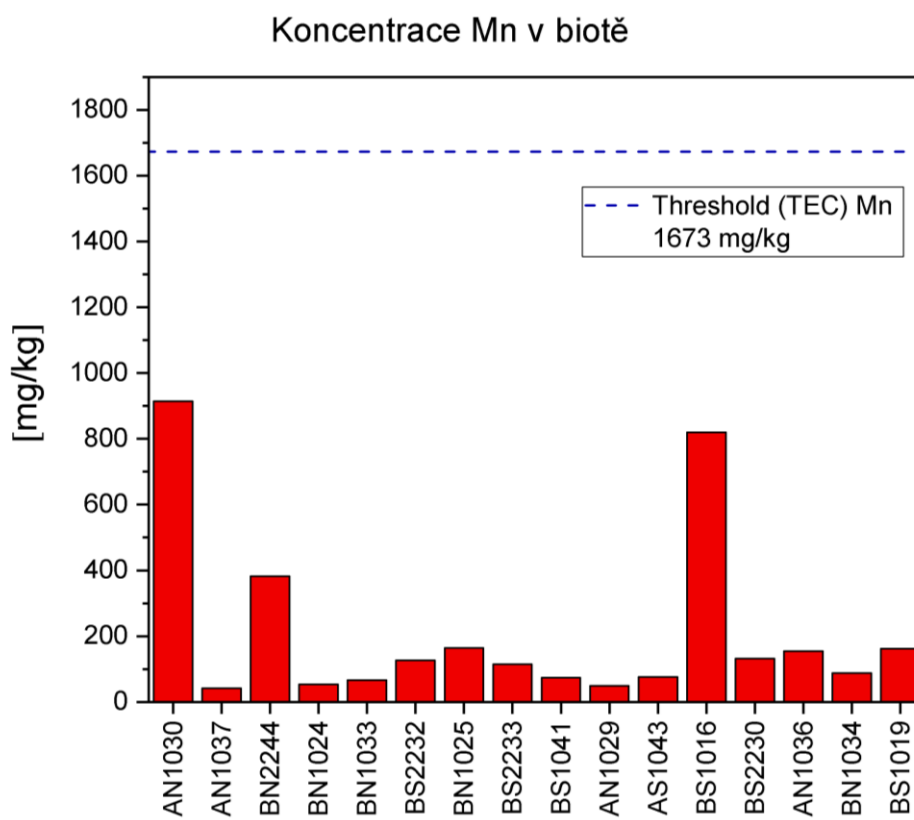
Naměřené hodnoty niklu se v biotě byly v mnoha případech pod mezí detekce (obrázek č. 48) či nízkých koncentracích (v průměru 6,23 mg/kg). Výjimkou je pouze AN1030, kde bylo naměřeno 40,59 mg/kg niklu, čímž byla mírně překročena hranice pro TEC.

Koncentrace zinku v biotě byly značně variabilní (obrázek č. 49), získané hodnoty se pohybovaly od 29,02 mg/kg (BN1033) do 489,09 mg/kg (AN1036). Prahový účinek koncentrace TEC byl překročen v pramenech BS2230, BS1019, AN1030, AN1036, BN2244, BN1025 a BN1034. Podobnou variabilitu lze sledovat také u koncentrací železa, vyšší koncentrace při srovnání s průměrem měly prameny BN1025 (16 381 mg/kg) a AS1043 (10 365 mg/kg).

Akumulační linka koncentrací sledovaných prvků v biotě je následující:
Fe>Mn>Zn>Cu>Ni>Pb>Cd



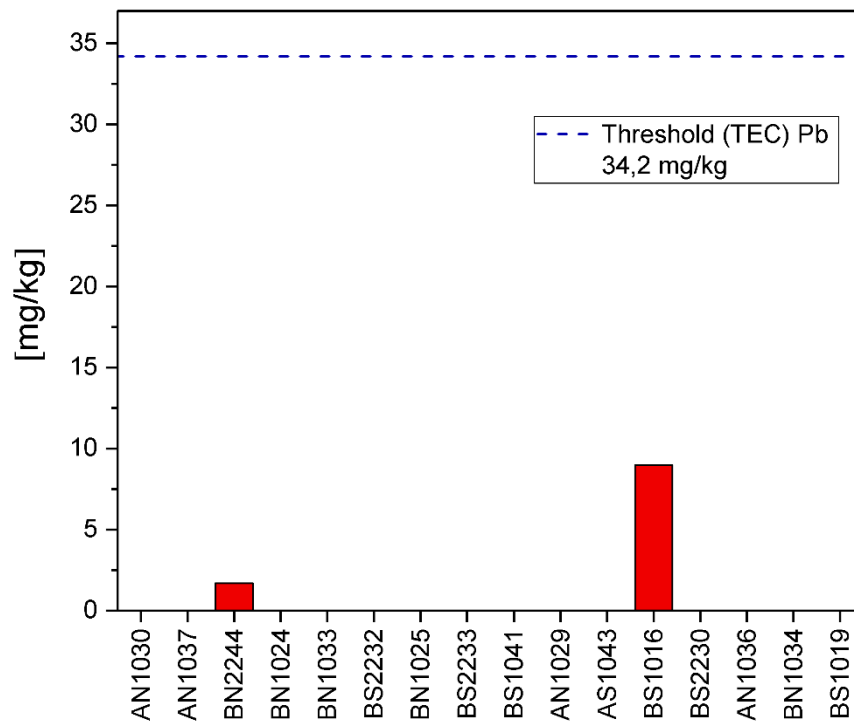
Obrázek č. 44 – koncentrace Cd ve vzorcích bioty



Obrázek č. 45 - koncentrace Mn ve vzorcích bioty

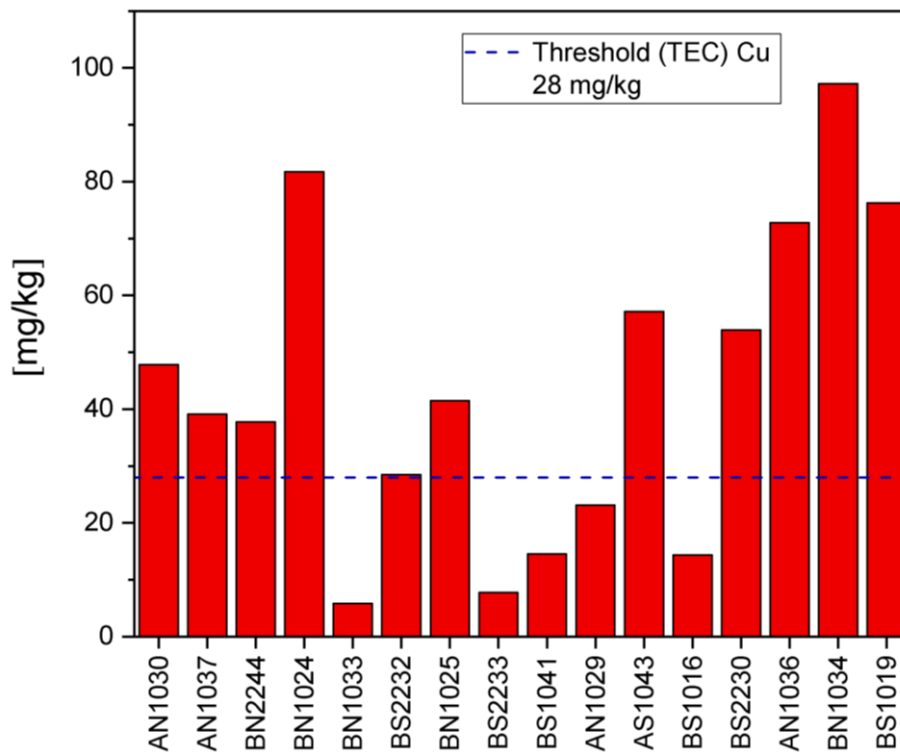


Koncentrace Pb v biotě



Obrázek č. 46 - koncentrace Pb ve vzorcích bioty

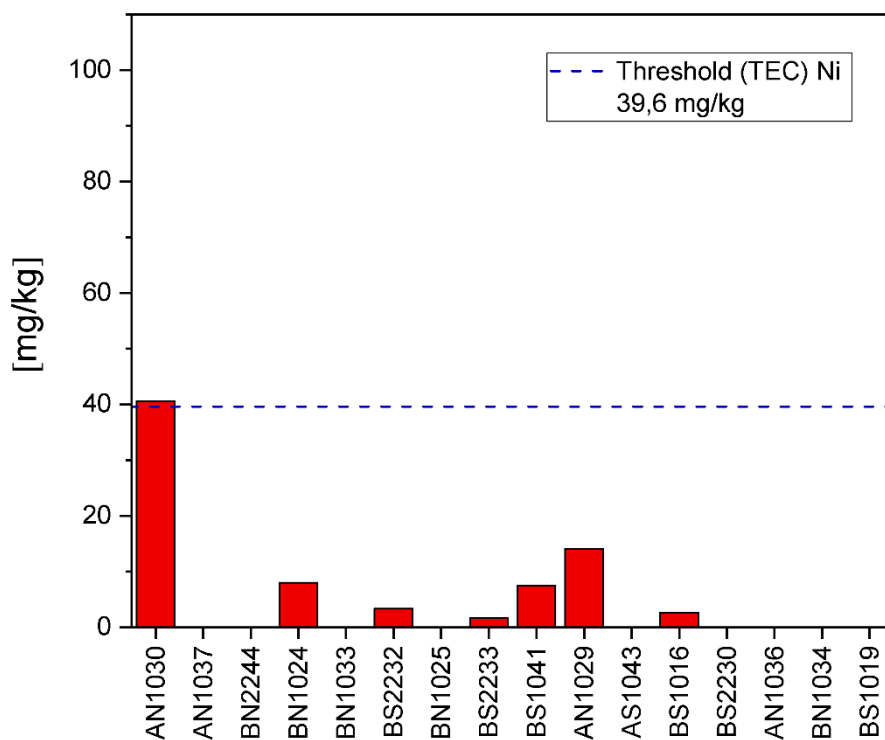
Koncentrace Cu v biotě



Obrázek č. 47 - koncentrace Cu ve vzorcích bioty

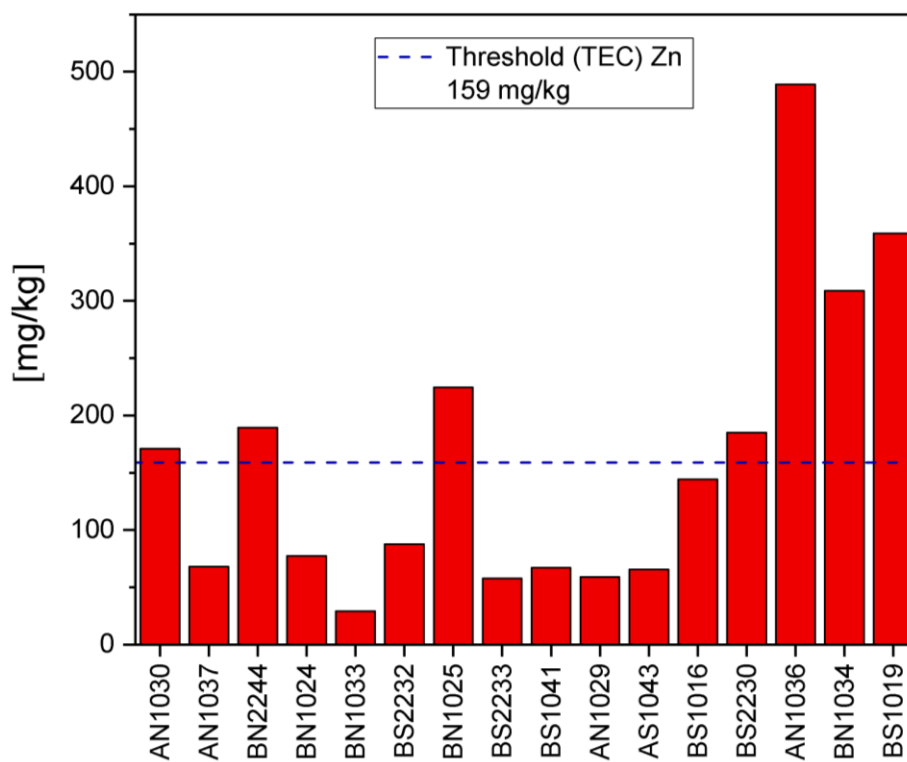


Koncentrace Ni v biotě



Obrázek č. 48 - koncentrace Ni ve vzorcích bioty

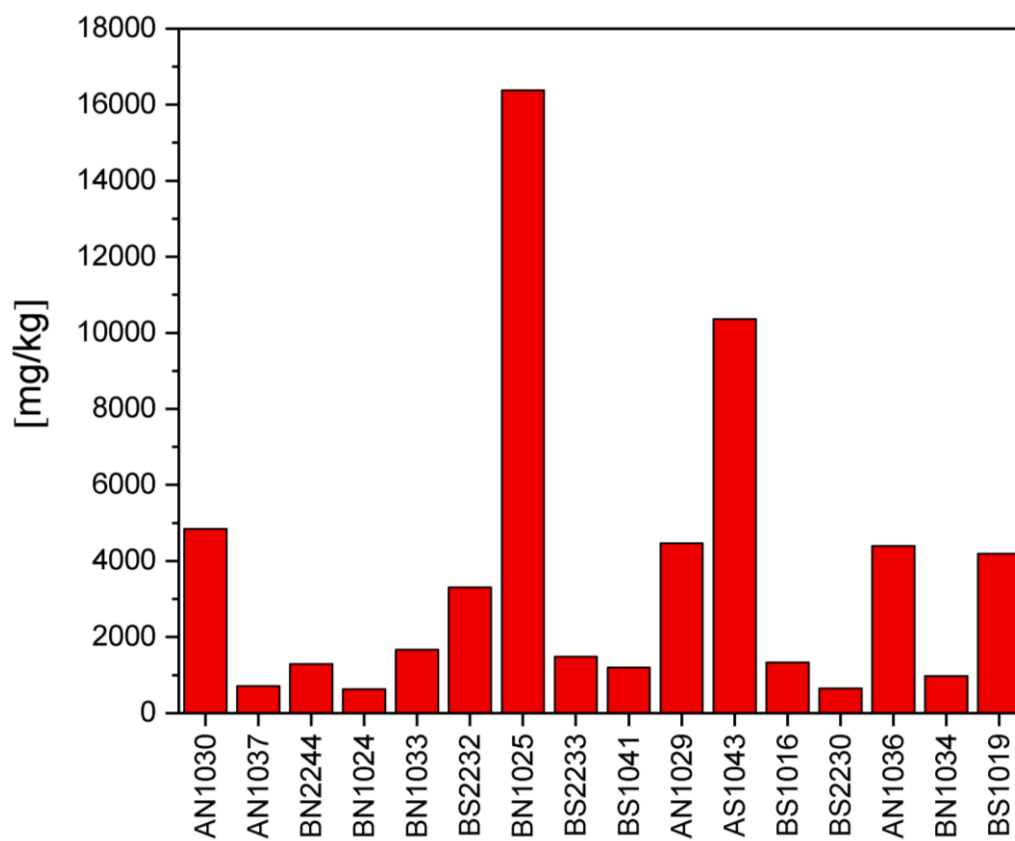
Koncentrace Zn v biotě



Obrázek č. 49 - koncentrace Zn ve vzorcích bioty



Koncentrace Fe v biotě



Obrázek č. 50 - koncentrace Fe ve vzorcích bioty



5.4 Riziko toxických kovů na sledovaných lokalitách

Posouzení rizika pomocí distribučního koeficientu zobrazuje tabulka č. 6., u olova byl zaznamenán nejnižší migrační potenciál do vody, pro všechny vypočtené hodnoty u olova je možno sledovat, že ve všech případech platilo: $\log K_d > 5$. Podobnou hodnotu koeficientu lze zaznamenat u železa, pouze v jednom případě platilo (BN2242), že byl $\log K_d < 4$, v tomto prameni se železo bylo snadněji uvolňováno do vody.

Tabulka č. 6 – distribuční koeficient ($\log K_d$) pro vzorkované prameny

log K_d	Cd	Mn	Pb	Cu	Ni	Zn	Fe
BS2229	NA	4,39	5,69	3,43	2,86	2,54	5,34
BS2232	NA	6,28	5,12	NA	3,23	4,02	6,15
BS2233	NA	4,51	6,06	3,62	3,22	3,52	6,20
BS2230	NA	5,64	NA	NA	3,30	5,16	5,96
BS1019	NA	3,58	NA	NA	2,79	3,94	5,06
BS1040	NA	2,72	6,06	4,57	3,83	5,36	4,72
BS1016	NA	4,19	5,69	NA	2,69	2,79	6,03
BN1034	NA	4,75	5,80	3,78	3,46	4,51	6,27
AN1036	3,93	4,30	5,61	4,15	3,80	3,78	6,65
AN1037	4,80	5,36	6,43	4,75	4,08	4,72	6,72
AN1029	3,22	3,08	5,93	3,82	3,32	3,22	5,64
AN1030	NA	4,08	6,55	4,85	3,43	4,49	6,33
BN1024	NA	5,30	5,03	NA	3,05	3,63	5,66
BN1025	NA	4,44	5,22	4,07	3,24	3,60	6,68
BS1041	NA	3,89	5,05	4,08	2,75	3,15	6,10
BN1033	NA	5,03	5,16	3,93	3,71	4,76	5,12
BN2243	NA	4,80	6,06	3,70	3,38	4,07	6,62
BN2244	NA	4,68	5,84	4,39	3,52	4,50	5,89
BN2242	NA	3,40	6,70	4,76	3,04	3,73	3,67

NA – data nejsou dostupná, koncentrace kovu v sedimentu byla pod mezi detekce



Mangan má průměrně log Kd hodnotu 4,4, což opět svědčí o ne příliš vysokém migračním potenciálu tohoto prvku do vody ve sledovaných lokalitách, pouze v prameni BS1040 platilo $\log K_d < 3$, a proto lze konstatovat, že v tomto prameni docházelo k snadnému uvolňování manganu do vody. Nejsnáze uvolňovaným prvkem do vody ve sledovaných pramenech byl nikl, kde platilo, že hodnota byla vždy $\log K_d < 4$, výjimkou AN1037 ($\log K_d = 4,08$). Největší variabilita byla sledována u zinku, $\log K_d$ měl rozsah hodnot 2,54 (BS2229) až 5,36 (BS1040).

Tabulka č. 7 – index rizika (HQ) pro vzorkované prameny

ID pramene	Cd	Mn	Pb	Cu	Ni	Zn
	HQ-TEC	HQ-TEC	HQ-TEC	HQ-TEC	HQ-TEC	HQ-TEC
BS2229	NA	0,11	0,43	0,04	0,10	0,03
BS2232	NA	0,15	0,23	NA	0,05	0,10
BS2233	NA	0,03	0,50	0,06	0,07	0,11
BS2230	NA	0,07	0,16	NA	0,05	0,08
BS1019	NA	0,04	0,52	NA	0,02	0,03
BS1040	NA	0,03	0,50	0,05	0,20	0,23
AS1043	NA	0,01	0,21	NA	0,06	0,01
BS1016	NA	0,02	0,27	0,08	0,09	0,09
BN1034	NA	0,11	1,19	0,39	0,24	0,65
AN1036	0,43	0,04	1,18	0,36	0,43	0,27
AN1037	0,43	0,17	1,99	0,48	1,59	0,51
AN1029	1,39	0,30	1,56	0,54	1,04	0,46
AN1030	NA	0,03	0,16	NA	0,14	0,08
BN1024	NA	0,06	0,44	0,11	0,12	0,14
BN1025	NA	0,37	0,20	0,16	0,07	0,12
BS1041	NA	1,22	0,47	0,15	0,35	0,27
BN1033	NA	0,06	0,51	0,14	0,27	0,21
BN2243	NA	0,31	1,21	0,24	0,29	0,20
BN2244	NA	0,58	2,19	0,41	0,47	0,27
BN2242	NA	0,11	0,43	0,04	0,10	0,03

NA – data nejsou dostupná, koncentrace kovu v sedimentu byla pod mezí detekce



Indexy rizika u jednotlivých kovů v pramenech zobrazuje tabulka č. 7, z vypočtených hodnot lze usoudit, že kadmium není rizikovým prvkem ve sledovaných lokalitách pouze u pramene AN1029 lze tvrdit, že je mírně znečištěn kadmiiem, nicméně bez většího účinku na vodní organismy. U mědi a zinku lze pozorovat, že všechny hodnoty indexu rizika byly $HQ < 1$, což indikuje, že sledované prameny nejsou znečištěny těmito prvky.

Mangan také není rizikovým kovem pro studované lokality, pouze pramen BN2243 vykazuje $1 < HQ < 2$, tedy mírné znečištění bez účinku na organismy. U niklu tuto hodnotu měly prameny AN1037 a AN1029.

Podle indexu rizika je olovo ze všech sledovaných kovů nerizikovějším. Prameny BN1034, AN1036, AN1037, AN1029, BN2243 indikují mírné znečištění dle $1 < HQ < 2$. Lokalita BN2244 s indexem rizika 2,19 u olova spadá do kategorie $2 < HQ < 10$, což poukazuje na středně znečištěný pramen, kde by mohly být zvláště citlivé druhy ohroženy.

Tabulka č. 8 – hodnoty BSAF pro vzorkované prameny

ID pramene	Cd	Mn	Pb	Cu	Ni	Zn	Fe
	BSAF	BSAF	BSAF	BSAF	BSAF	BSAF	BSAF
BS2229	NA	2,24	NA	2,61	0,58	3,46	0,37
BS2232	NA	0,51	NA	15,40	1,80	5,27	0,93
BS2233	NA	1,08	NA	28,73	NA	14,31	0,24
BS2230	NA	0,12	NA	4,90	2,53	3,52	0,38
BS1019	NA	2,37	NA	87,90	NA	70,34	4,03
BS1016	NA	35,54	1,22	5,66	1,06	66,17	0,50
BN1034	NA	2,34	NA	26,04	NA	22,41	0,21
AN1036	NA	0,84	NA	7,70	NA	4,74	0,39
AN1037	NA	0,63	NA	2,32	NA	1,58	0,09
AN1029	NA	0,17	NA	0,37	0,22	0,72	0,22
AN1030	4,29	1,82	NA	1,16	0,98	2,33	0,13
BN1024	NA	0,93	NA	14,86	1,46	5,81	0,56
BN1025	NA	1,77	NA	8,45	NA	10,45	1,38
BN1033	NA	0,03	NA	0,42	NA	0,67	0,04
BN2244	NA	0,75	0,04	3,27	NA	6,03	0,12

NA – konkrétní hodnota není dostupná, hodnoty koncentrace byly pod mezí detekce v biotě či sedimentu



Index geoakumulace odhalil, že sediment ve sledovaných pramenech prakticky nezatížen (tabulka č. 9). Všechny naměřené koncentrace kadmia, mědi, niklu, zinku a železa měly hodnotu $I_{geo} < 0$, což odpovídá sedimentu, kde nedochází ke geoakumulaci těchto kovů. U pramene BS1041 bylo zaznamenáno pro mangan I_{geo} 0-1, hodnota odpovídající nezatíženému až mírně zatíženému sedimentu. U olova se rozmezí I_{geo} 0-1 vyskytlo lokalitách BN1034, AN1036, AN1029, BN2243). Mírně zatížený sediment (I_{geo} 1-2) olovem byl v pramenech AN1037 a BN2244.

Tabulka č. 9 – index geoakumulace I_{geo} ve sledovaných pramenech

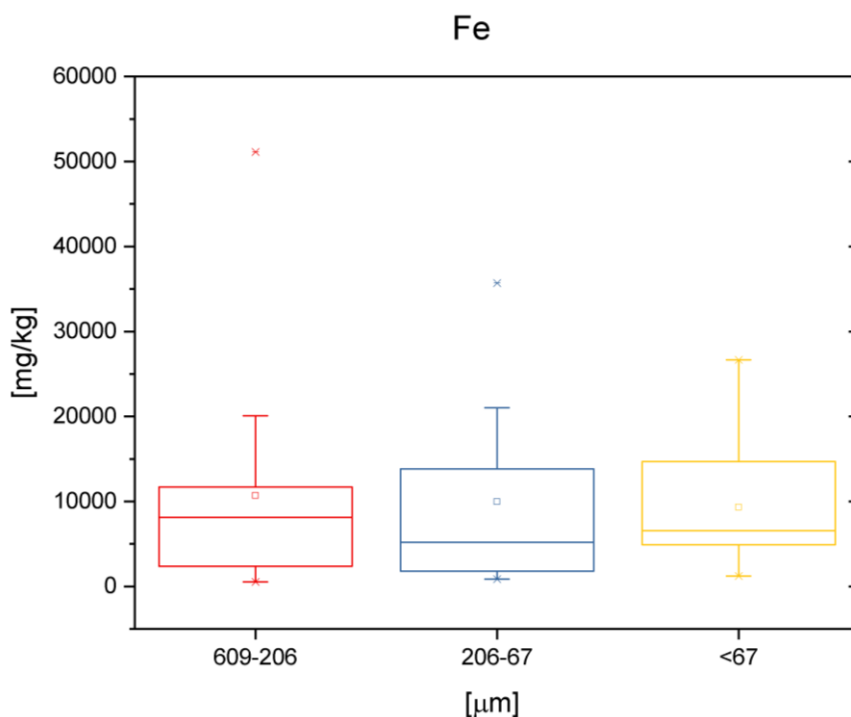
ID pramene	Cd	Mn	Pb	Cu	Ni	Zn	Fe
	I_{geo}	I_{geo}	I_{geo}	I_{geo}	I_{geo}	I_{geo}	I_{geo}
BS2229	NA	-2,79	-1,03	-5,94	-4,62	-4,69	-5,16
BS2232	NA	-2,36	-1,92	NA	-5,79	-3,10	-4,32
BS2233	NA	-4,64	-0,81	-5,26	-5,10	-3,09	-4,15
BS2230	NA	-3,38	-2,49	NA	-5,76	-3,46	-4,68
BS1019	NA	-4,22	-0,74	NA	-6,88	-4,80	-6,09
BS1040	NA	-4,85	-0,80	-5,51	-3,65	-1,96	-2,85
AS1043	NA	-5,79	-2,03	NA	-5,33	-6,03	-4,72
BS1016	NA	-5,09	-1,68	-4,97	-4,77	-3,37	-3,93
BN1034	NA	-2,79	0,45	-2,64	-3,43	-0,47	-2,67
AN1036	-0,82	-4,25	0,43	-2,74	-2,60	-1,73	-3,18
AN1037	-0,84	-2,13	1,18	-2,34	-0,70	-0,80	-1,77
AN1029	0,87	-1,35	0,83	-2,17	-1,31	-0,96	-0,97
AN1030	NA	-4,47	-2,49	NA	-4,21	-3,42	-5,97
BN1024	NA	-3,78	-0,99	-4,40	-4,38	-2,73	-2,58
BN1025	NA	-1,04	-2,15	-3,96	-5,10	-2,90	-4,48
BS1041	NA	0,68	-0,91	-4,02	-2,89	-1,72	-0,63
BN1033	NA	-3,58	-0,79	-4,14	-3,23	-2,07	-2,75
BN2243	NA	-1,32	0,46	-3,36	-3,14	-2,18	-2,72
BN2244	NA	-0,39	1,32	-2,56	-2,46	-1,72	-2,01
BN2242	NA	-2,79	-1,03	-5,94	-4,62	-4,69	-5,16

NA – data jsou nedostupná, koncentrace kovu v sedimentu byly pod mezí detekce
tučně – $I_{geo} > 0$

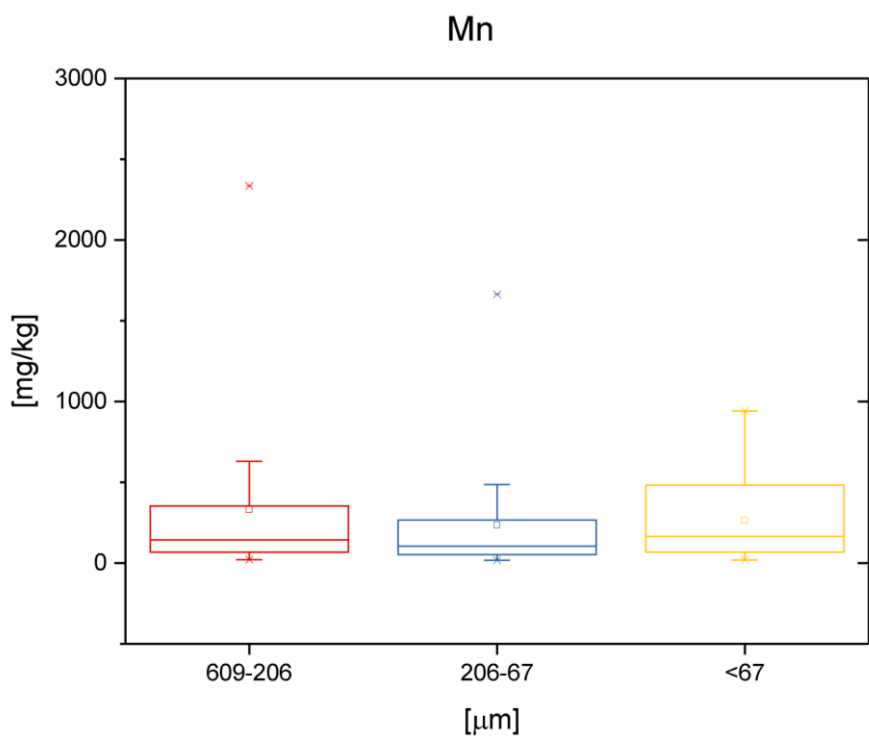


5.5 Shrnutí výsledků

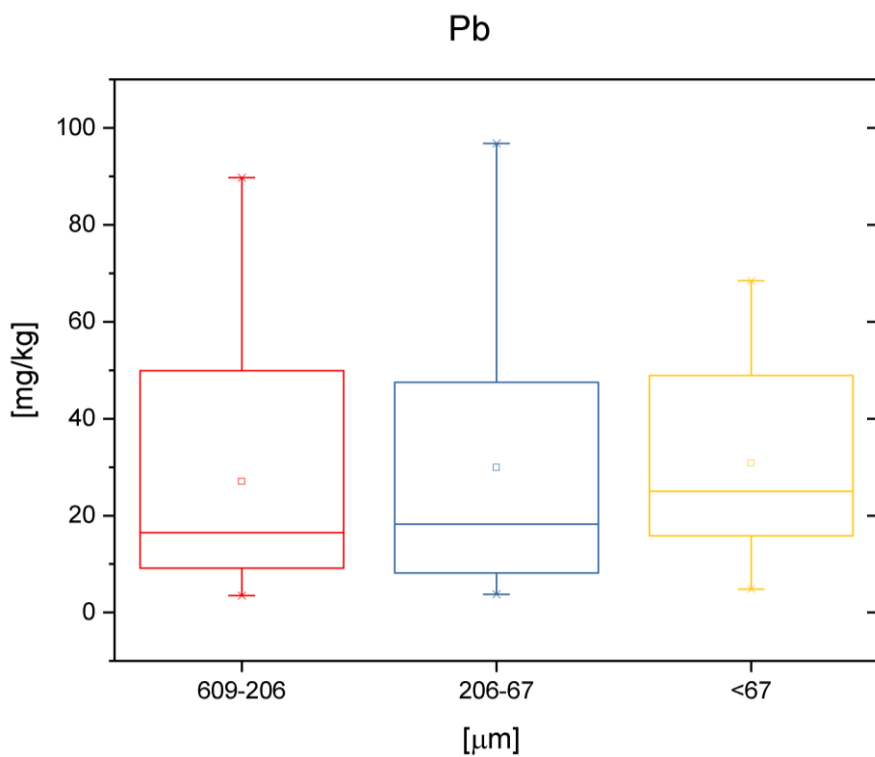
V rámci statistické analýzy se data zpracovala v programu OriginPro verze 2017. Byly vytvořeny boxplotové grafy, aby bylo zjištěno, zda existuje závislost mezi koncentracemi kovů ve frakcích 609-206 μm , 206-67 μm a <67 μm . Většina koncentrací kadmia a pod mezí detekce, a proto nevstupuje do statistických analýz. Koncentrace u železa jsou v jednotlivých frakcích zhruba stejné (obrázek č. 51). U všech frakcí lze sledovat, že kvartily $Q_{0,25}$ až $Q_{0,75}$ mají zhruba stejné rozptyly a železo se vyskytuje v rovnoměrném množství u všech frakcí. Koncentrace manganu ve frakci <67 μm mají větší rozptyl než ostatní frakce, lze konstatovat, že mangan na sledovaných lokalitách nejvíce preferoval právě tuto frakci, viz obrázek č. 52. U olova nebyla pozorována žádná závislost vazeb na některou z frakcí (obrázek č. 53). Koncentrace zinku vykazují největší rozptyl u frakce 609-206 μm , obzvláště četnost v kvartilu $Q_{0,75}$ až $Q_{0,90}$. V porovnání se zbylými frakcemi lze konstatovat, že koncentrace zinku není závislá na velikosti frakce (obrázek č. 54). U mědi lze pozorovat závislost koncentrace na velikosti frakce. Obrázek č. 55 zobrazuje, že měď na sledované lokalitě preferuje větší frakci. Největší rozptyl koncentrací vykazuje podle obrázku č. 55 u niklu frakce 206-67 μm .



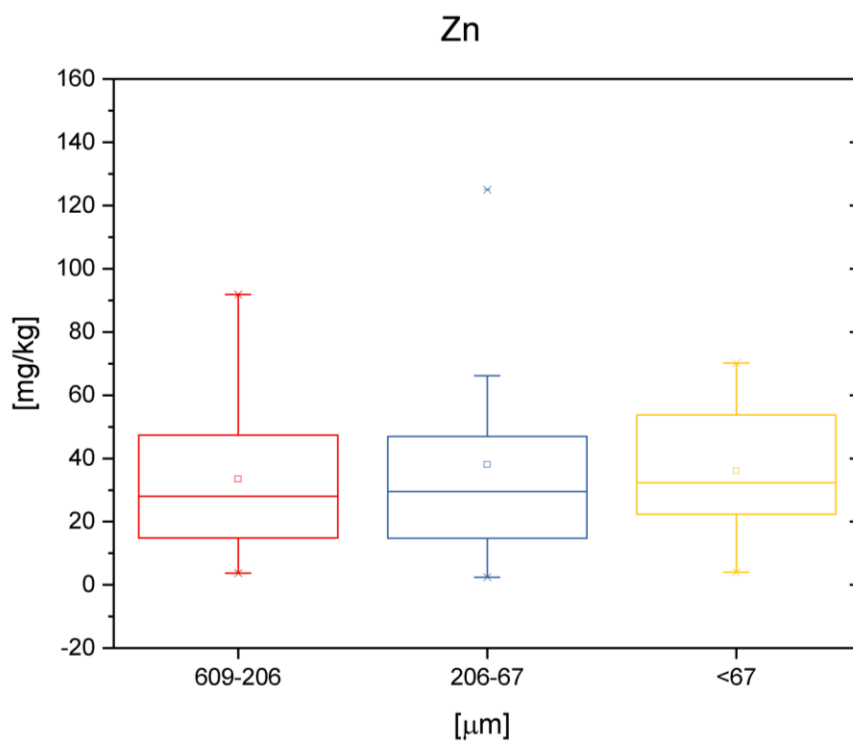
Obrázek č. 51 – graf závislosti mezi jednotlivými frakcemi železa



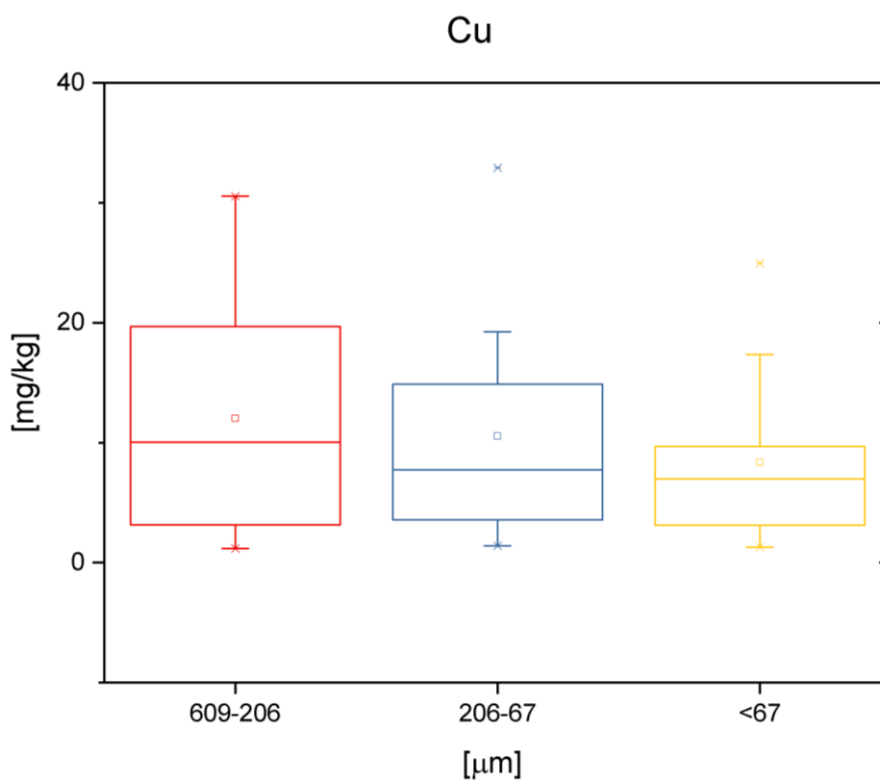
Obrázek č. 52 – graf závislosti mezi jednotlivými frakcemi manganu



Obrázek č. 53 – graf závislosti mezi jednotlivými frakcemi olova



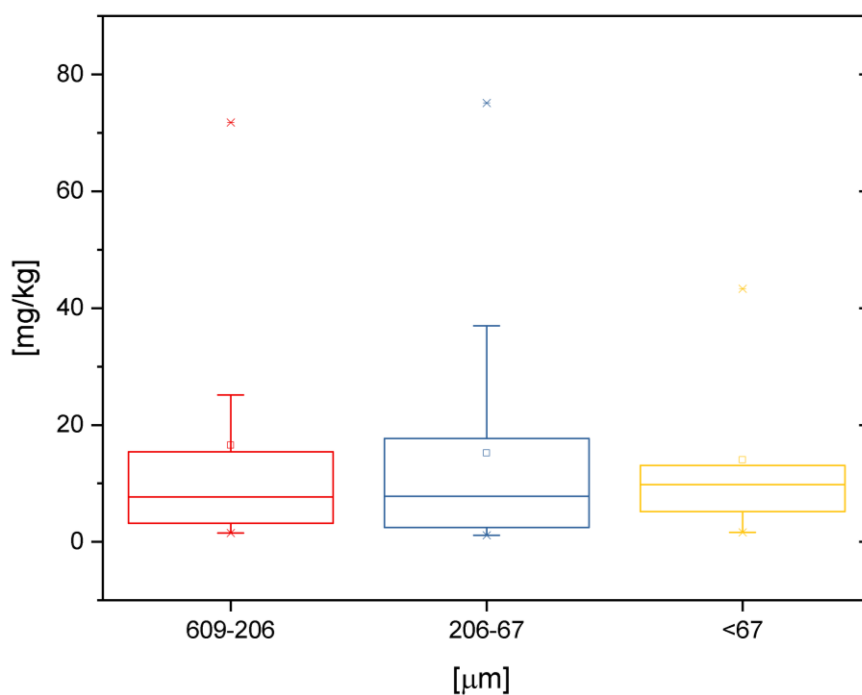
Obrázek č. 54 – graf závislosti mezi jednotlivými frakcemi zinku



Obrázek č. 55 – graf závislosti mezi jednotlivými frakcemi mědi

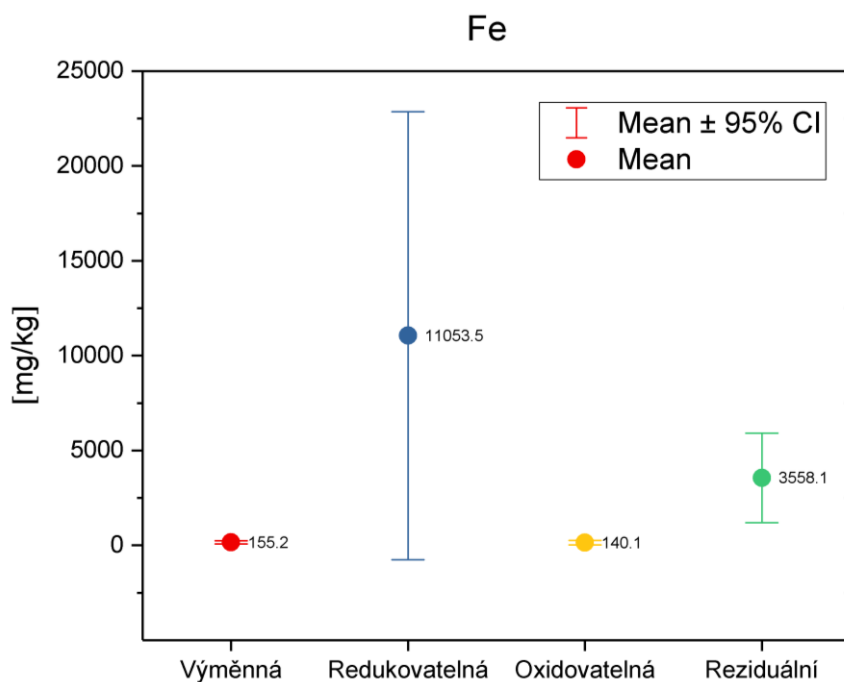


Ni

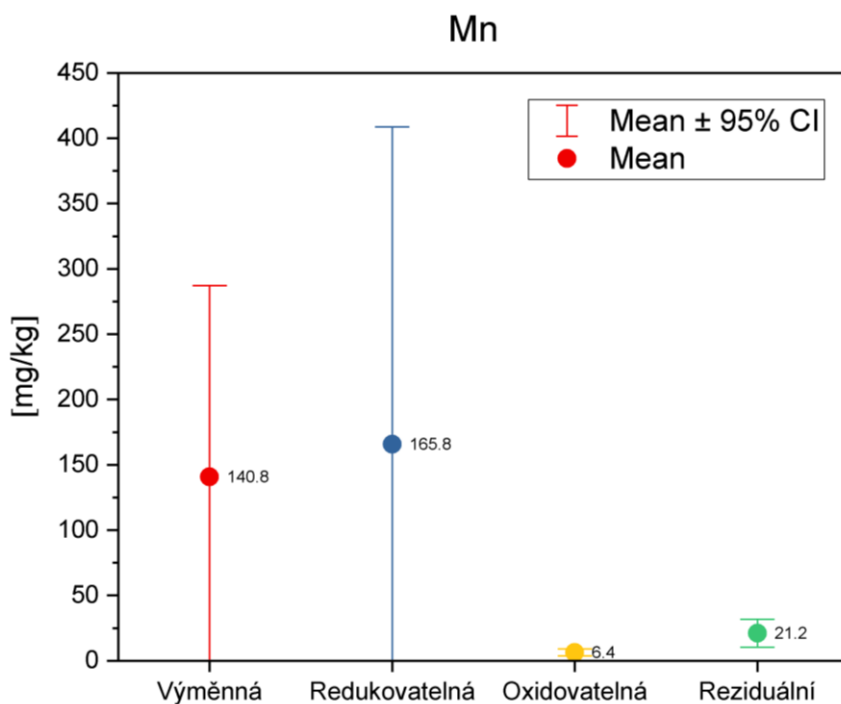


Obrázek č. 56 – graf závislosti mezi jednotlivými frakcemi niklu

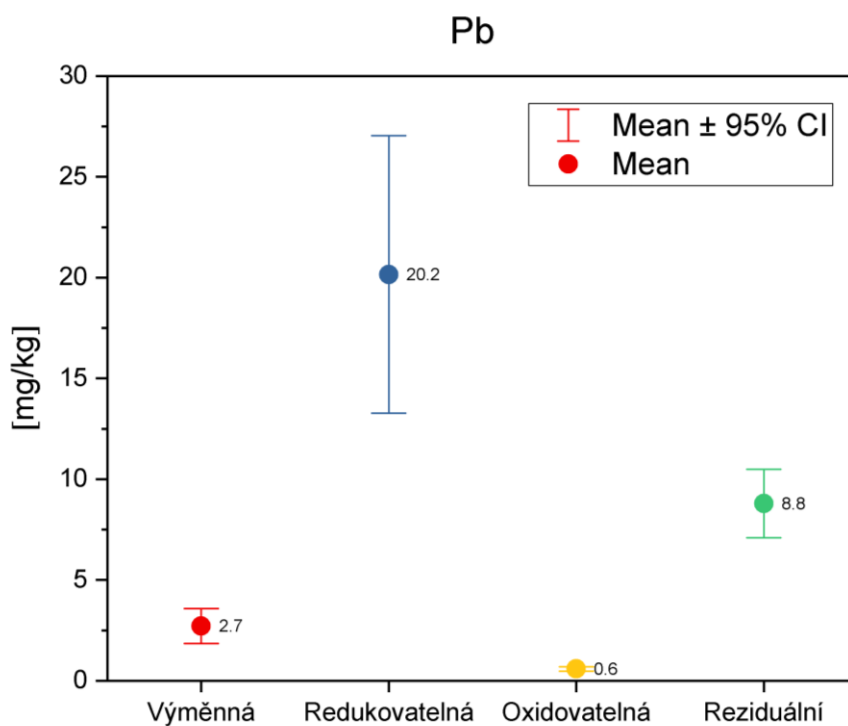
U všech sledovaných kovů byly vyhodnoceny geochemické frakce ze sekvenční analýzy zprůměrováním jejich naměřených intervalů s 95 % spolehlivostí (CI = 95), které lze sledovat na obrázcích č. 57 a 62.



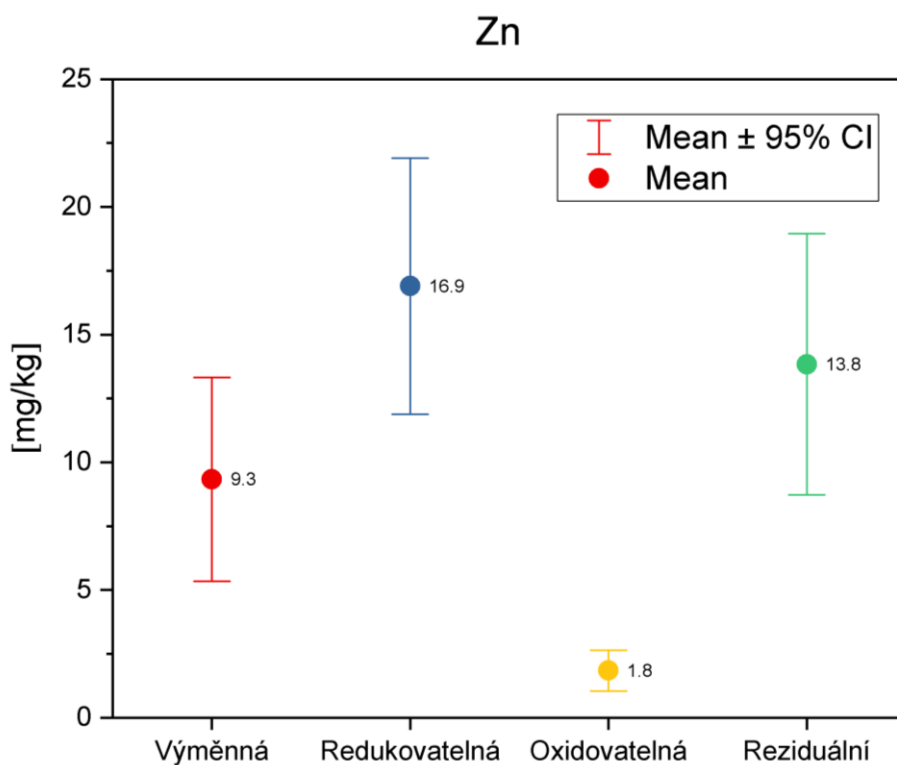
Obrázek č. 57 – graf intervalu hodnot mezi geochemickými frakcemi železa s 95 % spolehlivostí



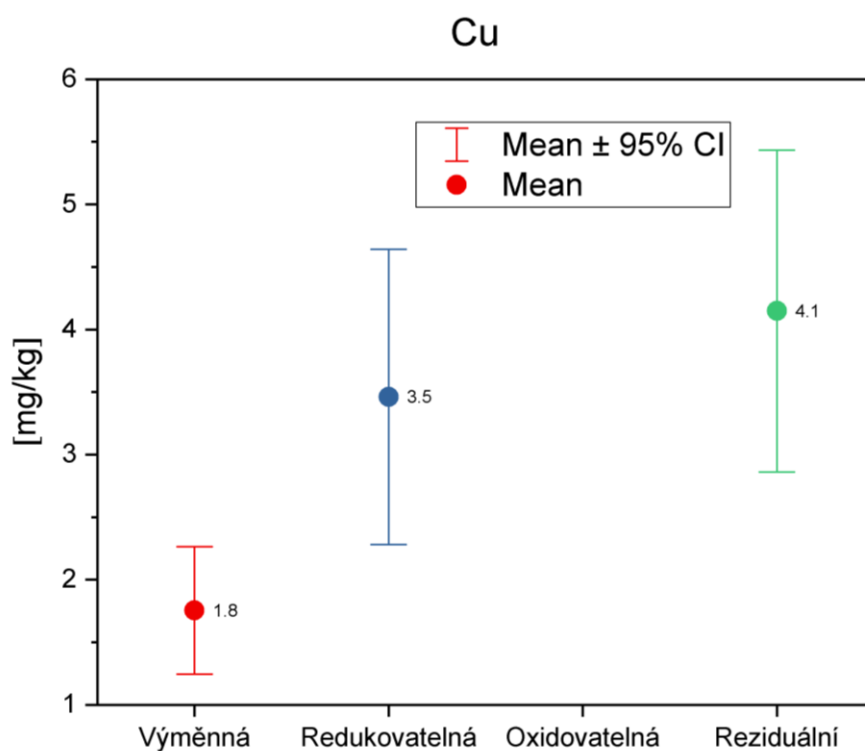
Obrázek č. 58 – graf intervalu hodnot mezi geochemickými frakcemi manganu s 95 % spolehlivostí



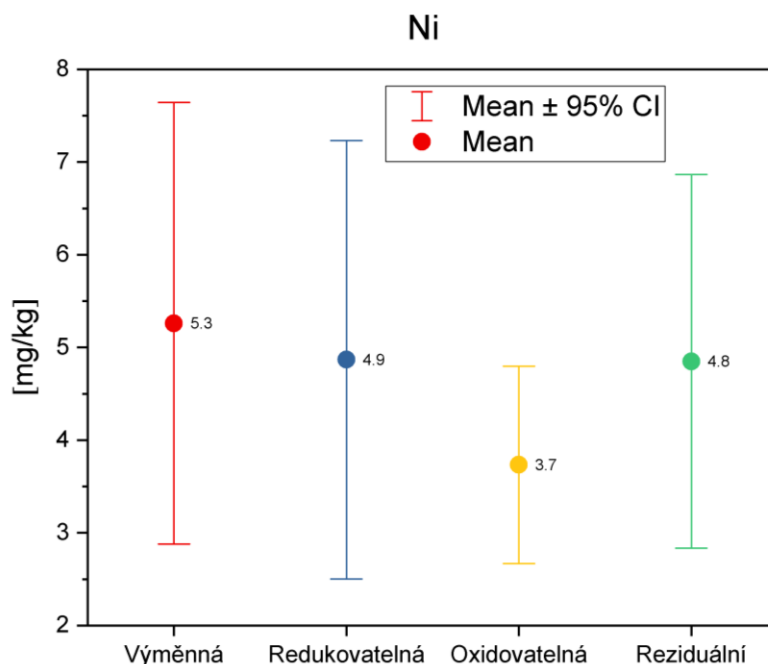
Obrázek č. 59 – graf intervalu hodnot mezi geochemickými frakcemi olova s 95 % spolehlivostí



Obrázek č. 60 – graf intervalu hodnot mezi geochemickými frakcemi olova s 95 % spolehlivostí



Obrázek č. 61 – graf intervalu hodnot mezi geochemickými frakcemi mědi s 95 % spolehlivostí



Obrázek č. 62 – graf intervalu hodnot mezi geochemickými frakcemi niklu s 95 % spolehlivostí

Byly definovány čtyři přechodové koeficienty dle jednotlivých frakcí ze sekvenční analýzy ($a_{\text{výměnná}}$, $a_{\text{redukovatelná}}$, $a_{\text{oxidovatelná}}$, $a_{\text{reziduální}}$). Pro každý z kovů byl použit obecný vzorec, výsledky jsou uvedeny v tabulce č. 9, která zobrazuje přechod mezi jednotlivými frakcemi. Dále lze pozorovat podobnou hodnotu koeficientu pro všechny prvky při přechodu z frakce redukovatelné na frakci oxidovatelnou. Na základě těchto koeficientů lze teoreticky predikovat výtěžek frakcí jednotlivých kovů, avšak tuto hypotézu je třeba ověřit další sadou měření v dané lokalitě, tak aby se statistická odchylka snížila, viz obrázky č. 57 až 62.

$$\left(\frac{a_{\text{výměnná}}}{a_{\text{redukovatelná}}}\right) = a_{I \rightarrow II} \quad \left(\frac{a_{\text{redukovatelná}}}{a_{\text{oxidovatelná}}}\right) = a_{II \rightarrow III} \quad \left(\frac{a_{\text{oxidovatelná}}}{a_{\text{reziduální}}}\right) = a_{III \rightarrow IV}$$

Tabulka č. 10 – přechodové koeficienty

Kov*	$a_{I \rightarrow II}$	$a_{II \rightarrow III}$	$a_{III \rightarrow IV}$
Fe	71,221	0,013	25,397
Mn	1,178	0,039	3,313
Pb	7,481	0,030	14,667
Zn	1,817	0,017	7,667
Ni	0,925	0,755	1,297

* Pro nedostatečné množství měření, bylo z tohoto vyhodnocení vyřazeno kadmium a měď.



6 Diskuze

Vzorkované prameny rámci této diplomové práce lze zařadit podle Alfaro a Wallace (1994) do kategorie mírně-studených pramenů s průměrnou teplotou 7-14 °C, tato teplota byla u některých pramenů na jaře mírně překročena. Složení makrozoobentosu v pramenech závisí na mnoha faktorech, které se od sebe značně liší (von Fumetti, 2007).

Prameny jsou charakteristické nízkou variabilitou v hydrologických a hydrochemických podmínkách ve srovnání s jinými sladkovodními zdroji. Druhy, které obývají prameny, jsou často striktně vázány k těmto ekosystémům (Bonettini a Cantonati, 1996). Mohou být snadno ovlivňovány různými disturbancemi, jakými jsou např. období sucha nebo přivalové srážky (von Fumetti a Nagel, 2012). Sledované území v této diplomové práci má jeden z nejvyšších ročních úhrnů průměrných srážek v České republice. Základní parametry vody mezi jednotlivými prameny se značně lišily a na jaře převládalo ve sledovaných pramenech zásaditější pH.

Champion a Starks (2001) potvrdili, že pokud se pH vody pramenech pohybuje mezi hodnotou 7-8, je podzemní voda v chemické rovnováze s vápencem ve zvodni. Pokud se pH snižuje, koncentrace toxických kovů se může zvýšit, v kyselějším prostředí se také zvyšuje schopnost uvolňování kovů ze sedimentu do vody.

Mobilita a biologická dostupnost kovů závisí na mnoha faktorech, klíčová je zejména fyzikálně-chemická forma kovu a charakteristika sedimentu. Mobilitu kadmia a zinku studovali ve své práci Prokop a kol. (2002), kde bylo stanoveno následující pořadí biologické dostupnosti toxických kovů: Cd>Zn>Cu>Pb. Zároveň byla zaznamenána souvislost mezi koncentrací toxických kovů a rychlostí průtoku vody sedimentem. Vysoká rychlost vody při průtoku sedimentem může snižovat toxicitu vrchní vrstvy usazeného sedimentu, nicméně se současně může zvýšit riziko kontaminace podzemních vod (Prokop a kol., 2002).

Toxické kovy v ekosystémech Lužických hor sledovala ve své práci Silva (2017). V podzimním období z roku 2016 je možno sledovat podobný pokles hodnot pH oproti jarním hodnotám. Lze konstatovat, že v posledních dvou letech se na podzim pH pramenů v oblasti Lužických hor snížilo. Práce Silva (2017) se zaměřila pouze na Pb, Cu, Zn a Cd a byly vzorkovány dva prameny (BS1016 a BS1019), které jsou zařazeny



v i této diplomové práci. Oba tyto prameny vykazaly v předchozím roce vyšší koncentraci kadmia v biotě (5,65 mg/kg) i všech frakcích sedimentu. Následující rok se kadmium vyskytovalo ve všech vzorcích pod mezí detekce. U zinku naopak lze potvrdit, že v obou letech preferoval u výše zmíněných pramenů frakci <67 μm . Koncentrace mědi a olova vykazují při srovnání značně rozkolísané výsledky, ve kterých nelze sledovat žádnou souvislost. V roce 2016 vyhodnocení koeficientu rizika ukázalo, že olovo je také nejrizikovějším kovem ve všech vzorkovaných pramenech. Je možno konstatovat, že olovo je za poslední dva roky v oblasti Lužických hor nejrizikovějším toxickým kovem z hlediska zadržování v sedimentu. Bylo by vhodné provést další sady podrobnějších měření v následujících letech, aby se potvrdilo, jestli je zvýšené riziko olova oproti ostatním kovům dlouhodobé či se jedná pouze o jednorázovou fluktuaci.

Při srovnání distribučních koeficientů se Silva (2017) lze sledovat podobné průměrné hodnoty a je možno konstatovat, že migrační potenciál kovů do vody v celé oblasti je konstantní (srovnání je zaměřeno pouze na Pb, Cu, Zn, Cd), nejnižší migrační potenciál byl před rokem zaznamenán také u olova. I přesto, že se ve srovnání objevují pouze dva shodné prameny, je možné sledovat mnoho podobností v distribučním koeficientu, indexu rizika, koncentrací kovů v sedimentu, biotě a vodě, což by mohlo poukazovat na správnost provedených analýz.

Studii zabývající se koncentracemi těžkých kovů v sedimentu provedli také Boszke a kol. (2004), byly analyzovány dnové sedimenty ve střední části řeky Odry. Jedním z hlavních cílů vyhodnocení bylo zjištění indexu geokumulace u všech sledovaných kovů, vyhodnocení ukázalo, že sediment je zatížen zejména kadmíem (rozsah koncentrací 2,93-7,87 mg/kg), kde ve všech vzorkovaných lokalitách se hodnota I_{geo} pohybovala mezi 3-4, což odpovídá střednímu až silnému zatížení sedimentu kadmíem. Ostatní sledované kovy (Fe, Mn, Hg, Pb, Cu, Zn, Ni) vykazovaly pouze mírné zatížení, ve srovnání s jinými evropskými toky (např. Labe či Rýn) dosahovaly průměrné koncentrace vyšších hodnot (Boszke a kol. 2004).



Studováním kvality vody v pramenech zpracovali např. Badrakh a kol. (2008). Studie se věnuje 127 pramenům přímo v hlavním městě Mongolska Ulánbátaru a jeho přilehlém okolí. Studie zahrnovala vyhodnocení fyzikálně-chemických parametrů vody, mikrobiologických a hygienických podmínek, prameny významně znečištěny bakterií *Escherichia coli* a amoniakem, zejména v přilehlém okolí města. Většina pramenů v zájmové oblasti nebyla nějak chráněna např. ploty nebo jinými vhodnými úpravami. Velký vliv na kvalitu vody v pramenech urbanizovaných oblastí může mít environmentální výchova a osvěta obyvatel (Badrakh a kol., 2008).

Příkladem studie kvality vody v pramenech v Evropě se zabývali např. Kraleva a kol. (2012) v přírodní rezervaci Srebarna v Bulharsku. Cílem studie bylo vyhodnotit fyzikálně-chemické parametry vody a zjištění koncentrací dusičnanů a fosforečnanů. Okolní zemědělská činnost zde mírně zvyšuje koncentraci těchto látek a ovlivňuje tak kvalitu vod, nicméně výsledky analýzy ukázaly, že nedochází ke kontaminaci podzemních vod a přilehlého jezera. Koncentrace NO_2 se pohybovaly v rozmezí 0,08-0-16 mg/dm^3 , což dle studie vyhovuje středně dobrým environmentálním podmínkám. Koncentrace PO_4 (0,11-0,45 mg/dm^3) a NO_3 (0,2-3,5 mg/dm^3) ve vzorkovaných lokalitách vyhověly velmi dobrému až dobrému environmentálnímu stavu (Kraleva a kol., 2012).

V širším kontextu mohou být metody chemických analýz pro stanovení koncentrací toxických kovů využity nejen u pramenů, ale např. i při hodnocení v mořských ekosystémech zejména na pobřežích, tímto problémem se zabývali např. Khalifa a kol. (2010), studie byla zaměřena na stanovení koncentrace toxických kovů (Fe, Pb, Cd, Co), pomocí mikrovlnného rozkladu a metody AAS v různých druzích ryb a částech jejich těl (kosti, kůže, maso atd.). Zájmovou oblastí byla pobřežní linie Libye, ukázalo se, že námořní doprava způsobuje překročení koncentrací toxických kovů stanovených WHO. Koncentrace se pohybovaly v maximech u jednotlivých kovů – 44,69 mg/kg Co, 2,39 mg/kg Pb, 0,16 mg/kg Cu, 2,93 mg/kg Cd (Khalifa a kol, 2010).



7 Závěr

Podle indexu rizika je olovo ze všech sledovaných kovů nerizikovějším. Prameny BN1034, AN1036, AN1037, AN1029, BN2243 indikují mírné znečištění a odpovídají $1 < HQ < 2$. Lokalita BN2244 s indexem rizika 2,19 u olova spadá do kategorie $2 < HQ < 10$, což poukazuje na středně znečištěný pramen, kde by mohly být zvláště citlivé druhy ohroženy. Hodnoty prahové koncentrace prvku TEC v celkové frakci olova překročily prameny zejména v podzimním období (AN1029, AN1030, AN1036, AN1037, BN2244, BS2242). Na jaře tuto hodnotu překročily pouze dva prameny (BS1016 a AN1030). Koncentrace olova v biotě byly naopak z většiny případů pod mezí detekce.

Koncentrace kovů ze sedimentu a bioty ukázaly, že více než 90 % všech vzorků kadmia bylo pod mezí detekce, nejvyšší naměřená hodnota byla v prameni AN1029 na podzim v celkové frakci s hodnotou 0,82 mg/kg, čímž překročila hodnotu prahové koncentrace prvku TEC.

Průměrné koncentrace niklu ve všech sledovaných frakcích se na podzim zvýšily o celkem 28 % největší změny mezi jarem a podzimem lze sledovat zejména u AN1029. Mangan vykazoval největší průměrné koncentrace (427 mg/kg) ve frakci $< 67 \mu\text{m}$ v jarním i podzimním období.

Největší množství zinku bylo obsaženo v redukovatelné frakci, která je vázána na organickou hmotou a reziduální frakce. Koncentrace zinku v biotě byly značně variabilní. Prahový účinek koncentrace TEC byl překročen v pramenech BS2230, BS1019, AN1030, AN1036, BN2244, BN1025 a BN1034.

Biota je nejvíce ovlivněna koncentracemi mědi, které se pohybovaly v rozmezí 97,34 mg/kg (BN1034) až 5,84 mg/kg (BN1033), kde jedenáct ze šestnácti měřených pramenů překročilo prahovou koncentraci kovu TEC.

Výzkum akumulace toxických kovů v sedimentu a biotě pramenů je velmi variabilní, proto je zapotřebí iniciovat více měření a opatření, abychom co nejlépe porozuměli zdroji těchto polutantů.



8 Seznam použitých zdrojů

8.1 Literární zdroje

ALFARO C. a WALLACE M., 1994: Environmental Geology: Origin and classification of springs and historical review with current applications. Springer-Verlag, Berlín: 112-124 s.

ALI-AL KHASMAN O., 2007: Study of water quality of springs in Petra region, Jordan: A three-year follow-up. Springer Science and Business Media B.V., Dordrecht: 1145-1163 s.

AVDULLAHI S. a kol., 2012: Journal of Biodiversity and Environmental Sciences: Assessment of heavy metal study on groundwater in the mining area in Stan Terg, Kosovo. International Network for Natural Sciences, Rajshahi: 53-60 s.

BADRAXH A. a kol, 2008: Journal of Water and Health: A study of the quality and hygienic conditions of spring water in Mongolia. IWA Publishing, Londýn: 141-147 s.

BARBIERI M., 2016: Journal of Geology & Geophysics: The Importance of Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo) to Evaluate the Soil Contamination. Sapienza University of Rome, Řím: 1-4 s.

BATAYNETH A.T., 2010: International Journal of the Physical Sciences: Heavy metals in water springs of the Yarmouk Basin, North Jordan and their potentiality in health risk assessment. Academic Journals, Sapele: 997-1003 s.

BATZER D.P. a WISSINGER S.A., 1996: Annual Review of Entomology: Ecology of insects communities in nontidalwetlands. Annual Reviews, Palo Alto: 75–100 s.

BONETTINI A. M. & CANTONATI M., 1996: Crunoecia: Macroinvertebrate assemblages of springs of the river Sarca catchment (Adamello-Brenta regional park, Trentino, Italy). Solingen: Verl. Natur und Wiss. Hieronimus und Schmidt, Frankfurt: 71-78 s.



BOSZKE L. a kol., 2004: Polish Journal of Environmental Studies: Distribution of Mercury and Other Heavy Metals in Bottom Sediments of the Middle Odra River (Germany/Poland). Firma Wydawnicza HARD s.c., Olsztyn: 495-502.

BRYAN K., 1919: Classification of springs. U.S. Geological Survey, Washington D.C.: 522-561 s.

DE BLIJ a kol., 2004: Physical Geography: The Global Environment. Oxford University Press, Oxford: 702 s.

DE LANGE P.J. a kol., 1994: Over-collecting: an overlooked factor in the decline of plant taxa. Union of International Associations, Brusel: 181-185 s.

DUB O. a NĚMEC J., 1969: Hydrologie. Státní nakladatelství technické literatury, Praha: 380 s.

DUROWOJU S. a kol., 2015: Sustainability: Variations of Heavy Metals from Geothermal Spring to Surrounding Soil and Mangifera Indica –Siloam Village, Limpopo Province. MDPI, Basilej: 1-12 s.

GEORGE C.M. a GOYER R.A., 1978: Life Sciences: Metallothioneins and their role in the metabolism and toxicity of metals. Elsevier, New York: 1-9 s.

GLAZIER D.S., 1998: Springs as model systems for ecology and evolutionary biology: a case study of Gammarus minus Say (Amphipoda) in mid-Appalachian springs differing in pH and ionic content. Backhuys Publishers, Leiden: 49–62 s.

GUTH J. a kol., 2006: Příručka hodnocení biotopů. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha: 401 s.

FÄHNRIK V. a KREJZA J., 1977: Acta Hydrochimica et Hydrobiologica. John Wiley & Sons, Hoboken: 5-23 s.

FÖRSTNER U. a SALOMONS W., 1983: Metals in the Hydrocycle. Springer-Verlag, Berlín: 349 s.



HELFRICH a kol., 1990: Journal of Soil and Water Conservation: Long-term patterns in spring water quality: An approach to groundwater education programs for rural communities. Soil and Water Conservation Society, Iowa, Ankeny: 332-335 s.

CHÁBERA S. a KÖSSL R., 1999: Základy fyzické geografie: Přehled hydrogeografie. Jihočeská univerzita, České Budějovice: 159 s.

CHAMPION K.M. a STARKS R., 2001: The Hydrology and Water Quality of Select Springs in the Southwest Florida Water Management District.

CHAPMAN D. a KIMSTACH V., 1996: Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. University Press, Cambridge: 656 s.

CHERTOPRUD M.V., 2006: Zhurnal Obshchei Biologii: Spring macrobenthos communities of the Moscow province. Izdatelstvo Nauka, Sofie: 376–384 s.

CHYTRÝ a kol., 2010: Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha: 445 s. Southwest Florida Water Management District, Brooksville: 149 s.

JENNINGS A.T., 1999: Lyophilization: Introduction and Basic Principles. CRC Press, Boca Raton: 664 s.

KALINOVÁ M., 2014: Zdroje podzemních vod na česko-saském pomezí. Výzkumný ústav vodohospodářský, Praha: 142 s.

KATARIA H.C. a kol: Assessment of water quality of Kolar reservoir in Bhopal – Pollution research. Barkatullah University, Bhopal: 191-193 s.

KETTNER R., 1948: Všeobecná geologie, část III. Melantrich, Praha: 548 s.

KHALIFA M.K. a kol., 2010: International Journal of PharmTech Research: Determination of Heavy Metals in Fish Species of the Mediterranean Sea (Libyan coastline) Using Atomic Absorption Spectrometry. Sphinx Knowledge House, Mumbai: 1352-1354 s.



KIRSNAMURTHY R., 1990: Journal of Environmental Biology: Hydrobiological studies of Wohar reservoir, Aurangabad. Springer Science a Business Media B.V, Dordrecht: 335-343 s.

KOMÍNKOVÁ D., 2001: Pollution of Aquatic Ecosystems by Heavy Metals – the Kocaba and the Tcnicky Stream. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, ČR.

KOMÍNKOVÁ D. A NÁBĚLKOVÁ J., 2007: Water Science & Technology: Effect of urban drainage on bioavailability of heavy metals in recipient. IWA Publishing, Londýn: 43-50 s.

KRALEVA a kol., 2012: Water quality of springs alongside Srebarna lake: preliminary chemical analysis. De Gruyter Open, Varšava: 639-647 s.

KŘÍŽ H., 1976: Hydrologické a klimatologické hodnocení podzemních vod ČSR. Československá akademie věd, Praha: 116 s.

KUBÁT a kol., 1995: Jakost vody v tocích. ČHMÚ, Praha: 46 s.

KULHAVÝ T., 1983: Vodní hospodářství. ČVUT, Praha: 188 s.

LINDEGAARD C., 1995: Journal of Kansas Entomological Society: Chironomidae (Diptera) of European cold springs and factors influencing their distribution. Kansas Entomological Society, Kansas City: 108-131.

MARSALEK J. a kol: Ecohydrology and Hydrobiology: Aquatic habitat issues in urban stormwater management: challenges and potential solutions. National Water Research Institute, Ontario: 269-279 s.

MATTSON R. A. a kol., 1995: Journal of Kansas Entomological Society: Description of benthic communities in karst, spring-fed streams of North central Florida. Kansas Entomological Society, Kansas City: 18–41 s.

MCCABE D.J., 1998: Biological communities in springbrooks. Studies in Crenobiology: The biology of springs and springbrooks. Backhuys Publishers, Leiden: 221–228 s.



MCCABE D.J. a SYKORA J.L., 2000: Archiv für Hydrobiologie: Community structure of caddisflies along a temperate springbrook. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 263-282 s.

MCCAFFREY S., 2013: Water Quality Parameters and Indicators. Waterwatch, New South Wales: 1-6 s.:

MCNAUGHT A.D. a WILKINSON A, 1997: Compendium of Chemical Terminology. IUPAC, Paříž: 464 s.

MÍSAŘ Z., 1983: Geologie ČSSR. Státní pedagogické nakladatelství, Praha: 336 s.

MINSHALL G. W., 1968: Hydrobiologia: Community dynamics of the benthic fauna in a woodland springbrook. Thomson Reuters, Londýn: 305–339 s.

MOSS B., 1972: Biology of Freshwater Pollution. Prentice Hall, Londýn: 309 s.

MORI N. a BRANCELJ A., 2006: Aquatic Ecology: Macroinvertebrate communities of karst springs of tworiver catchments in the Southern Limestone Alps (the Julian Alps, Slovenia). Springer Netherlands, Dordrecht: 69–83 s.

NETOPIL R. a kol., 1984: Fyzická geografie I. SPN – Státní pedagogické nakladatelství, Praha: 273 s.

OKORO H.K. a kol., 2012: A Review of Sequential Extraction Procedures for Heavy Metals Speciation in Soil and Sediments. Cape Peninsula University of Technology, Kapské Město: 1-9 s.

PAČES T. 1983: Základy geochemie vod. Academia, Praha: 300 s.

PATIL P.N. a kol: A review. IJPBS: Physico-chemical parameters for testing of water. Kolhapur: 1195-1207 s.

PELIKÁN V. a kol., 1988: Hydrogeologická měření. Státní nakladatelství technické literatury, Praha: 219 s.

PITTER P., 1999: Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha: 568 s.



PREMLATA V., 2009: Biological forum: Multivariant analysis of drinking water quality parameters of lake Pichhola in Udaipur, India. Research Trend, Nové Dillí: 97-102 s.

PROKOP Z. a kol, 2002: Ecotoxicology and Environmental Safety: Mobility and toxicity of metals in sandy sediments deposited on land. Elsevier, New York: 65-73 s.

RAND G.M., 1995: Fundamentals of aquatic toxikology: Effects. Environmental fate and risk assessment. CRC Press, Boca Raton: 1148 s.

RANKAMA K. a SAHAMA T.G., 1968: Geochemistry. Sixth impression. The University of Chicago Press, Londýn: 264-281 s.

RAURET G. a kol., 2000: Journal of environmental monitoring: Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. Royal Society of Chemistry, Londýn: 57-61 s.

RESH V.H., 1983: Aquatic insects: Spatial differences in the distribution of benthic macroinvertebrates along a springbrook. Informa, Londýn: 193-200 s.

ROSENBERG D.M., RESH V.H., 1983: Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Springer-Verlag, Berlín: 488 s.

SILVA E.R., 2017: Accumulation of toxic metals in sediment and biota of the Lužické mountains springs. Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita v Praze, ČR.

SMITH H., 2002: The hydro-ecology of limestone springs in the Wye Valley, Derbyshire. Chartered Institution of Water and Environmental Management, Londýn: 253-259 s.

SPENCE a kol., 1996: An ecosystem approach to salmonid conservation. ManTech Environmental Res. Services Corp., Corvallis: 23 s.

SUTTON D.J. a kol., 2012: Heavy Metal Toxicity and the Environment. Springer International Publishing AG, Cham: 134-166 s.



STANCHEVA M. a kol, 2013: Bulgarian Journal of Agricultural Science: Determination of heavy metals (Pb, Cd, As and Hg) in Black Sea grey mullet (*Mugil cephalus*). Agricultural Academy, Sofie: 30-34 s.

STUM W. a MORGAN J.J., 1996: Aquatic Chemistry. Willey Publishing, New York: 1040 s.

TERNES A.T. a kol, 2004: Water research: A rapid method to measure the solid–water distribution coefficient (K_d) for pharmaceuticals and musk fragrances in sewage sludge. Elsevier, New York: 4075-4084 s.

TESSIER A. a kol., 1978: Journal of Analytical Chemistry: Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Pleiades Publishing, Moskva: 844-851 s.

TOLASZ, R., 2007: Atlas podnebí Česka: 1961-2000. Český hydrometeorologický ústav, Praha: 255 s.

TOURKOVÁ J., 1996: Hydrogeologie. ČVUT, Praha: 165 s.

TRIZNA M., 2004: Klimageografia a hydrogeografia. Geo-grafika, Bratislava: 154 s.

TUREKIAN K.K. a WEDEPOHL K.H., 1961: Distribution of the Elements in some major units of the Earth's crust. The Geological Society of America, Boulder: 175-192 s.

VANDAS a kol., 2002: Water and the Environment. American Geological Institute, Alexandria: 64 s.

VAN DER KAMP R. O., 1995: The Hydrogeology of Springs in Relation to the Biodiversity of Spring Fauna: A Review. Kansas (Central States). Entomological Society, Kansas City: 4-17 s.

VON FUMETTI S., 2007: Fundamental and Applied Limnology: Where a springhead becomes a springbrook – a regional zonation of springs. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 38-48 s.



VON FUMETTI S. a NAGEL P., 2011: Journal of Limnology: A first approach to a faunistic crenon typology based on functional feeding groups. PAGEPress, Voghera: 147-154 s.

WETZEL M.J. a WEBB D.W., 2007: The macroninvertebrate biodiversity, water quality, and hydrogeology of ten karst springs in the Salem Plateau of Illinois. Backhuys Publishers, Leiden: 261 s.

WILLIAMS D.D., 1991: Life history traits of aquatic arthropods in springs. Entomological Society of Canada, Ottawa: 107–124 s.

WILLIAMS D.D. & HOGG I.D., 1988: Holarctic Ecology: Ecology and production of invertebrates in Canadian coldwater spring-springbrook system. Nordic Society Oikos, Lund: 41–54 s.

YODER C., 1989: The development and use of biocriteria for Ohio surface waters. U.S. EPA, Office of Water, Washington, D.C.: 139-146 s.

ZEMHER J.K. a kol, 2002: Calcium as a limiting factor in the distribution of the Amphipod *Gammarus pseudolimnaeus*. The University of Notre Dame, Notre Dame: 13 s.

8.2 Legislativa

VYHLÁŠKA Č. 452/2017 Sb.: Vyhláška, kterou se mění vyhláška č. 415/2012 Sb., o přípustné úrovni znečištění a jejím zjištění a o provedení některých dalších ustanovení zákona o ochraně ovzduší, ve znění pozdějších předpisů

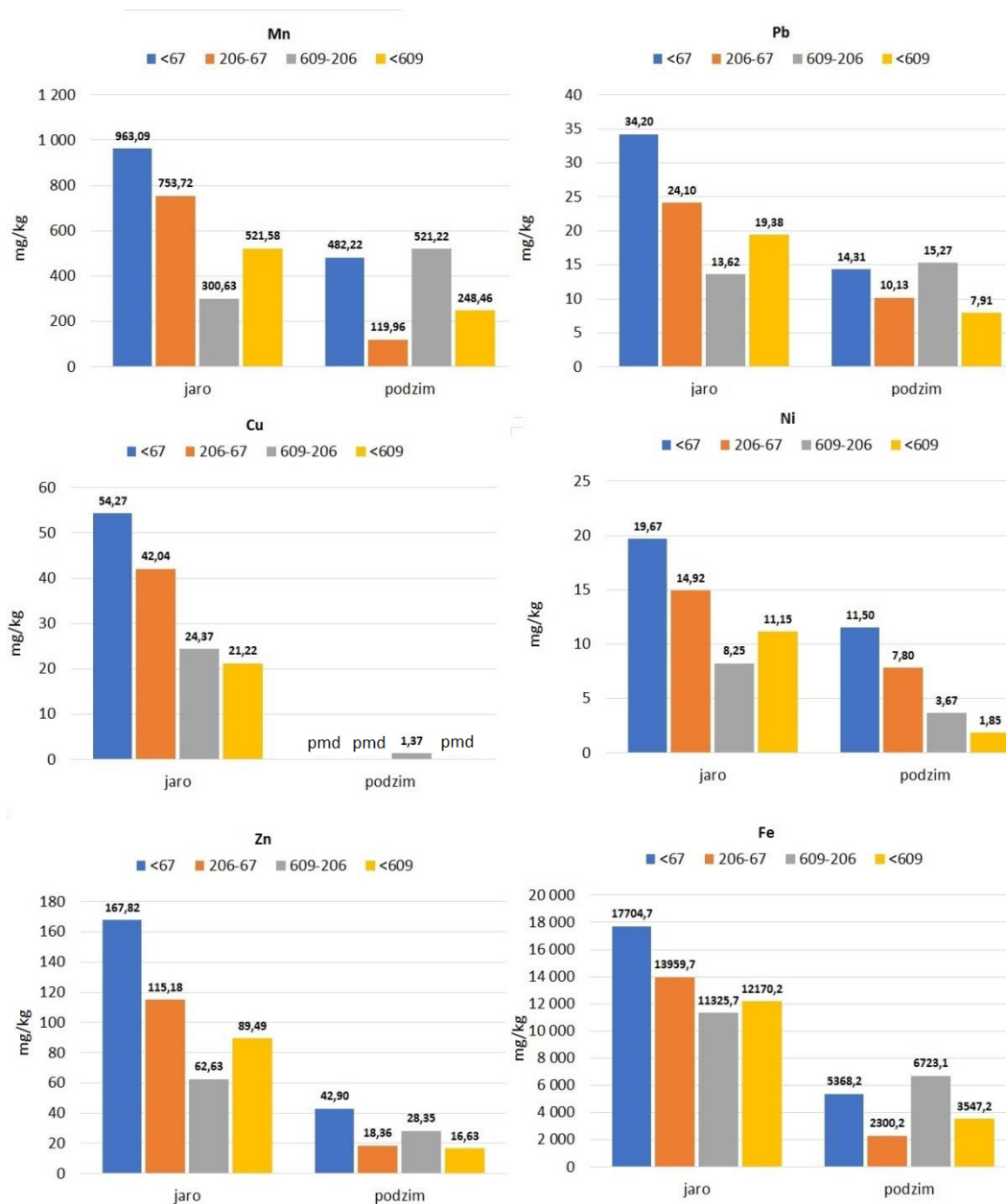
8.3 Internetové zdroje

KLIMATOLOGIE A HYDROGEOGRAFIE. *Podpovrchová voda* [online]. [cit. 2018-4-08]. Dostupné z: https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/pedf/ps14/fyz_geogr/web/pages/11-podpovrchova-voda.html

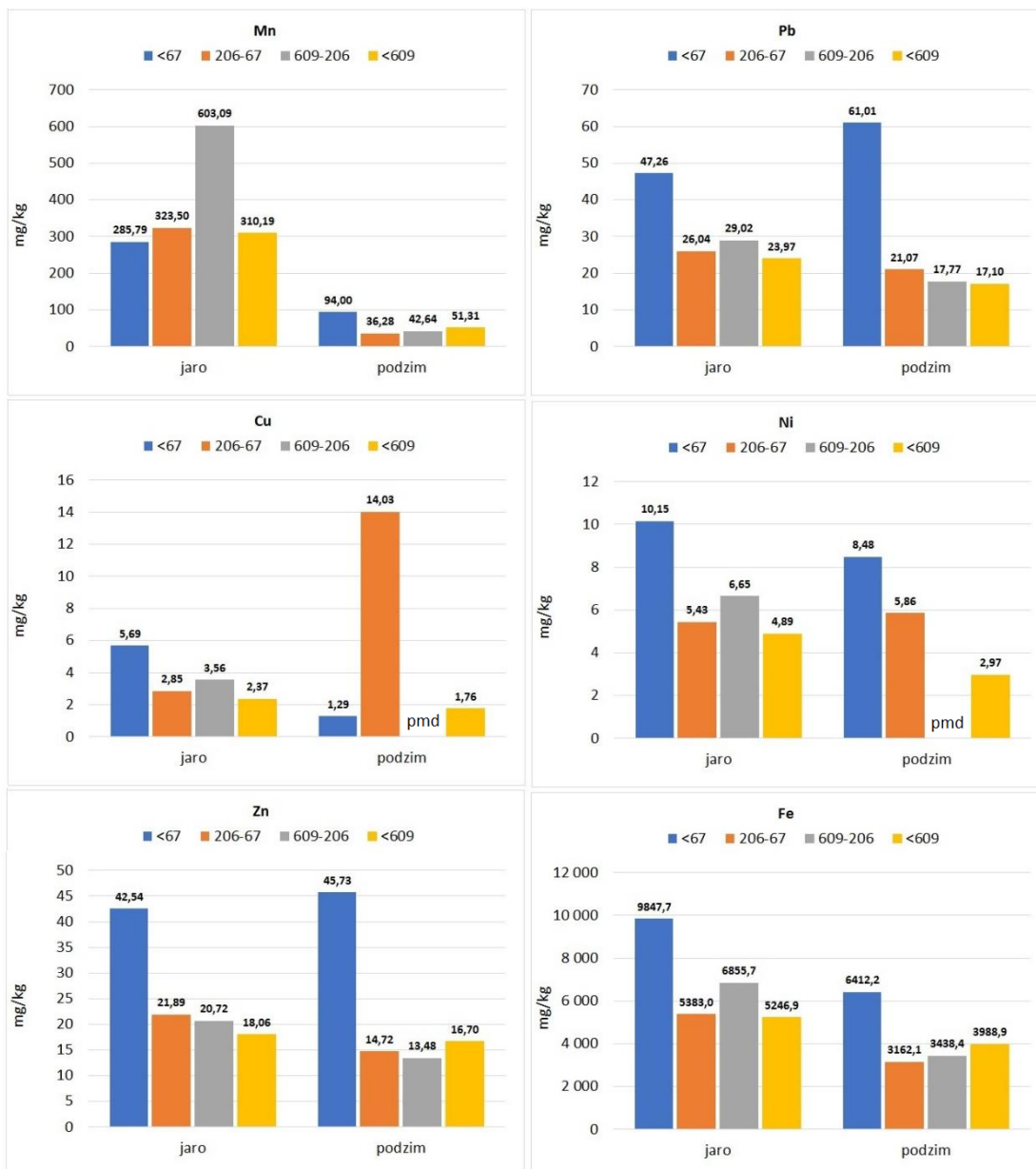


9 Přílohy

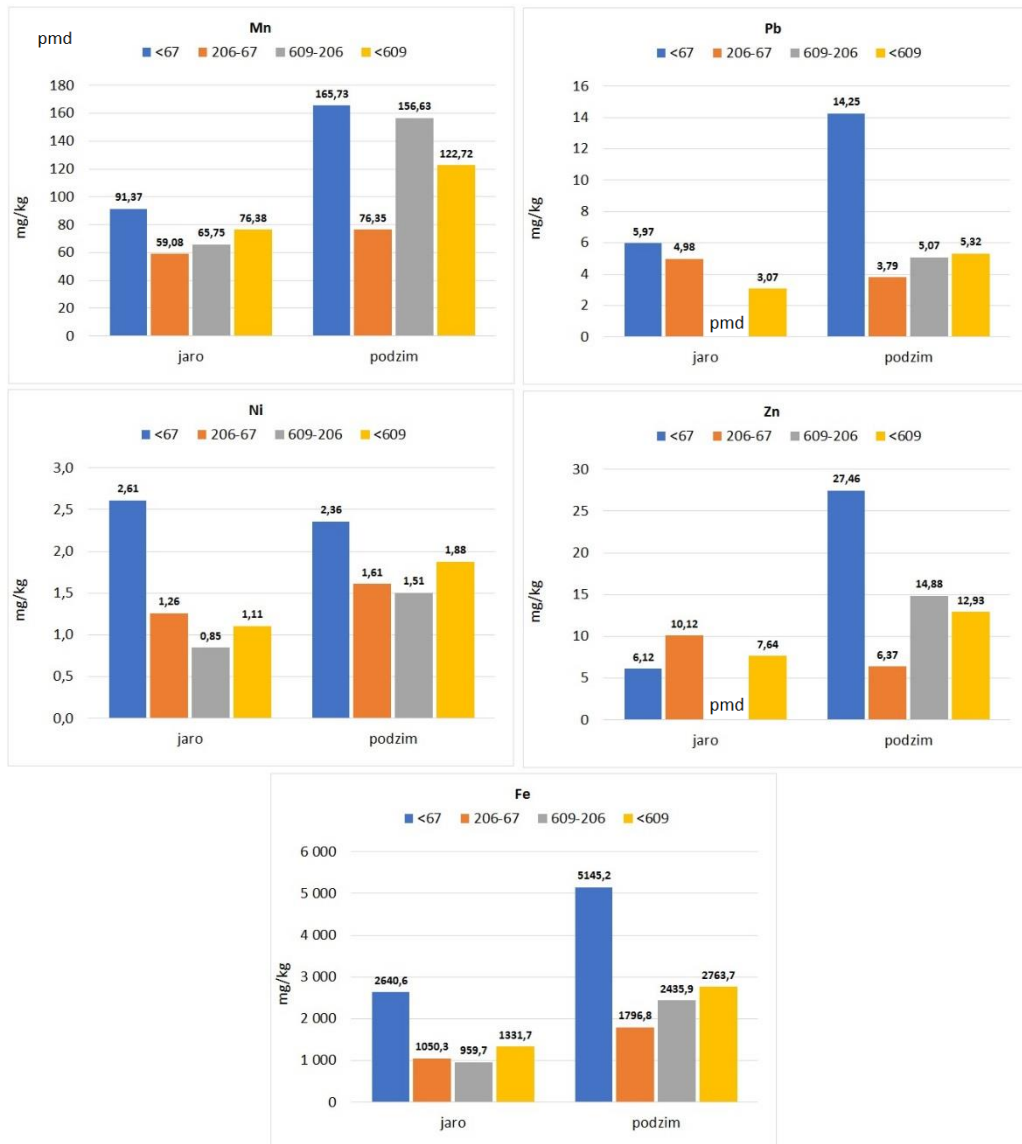
Koncentrace toxických kovů v pramenech (mg/kg) v jednotlivých frakcích sedimentu získaných mikrovlnným rozkladem.



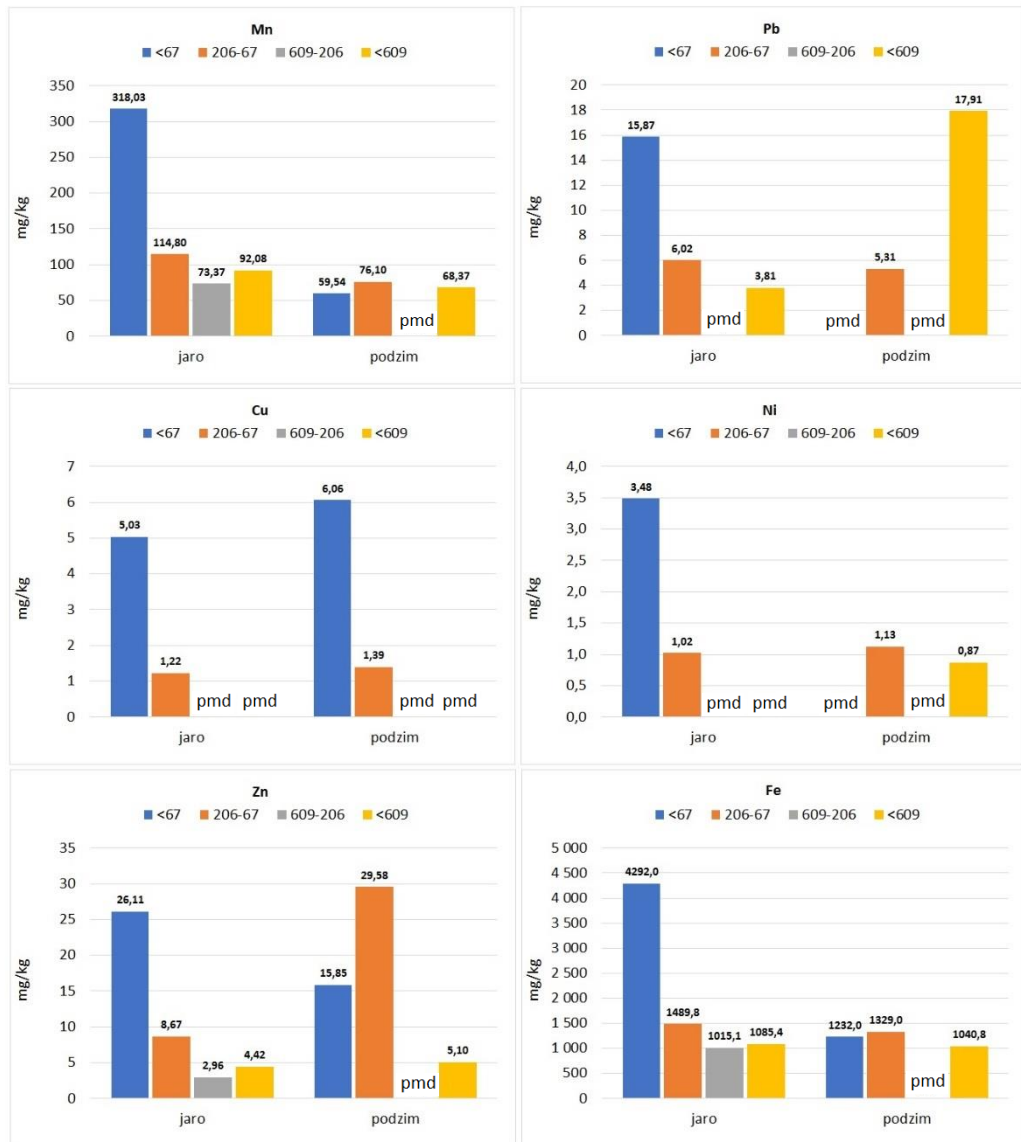
Obrázek č. 63 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BS2232 (poznámka: všechny hodnoty pro kadmium byly pod mezí detekce)



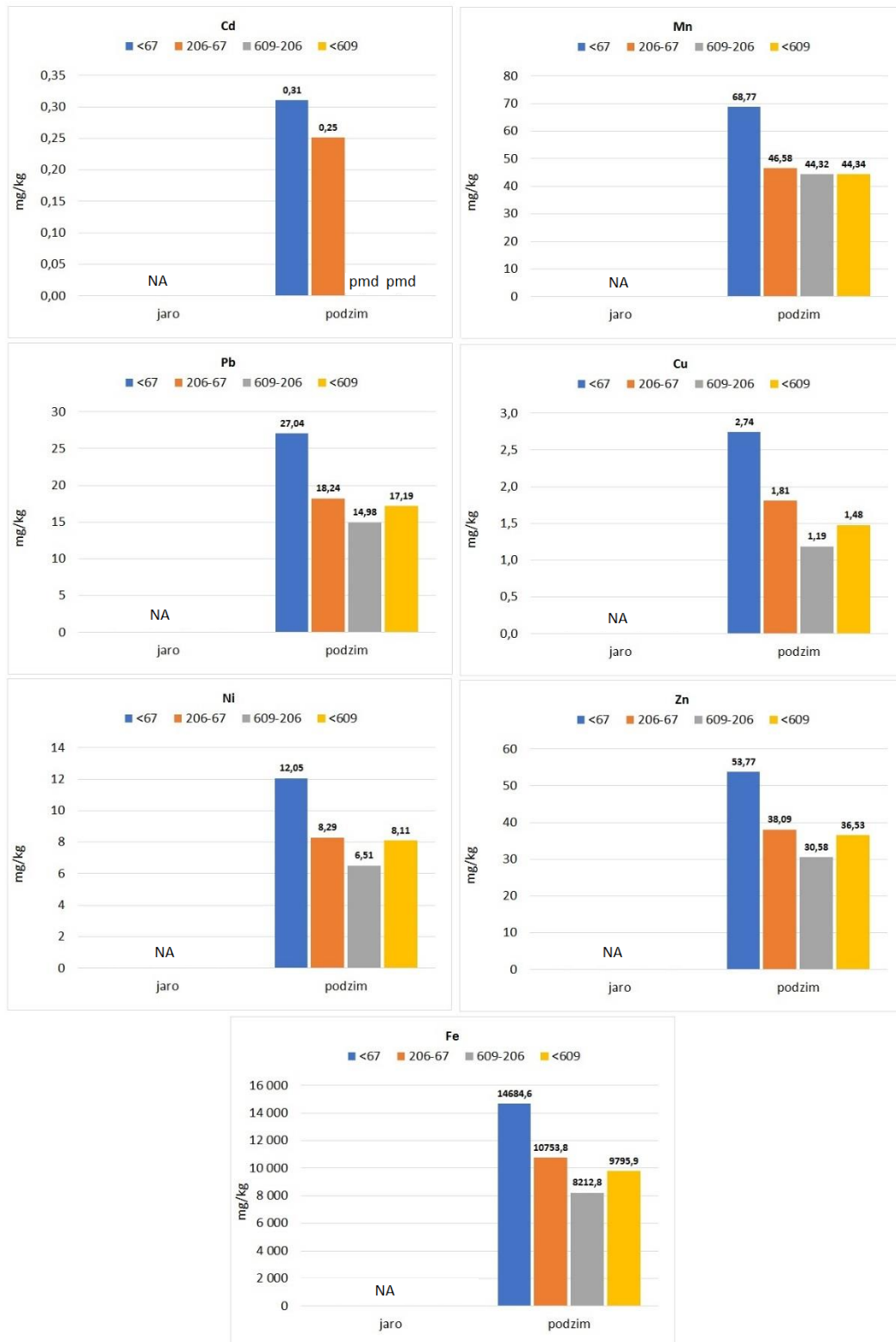
Obrázek č. 64 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BS2233
(poznámka: všechny hodnoty pro kadmium byly pod mezí detekce)



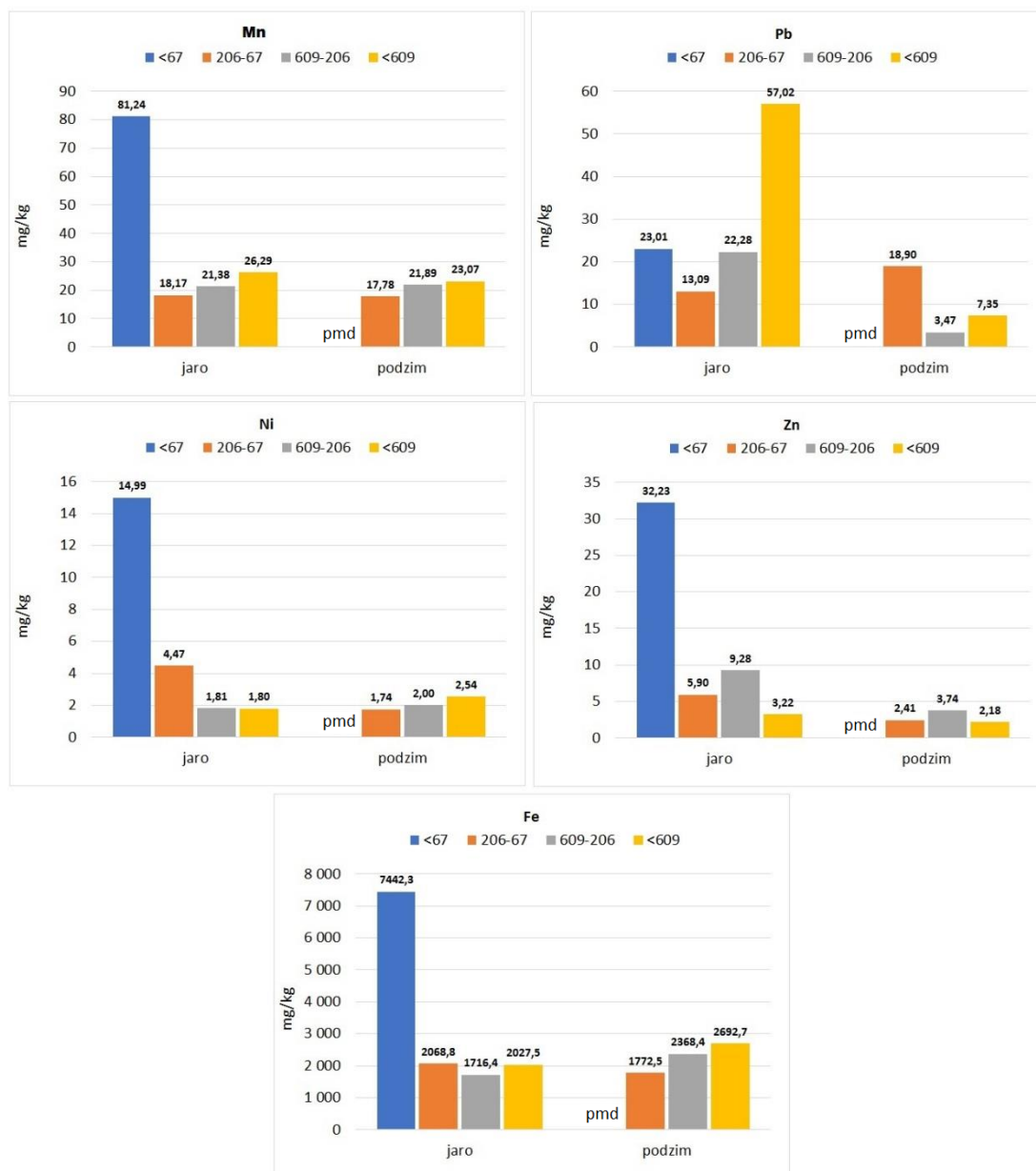
Obrázek č. 65 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BS2230 (poznámka: všechny hodnoty pro kadmium a měď byly pod mezí detekce)



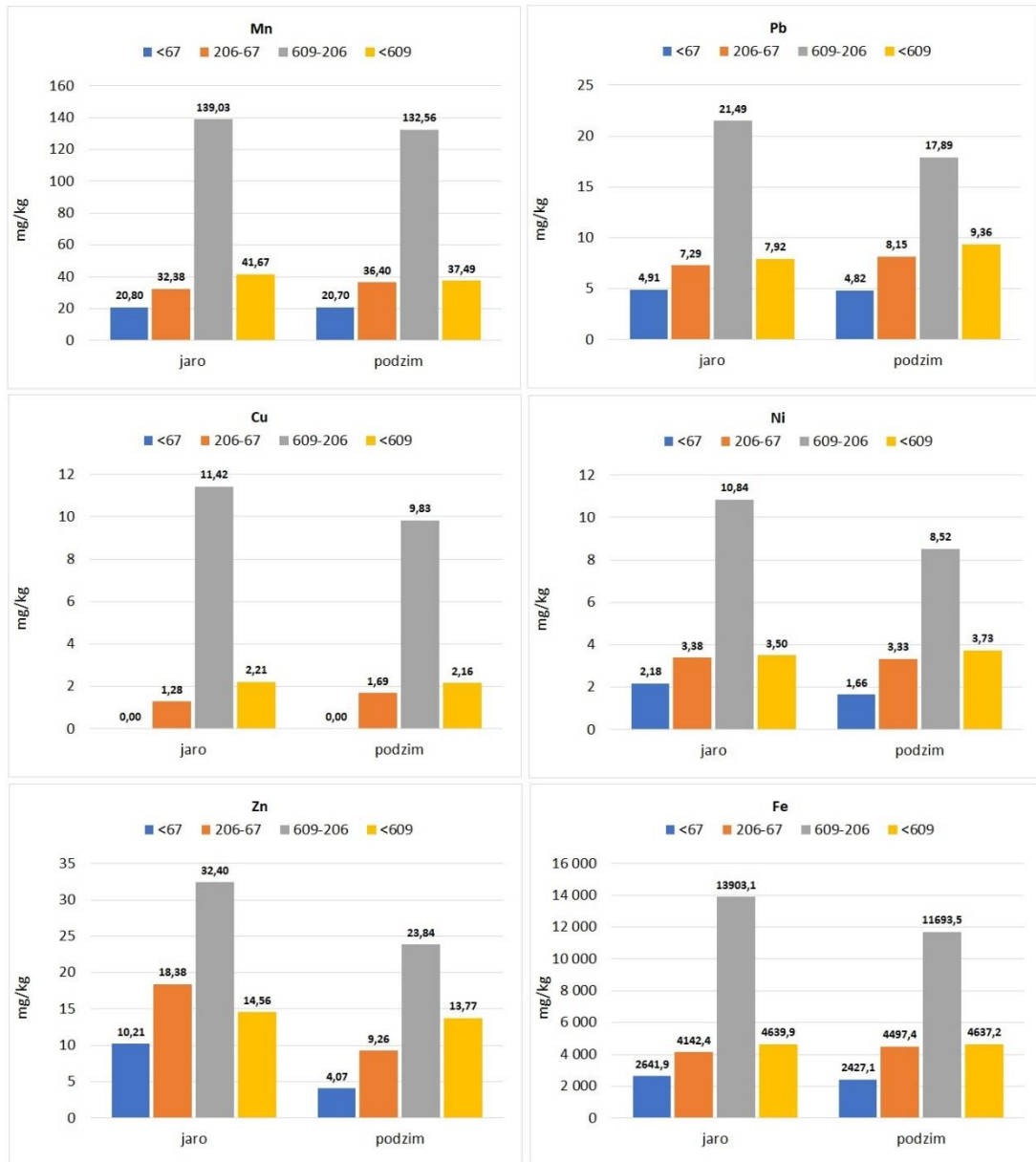
Obrázek č. 66 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BS1019 (poznámka: všechny hodnoty pro kadmium byly pod mezí detekce)



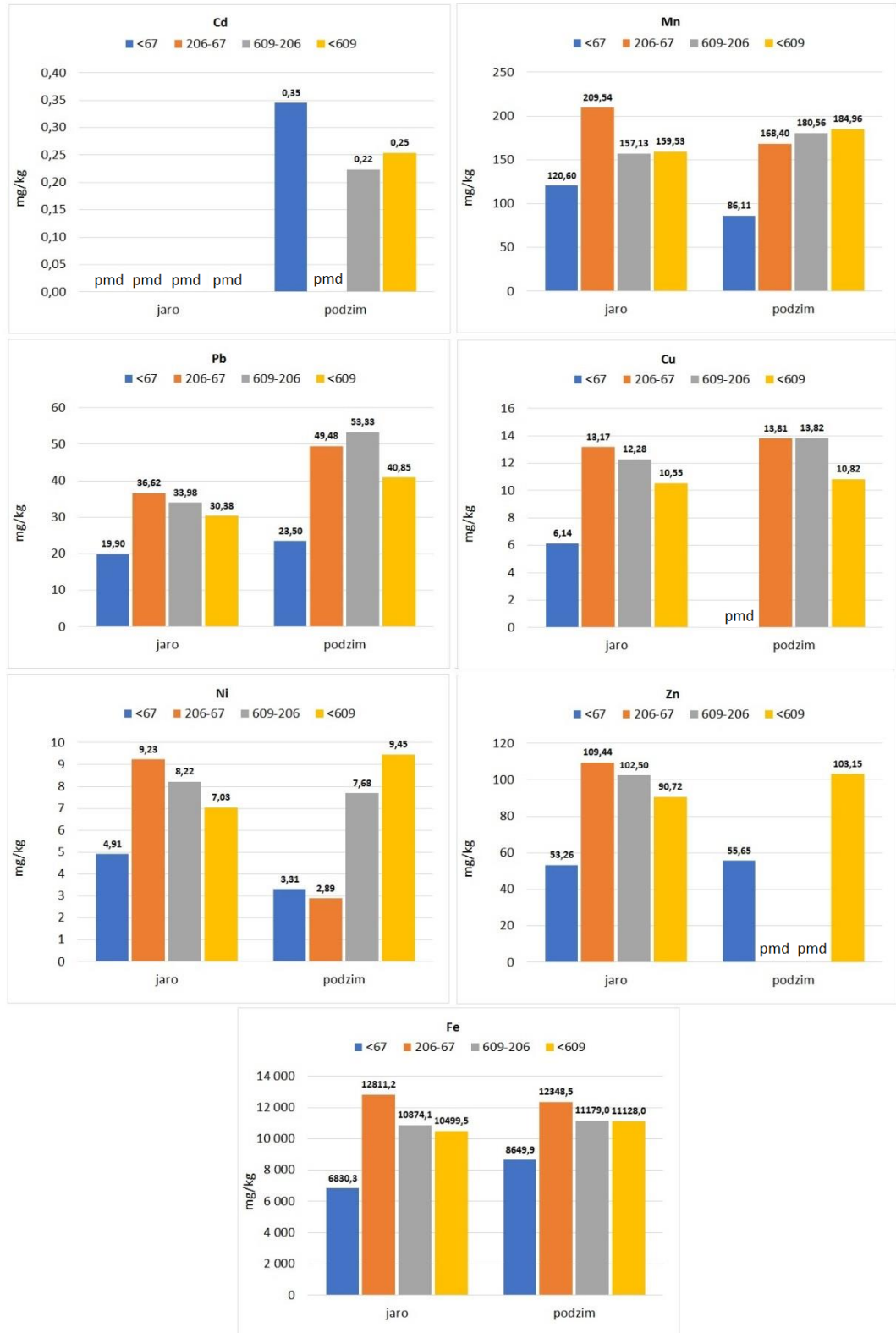
Obrázek č. 67 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BS1040 (poznámka: v jarním období nebyl odebirán sediment)



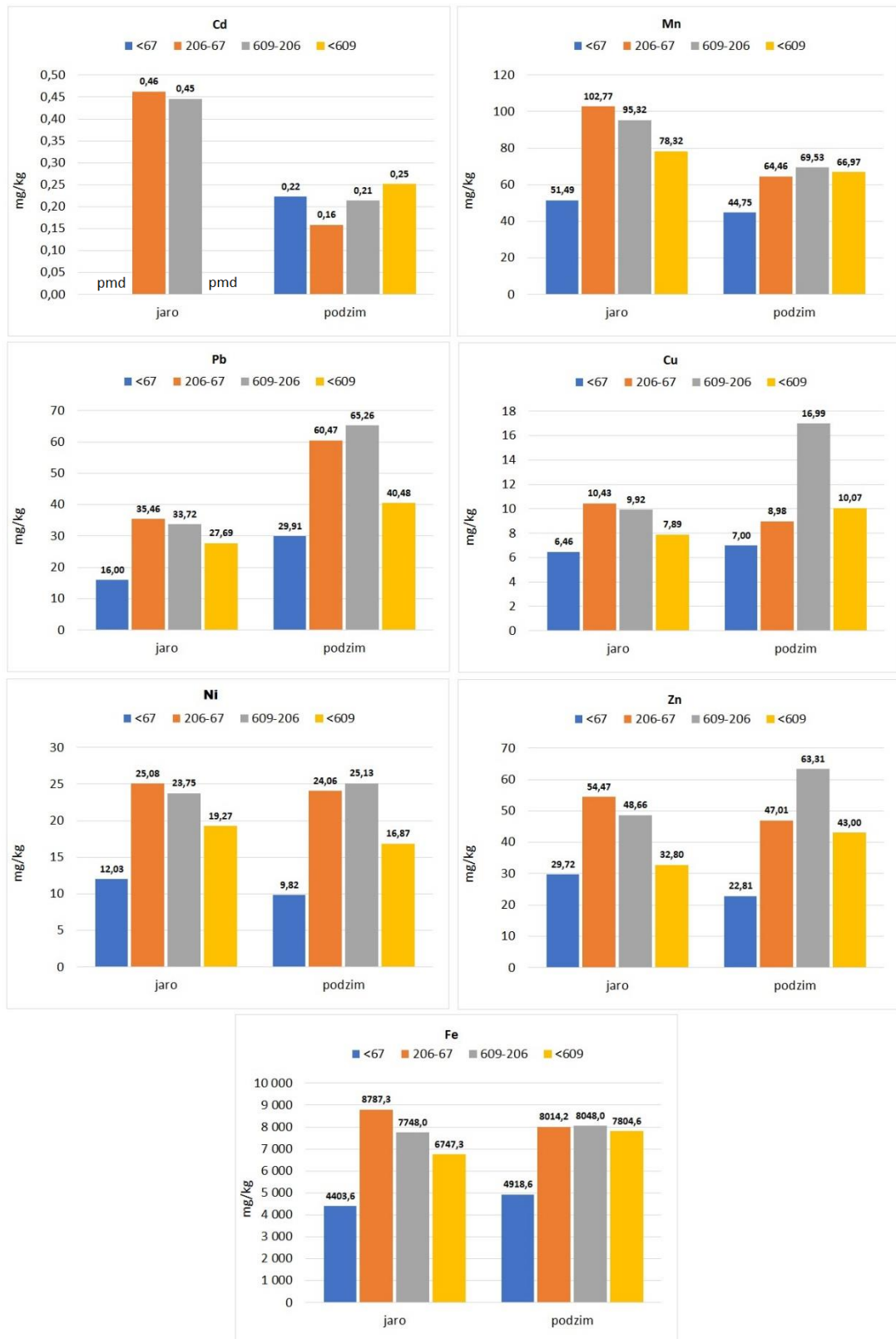
Obrázek č. 68 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BS1016 (poznámka: všechny hodnoty pro kadmium a měď byly pod mezí detekce)



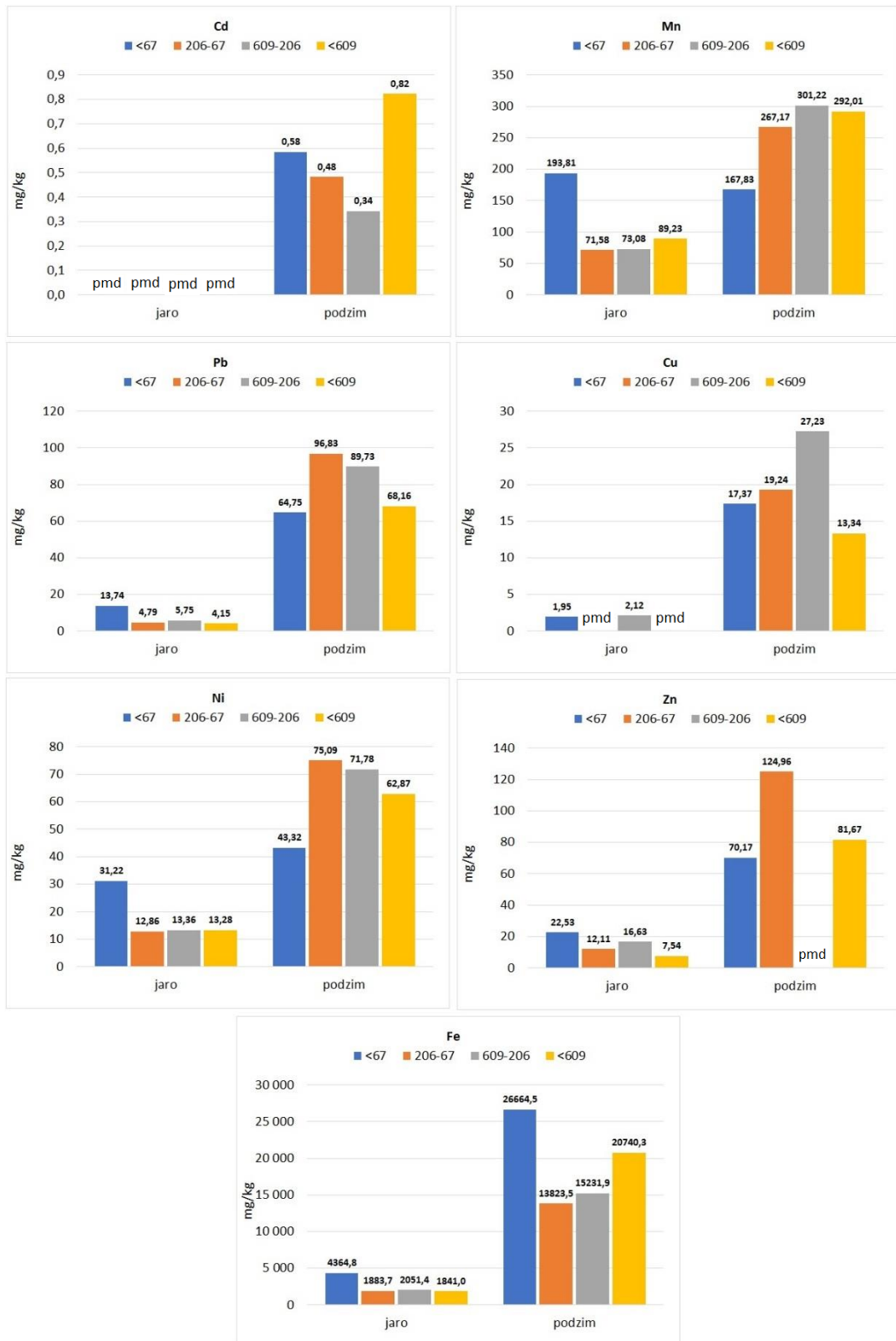
Obrázek č. 69 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BN1034 (poznámka: všechny hodnoty pro kadmium byly pod mezí detekce)



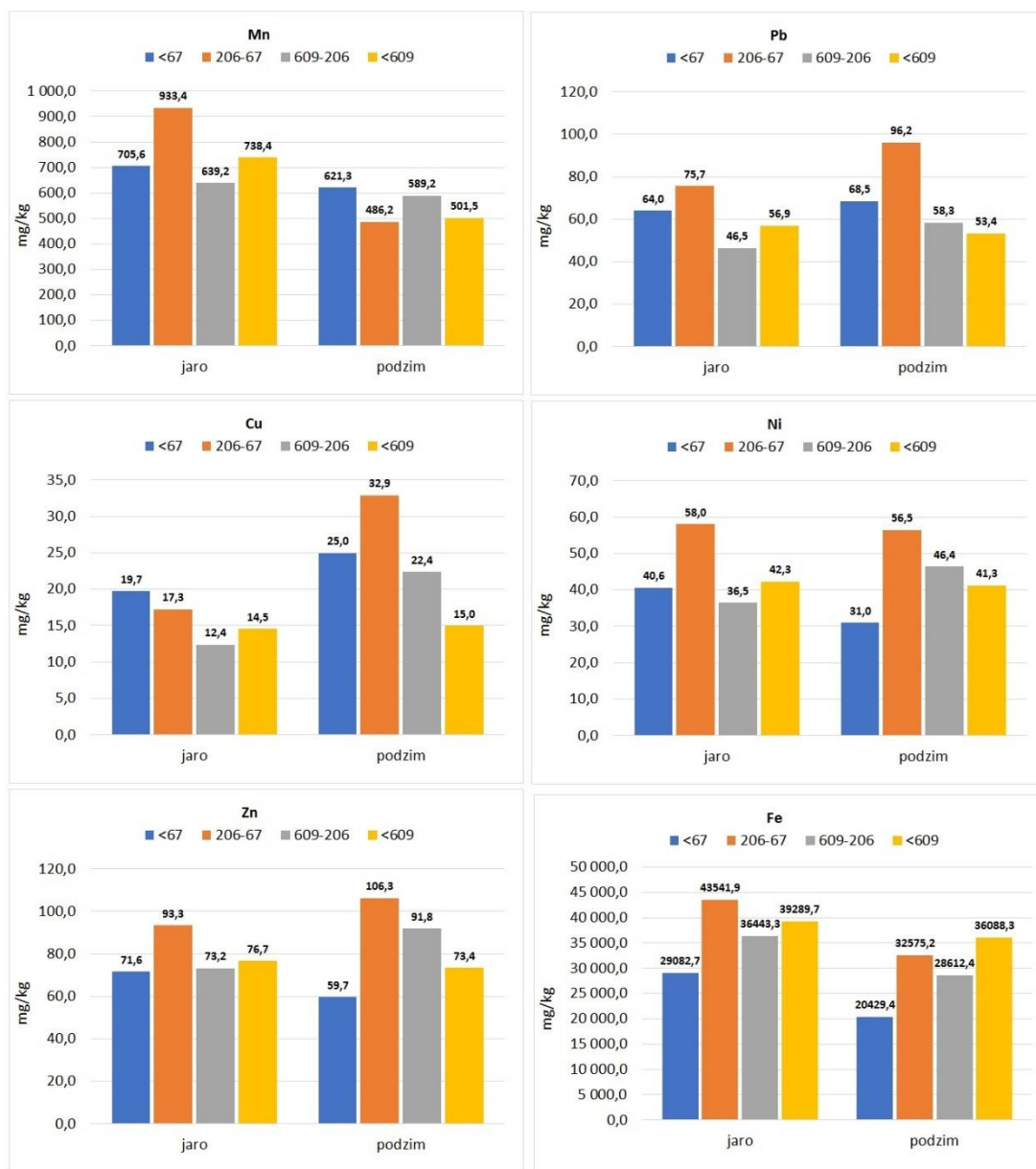
Obrázek č. 70 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene AN1036



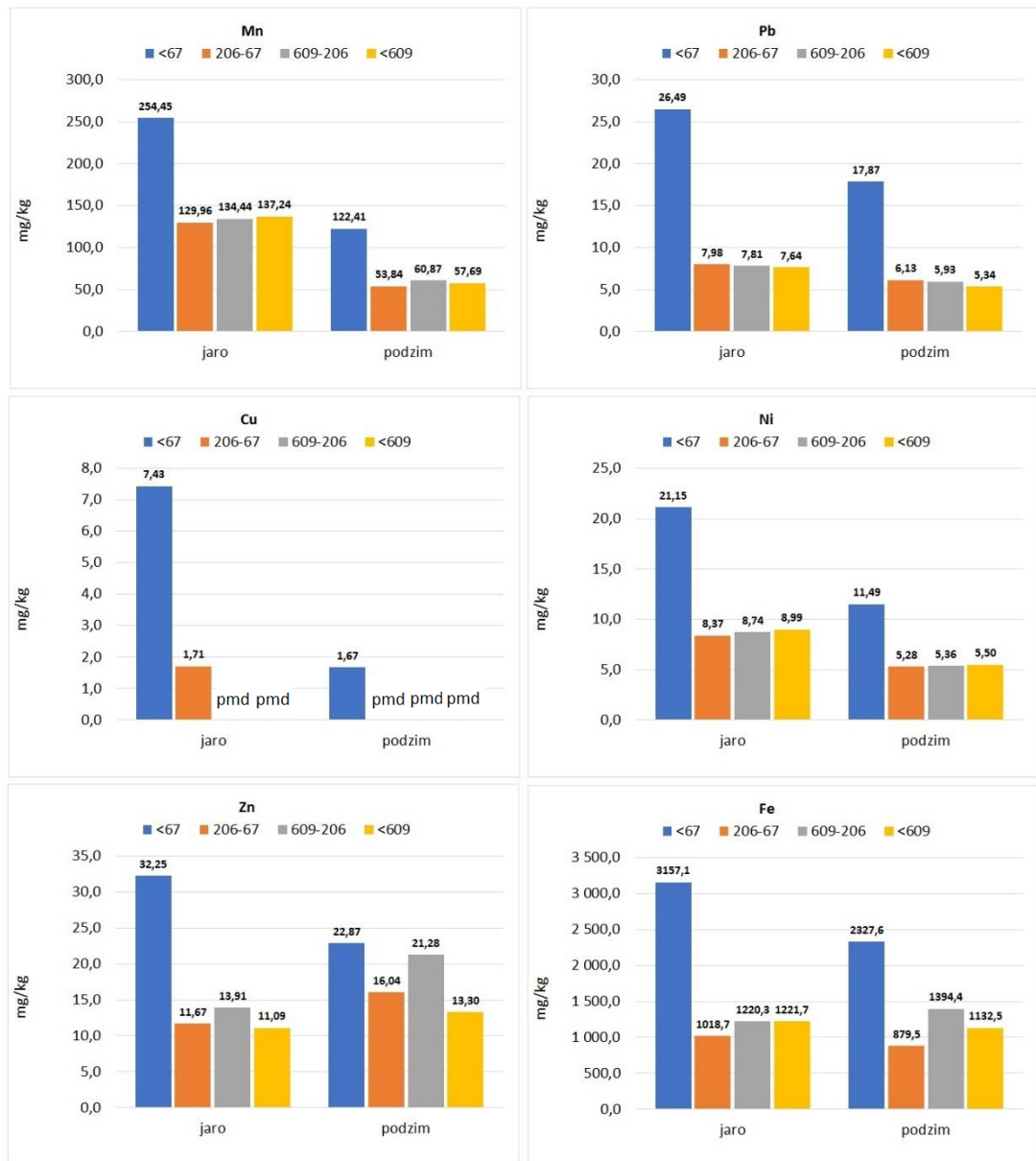
Obrázek č. 71 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene AN1037



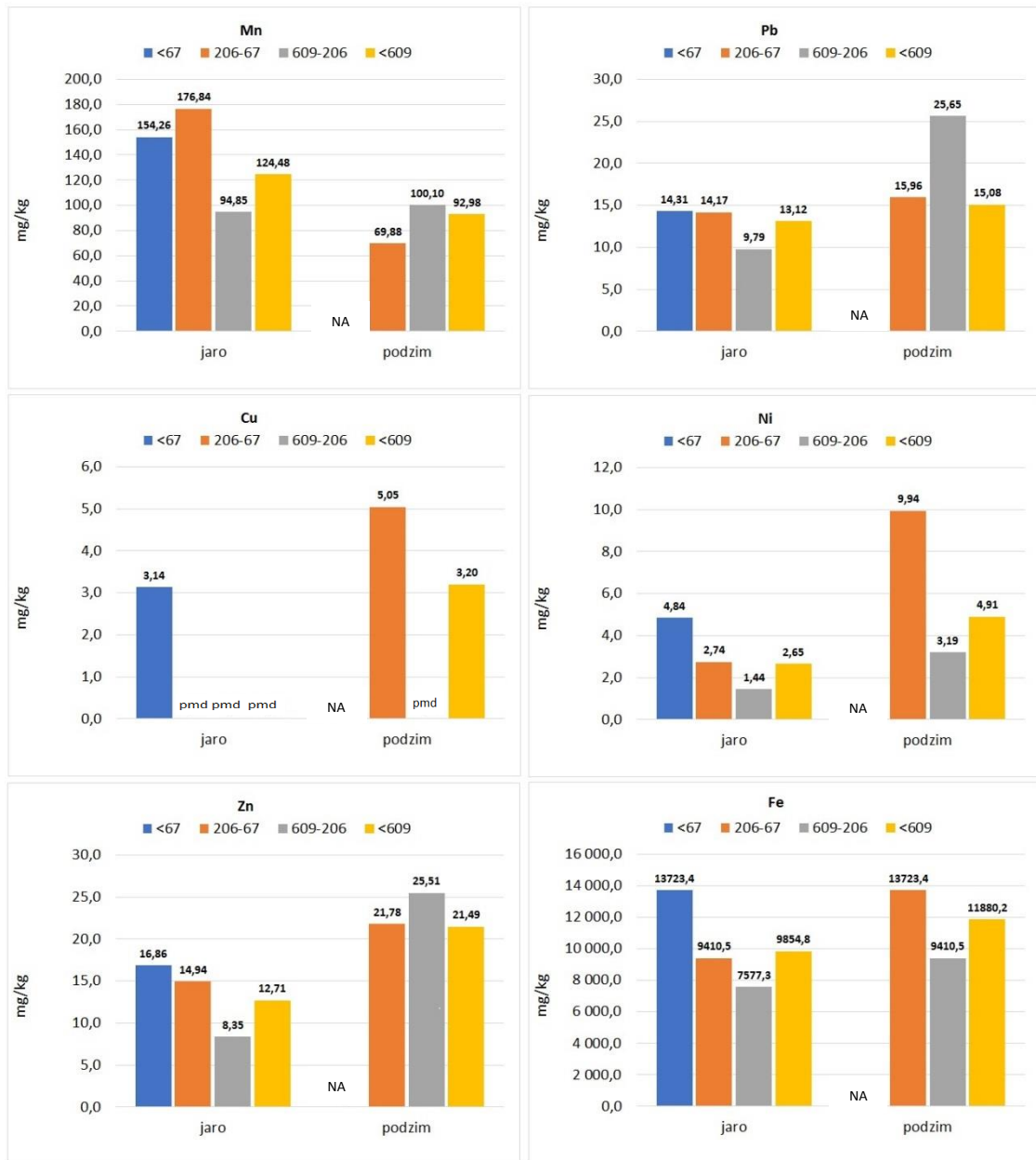
Obrázek č. 72 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene AN1029



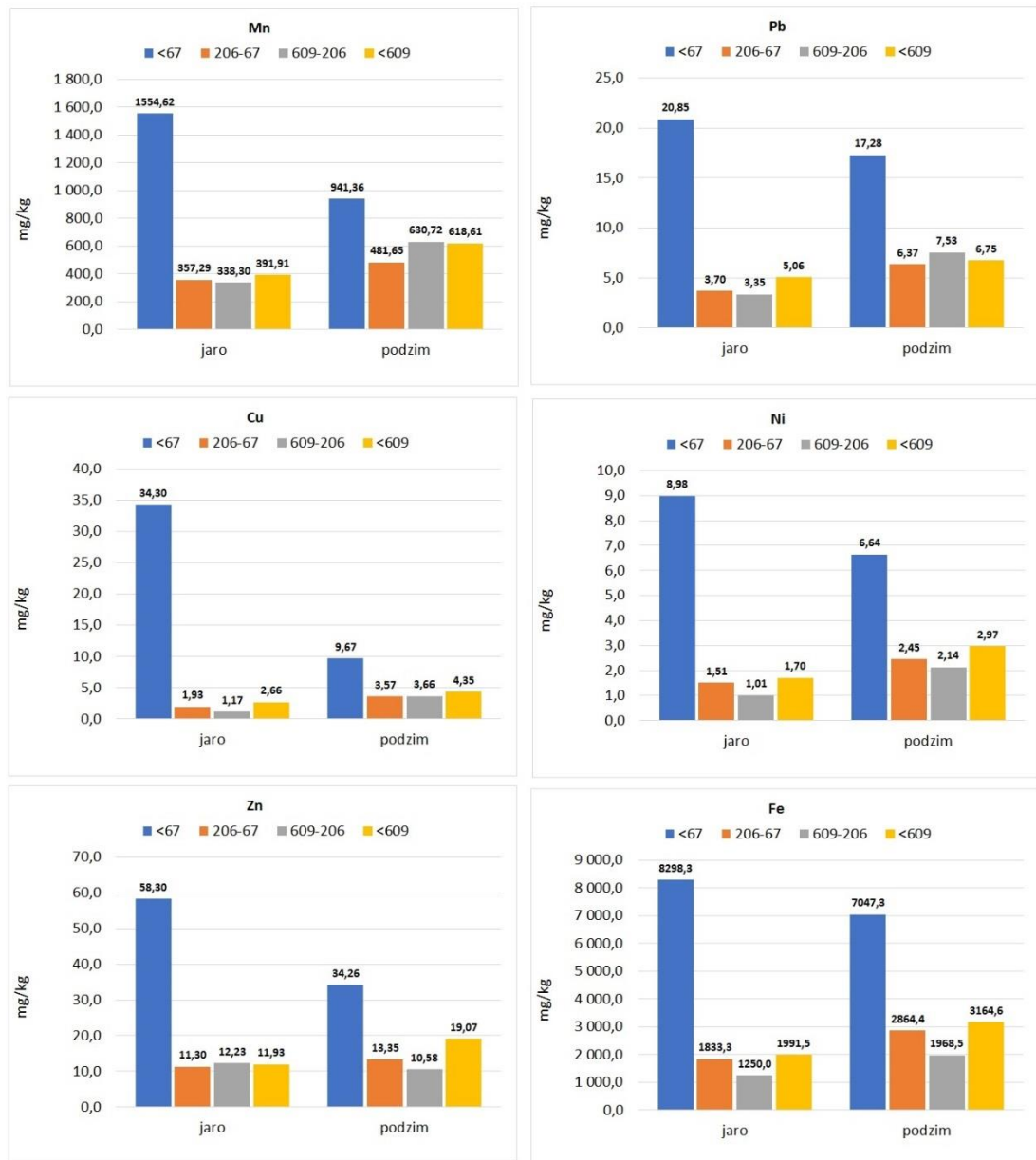
Obrázek č. 73 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene AN1030 (poznámka: všechny hodnoty pro kadmium byly pod mezí detekce)



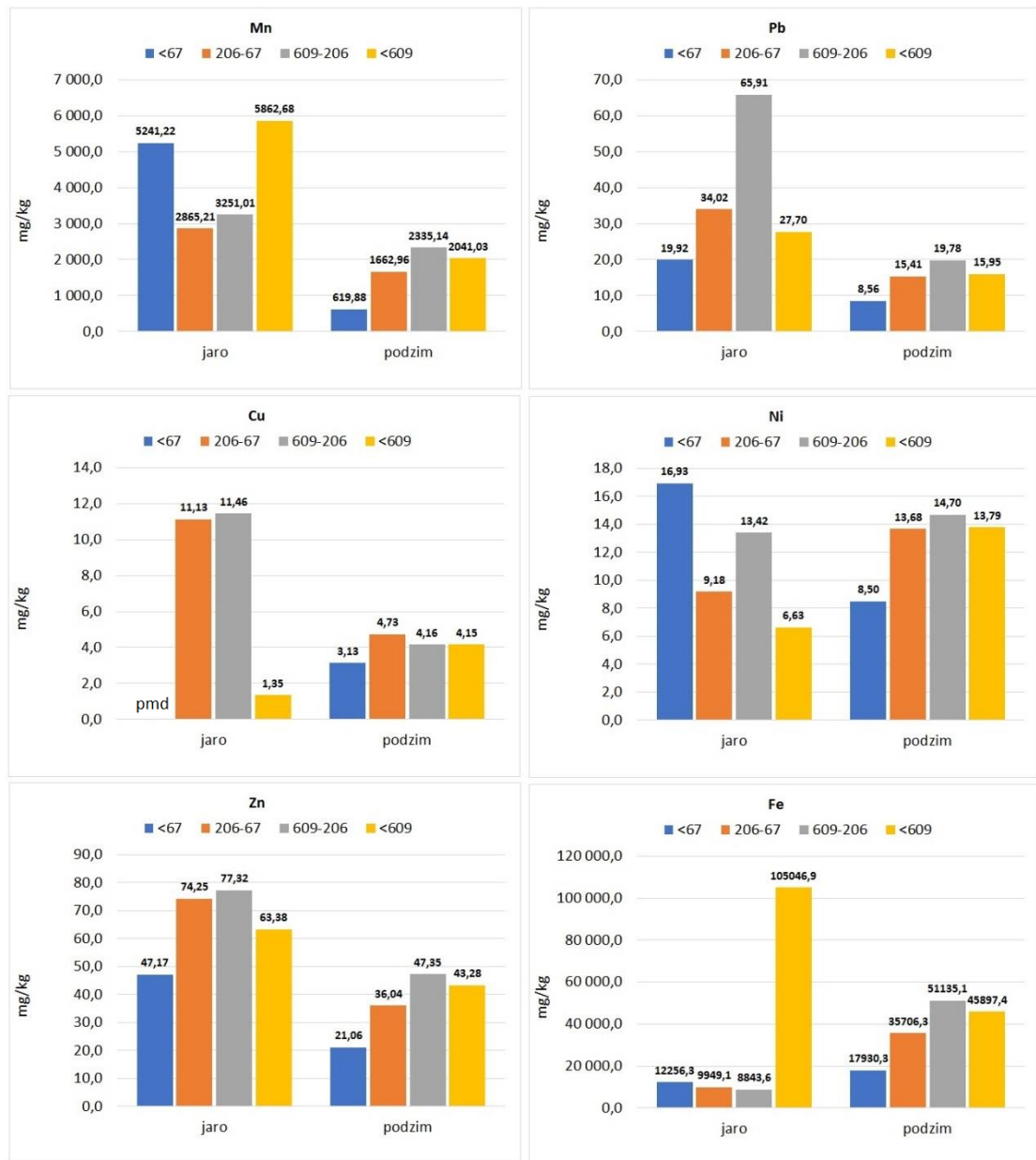
Obrázek č. 74 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BN1024 (poznámka: hodnoty pro kadmium byly pod mezí detekce)



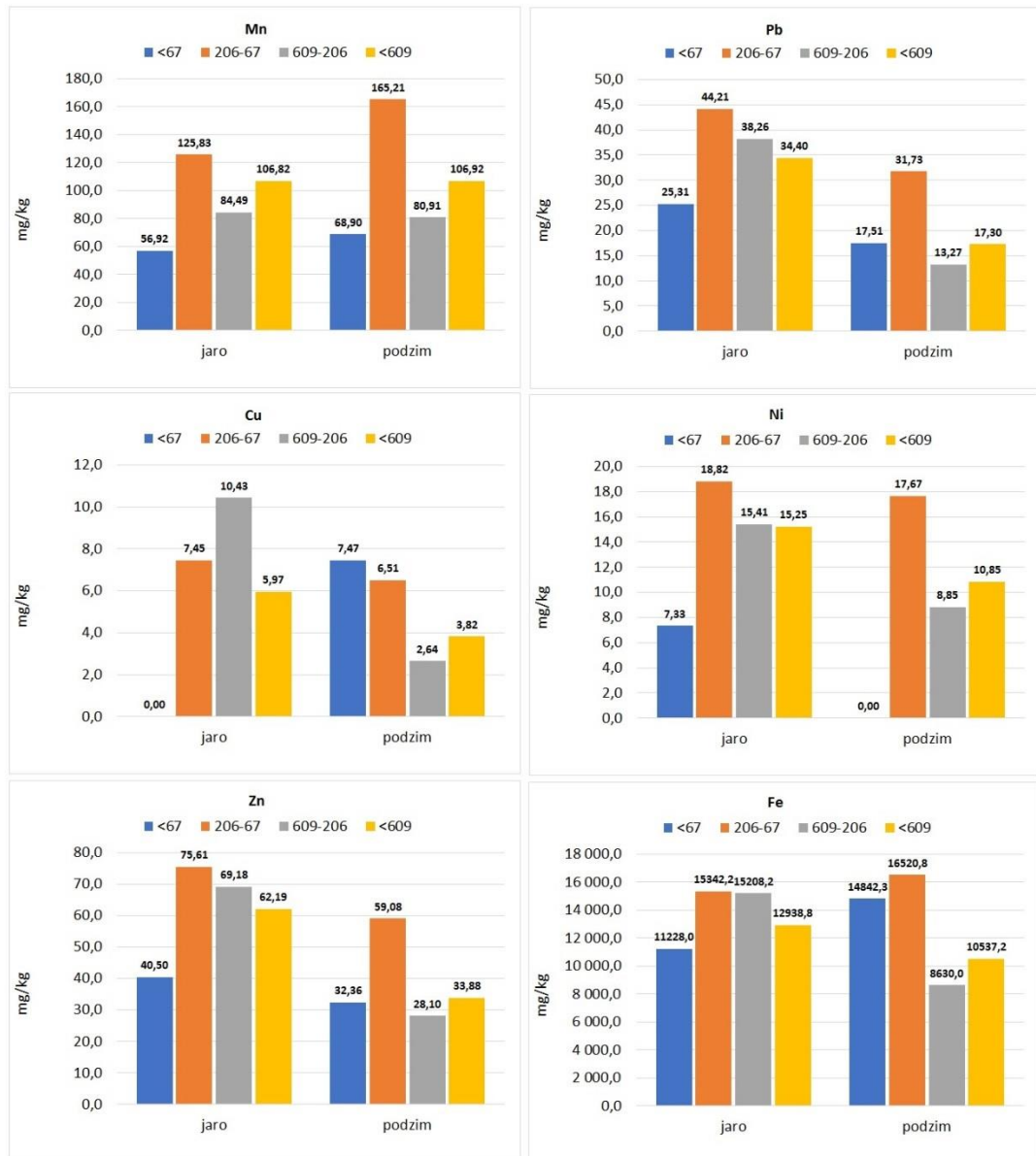
Obrázek č. 75 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BN1025
(poznámka: hodnoty pro kadmium byly pod mezí detekce, pro nedostatek frakce <67 na podzim nejsou data k dispozici)



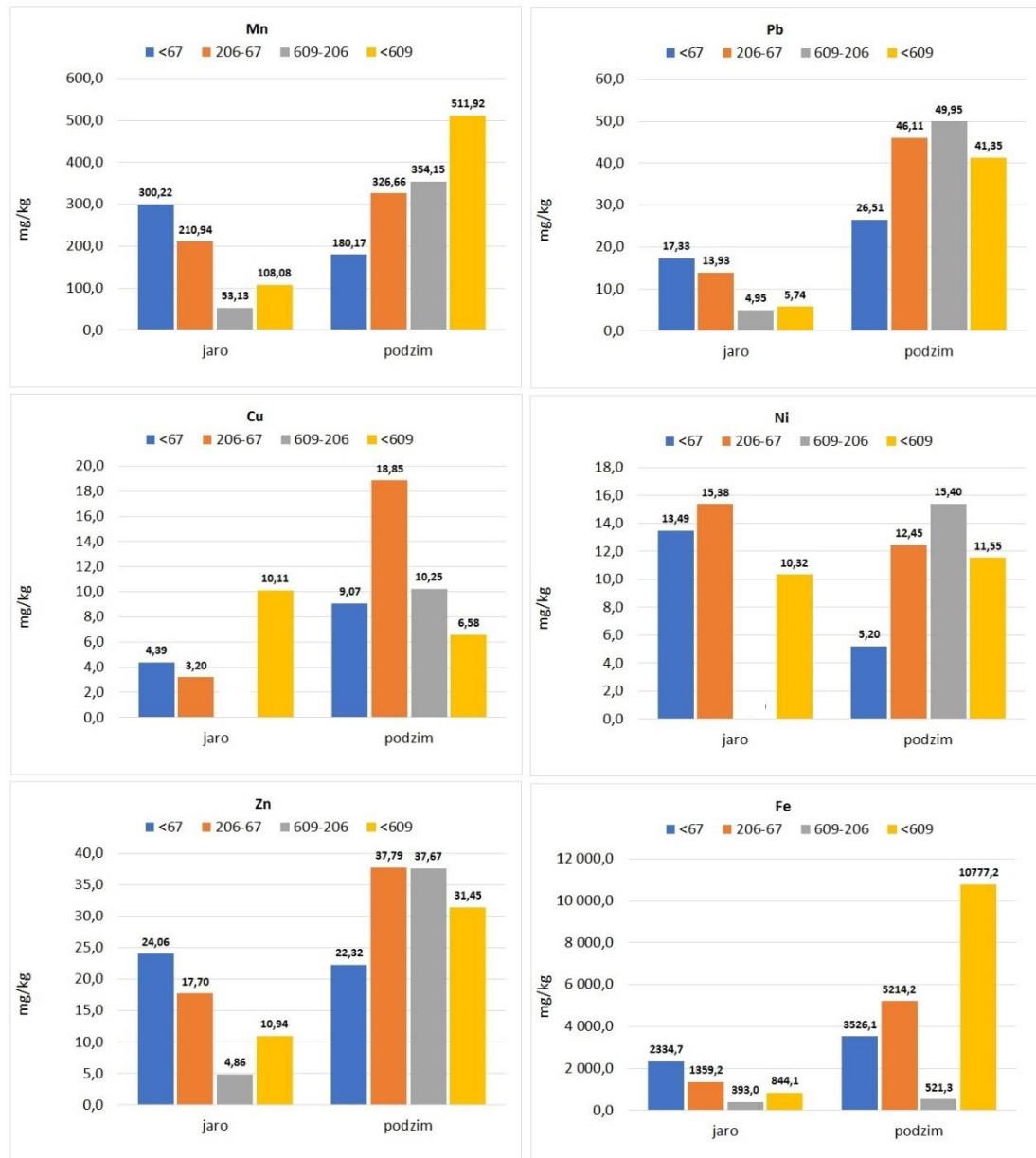
Obrázek č. 76 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BN1041 (poznámka: hodnoty pro kadmium byly pod mezí detekce)



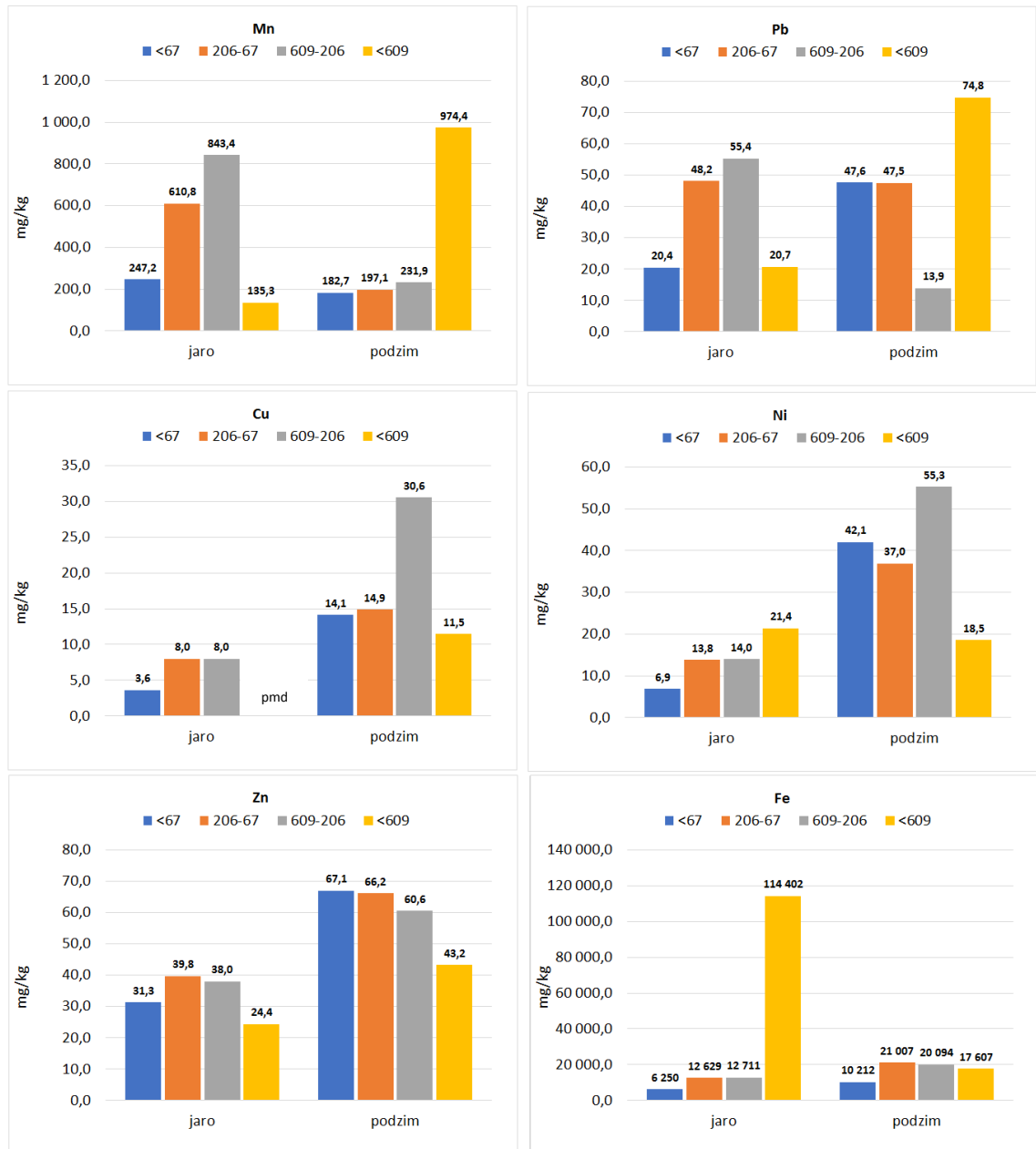
Obrázek č. 77 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BN1033 (poznámka: hodnoty pro kadmium byly pod mezí detekce)



Obrázek č. 78 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BN2243 (poznámka: hodnoty pro kadmium byly pod mezí detekce)



Obrázek č. 79 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BN2244 (poznámka: hodnoty pro kadmium byly pod mezí detekce)



Obrázek č. 80 – koncentrace kovů ve frakcích sedimentu pramene BN2242
(poznámka: hodnoty pro kadmium byly pod mezí detekce)



Tabulka č. 11 – koncentrace toxických kovů ve vzorcích bioty

ID pramene	nalezené druhy	koncentrace (mg/kg)						
		Cd	Mn	Pb	Cu	Ni	Zn	Fe
BS2232	blešivci, tiplice	0,71	126,51	PMD	28,47	3,33	87,67	3310,73
BS2233	Blešivci, nitěnky, chrostíci, tiplice	PMD	114,81	PMD	7,73	1,72	57,74	1482,02
BS2230	blešivci, chrostíci, ploštěnky, tiplice	0,48	132,25	PMD	53,90	PMD	185,06	651,53
BS1019	Žížalice, blešivci, nitěnky, ploštěnky, tiplice, perlorodky	PMD	161,82	PMD	76,24	PMD	358,90	4196,38
AS1043	blešivci, ploštěnky, tiplice, žížalice, pošvatky	PMD	76,24	PMD	57,18	PMD	65,71	10365,20
BS1016	ploštěnky, tiplice, blešivci, žížalice	0,86	819,97	8,98	14,36	2,68	144,28	1333,26
BN1034	blešivci, tiplice, žížalice, chrostíci	PMD	87,85	PMD	97,22	PMD	308,73	979,75
AN1036	tiplice, chrostíci, pakomáři, pošvatky	PMD	154,51	PMD	72,80	PMD	489,09	4394,82
AN1037	chrostíci, pošvatky, pakomáři	PMD	42,16	PMD	39,14	PMD	68,01	711,01
AN1029	nitěnky, pakomáři	3,53	49,09	PMD	23,12	14,13	59,01	4463,66
AN1030	pakomáři, žížalice, nitěnky	PMD	914,63	PMD	47,83	40,59	171,06	4844,34
BN1024	blešivci, ploštěnky, tiplice	1,62	53,54	PMD	81,74	8,02	77,28	631,80
BN1025	ploštěnky, tiplice pošvatky, pakomáři, blešivci, chrostíci	PMD	164,59	PMD	41,47	PMD	224,53	16381,55
BS1041	chrostíci, pošvatky, tiplice	0,98	73,82	PMD	14,52	7,49	67,10	1194,16
BN1033	tiplice, žížalice, nitěnky, blešivci, ploštěnky	PMD	66,19	PMD	5,84	PMD	29,02	1668,52
BN2244	žížalice, nitěnky	0,38	382,16	1,68	37,73	PMD	189,51	1293,15

PMD – vzorek byl pod mezí detekce



Tabulka č. 12 – koncentrace toxických kovů ve vzorcích vody v oblasti Liberec-Zittau, data z této tabulky byla získána z IHI Zittau (International Institute of Zittau)

ID pramene	datum odběru	koncentrace (µg/kg)						
		Cd	Mn	Pb	Cu	Ni	Zn	Fe
BS2229	13.10.2017	0,12	7,6	0,03	0,41	5,8	16	9
BS2232	13.10.2017	0,01	0,13	0,06	0,2	1,1	1,6	2,5
BS2233	13.10.2017	0,02	1,6	0,015	0,42	1,8	5,1	2,5
BS2230	13.10.2017	PMD	0,28	PMD	0,08	1,0	0,09	3
BS1019	13.10.2017	0,0015	17,8	PMD	0,47	1,4	0,58	9
BS1040	13.10.2017	0,001	84	0,015	0,04	1,2	0,16	185
AS1043	13.10.2017	0,001	0,03	0,015	0,08	0,23	0,1	2,5
BS1016	13.10.2017	0,01	1,5	0,015	0,41	5,2	3,5	2,5
BN1034	27.10.2017	0,004	0,67	0,015	0,36	1,3	0,43	2,5
AN1036	27.10.2017	0,03	9,3	0,1	0,76	1,5	17,1	2,5
AN1037	27.10.2017	0,004	0,29	0,015	0,18	1,4	0,82	1,5
AN1029	27.10.2017	0,5	244	0,08	2	30,2	49,1	48
AN1030	27.10.2017	0,02	41,5	0,015	0,21	15,4	2,4	17
BN1024	27.10.2017	0,02	0,29	0,05	0,3	4,9	3,1	2,5
BN1025	27.10.2017	0,04	3,4	0,09	0,27	2,8	5,4	2,5
BS1041	27.10.2017	0,24	79	0,06	0,36	5,3	13,5	2,5
BN1033	2.11.2017	PMD	19,1	0,11	0,49	2,7	0,75	345
BN2243	2.11.2017	0,03	1,7	0,015	0,77	4,5	2,9	2,5
BN2244	2.11.2017	0,01	10,8	0,06	0,27	3,5	0,99	14
BN2242	2.11.2017	0,01	390	0,015	0,2	16,8	8	3800

(Zdroj: IHI Zittau)

PMD – vzorek byl pod mezí detekce



Tabulka č. 13 – koncentrace sledovaných kovů ve vzorcích všech frakcích sedimentu získané mikrovlnným rozkladem v oblasti Liberec-Zittau

ID pramene	frakce	období	Koncentrace kovu (mg/kg)						
			Cd	Mn	Pb	Cu	Ni	Zi	Fe
AN1029	<67	jaro	PMD	193,81	13,74	1,95	31,22	22,53	4364,82
AN1029	206-67	jaro	PMD	71,58	4,79	PMD	12,86	12,11	1883,75
AN1029	609-206	jaro	PMD	73,08	5,75	2,12	13,36	16,63	2051,41
AN1029	celková	jaro	PMD	89,23	4,15	PMD	13,28	7,54	1841,03
AN1029	celková	podzim	0,82	292,01	68,16	13,34	62,87	81,67	20740,31
AN1029	<67	podzim	0,58	167,83	64,75	17,37	43,32	70,17	26664,50
AN1029	206-67	podzim	0,48	267,17	96,83	19,24	75,09	124,96	13823,47
AN1029	609-206	podzim	0,34	301,22	89,73	27,23	71,78	PMD	15231,85
AN1029	celková	podzim	0,53	321,22	84,39	15,29	66,99	95,02	15464,62
AN1030	<67	jaro	PMD	705,65	64,01	19,71	40,57	71,57	29082,66
AN1030	206-67	jaro	PMD	933,40	75,68	17,26	58,02	93,34	43541,88
AN1030	609-206	jaro	PMD	639,18	46,49	12,37	36,49	73,20	36443,30
AN1030	celková	jaro	PMD	738,44	56,93	14,54	42,33	76,66	39289,74
AN1030	celková	podzim	PMD	501,54	53,39	14,99	41,27	73,41	36088,30
AN1030	<67	podzim	PMD	621,32	68,46	24,97	31,00	59,70	20429,44
AN1030	206-67	podzim	PMD	486,22	96,15	32,91	56,48	106,32	32575,18
AN1030	609-206	podzim	PMD	589,22	58,32	22,38	46,45	91,85	28612,37
AN1030	celková	podzim	PMD	516,22	65,98	23,77	47,33	95,66	30003,38
AN1036	<67	jaro	PMD	120,60	19,90	6,14	4,91	53,26	6830,31
AN1036	206-67	jaro	PMD	209,54	36,62	13,17	9,23	109,44	12811,20
AN1036	609-206	jaro	PMD	157,13	33,98	12,28	8,22	102,50	10874,09
AN1036	celková	jaro	PMD	159,53	30,38	10,55	7,03	90,72	10499,49
AN1036	celková	podzim	0,25	184,96	40,85	10,82	9,45	103,15	11128,05
AN1036	<67	podzim	0,35	86,11	23,50	PMD	3,31	55,65	8649,95
AN1036	206-67	podzim	PMD	168,40	49,48	13,81	2,89	PMD	12348,55
AN1036	609-206	podzim	0,22	180,56	53,33	13,82	7,68	PMD	11178,98
AN1037	<67	jaro	PMD	51,49	16,00	6,46	12,03	29,72	4403,58
AN1037	206-67	jaro	0,46	102,77	35,46	10,43	25,08	54,47	8787,26
AN1037	609-206	jaro	0,45	95,32	33,72	9,92	23,75	48,66	7748,05
AN1037	celková	jaro	PMD	78,32	27,69	7,89	19,27	32,80	6747,31
AN1037	celková	podzim	0,25	66,97	40,48	10,07	16,87	43,00	7804,63
AN1037	<67	podzim	0,22	44,75	29,91	7,00	9,82	22,81	4918,57
AN1037	206-67	podzim	0,16	64,46	60,47	8,98	24,06	47,01	8014,21
AN1037	609-206	podzim	0,21	69,53	65,26	16,99	25,13	63,31	8048,05
BN1024	<67	jaro	0,26	254,45	26,49	7,43	21,15	32,25	3157,07
BN1024	206-67	jaro	PMD	129,96	7,98	1,71	8,37	11,67	1018,72
BN1024	609-206	jaro	PMD	134,44	7,81	PMD	8,74	13,91	1220,27
BN1024	celková	jaro	PMD	137,24	7,64	PMD	8,99	11,09	1221,74
BN1024	<67	podzim	PMD	122,41	17,87	1,67	11,49	22,87	2327,59
BN1024	206-67	podzim	PMD	53,84	6,13	PMD	5,28	16,04	879,53
BN1024	609-206	podzim	PMD	60,87	5,93	PMD	5,36	21,28	1394,38
BN1024	celková	podzim	PMD	55,31	8,59	4,35	5,71	8,20	1196,46
BN1025	<67	jaro	PMD	154,26	14,31	3,14	4,84	16,86	13723,40
BN1025	206-67	jaro	PMD	176,84	14,17	PMD	2,74	14,94	9410,55



Tabulka č. 13 - pokračování

ID pramene	frakce	období	Koncentrace kovu (mg/kg)						
			Cd	Mn	Pb	Cu	Ni	Zi	Fe
BN1025	609-206	jaro	PMD	94,85	9,79	PMD	1,44	8,35	7577,32
BN1025	celková	jaro	PMD	124,48	13,12	PMD	2,65	12,71	9854,77
BN1025	celková	podzim	PMD	92,98	15,08	3,20	4,91	21,49	11880,17
BN1025	206-67	podzim	PMD	69,88	15,96	5,05	9,94	21,78	13723,40
BN1025	609-206	podzim	PMD	100,10	25,65	PMD	3,19	25,51	9410,55
BN1025	609-206	podzim	PMD	52,23	17,10	8,50	PMD	15,16	9854,77
BN1025	celková	podzim	PMD	68,87	19,89	8,28	5,54	18,92	12141,12
BN1033	celková	jaro	PMD	5862,68	27,70	1,35	6,63	63,38	105046,95
BN1033	<67	podzim	PMD	619,88	8,56	3,13	8,50	21,06	17930,33
BN1033	206-67	podzim	PMD	1662,96	15,41	4,73	13,68	36,04	35706,34
BN1033	609-206	podzim	PMD	2335,14	19,78	4,16	14,70	47,35	51135,14
BN1033	celková	podzim	PMD	2041,03	15,95	4,15	13,79	43,28	45897,44
BN1033	<67	jaro	PMD	5241,22	19,92	PMD	16,93	47,17	12256,32
BN1033	206-67	jaro	PMD	2865,21	34,02	11,13	9,18	74,25	9949,10
BN1033	609-206	jaro	PMD	3251,01	65,91	11,46	13,42	77,32	8843,64
BN1034	<67	jaro	PMD	20,80	4,91	PMD	2,18	10,21	2641,92
BN1034	206-67	jaro	PMD	32,38	7,29	1,28	3,38	18,38	4142,36
BN1034	609-206	jaro	PMD	139,03	21,49	11,42	10,84	32,40	13903,06
BN1034	celková	jaro	PMD	41,67	7,92	2,21	3,50	14,56	4639,92
BN1034	<67	podzim	PMD	20,70	4,82	PMD	1,66	4,07	2427,14
BN1034	206-67	podzim	PMD	36,40	8,15	1,69	3,33	9,26	4497,35
BN1034	609-206	podzim	PMD	132,56	17,89	9,83	8,52	23,84	11693,55
BN1034	celková	podzim	PMD	37,49	9,36	2,16	3,73	13,77	4637,22
BN2242	<67	jaro	PMD	247,21	20,42	3,63	6,86	31,31	6250,00
BN2242	206-67	jaro	PMD	610,77	48,19	7,97	13,82	39,75	12629,40
BN2242	609-206	jaro	PMD	843,37	55,36	8,01	13,98	38,01	12710,84
BN2242	celková	jaro	PMD	135,34	20,68	PMD	21,40	24,41	114402,45
BN2242	celková	podzim	PMD	974,36	74,79	11,45	18,55	43,25	17606,84
BN2242	<67	podzim	PMD	182,72	47,62	14,12	42,08	67,07	10212,02
BN2242	206-67	podzim	PMD	197,09	47,55	14,88	36,96	66,16	21007,04
BN2242	609-206	podzim	PMD	231,94	13,89	30,56	55,28	60,58	20094,35
BN2243	206-67	jaro	PMD	125,83	44,21	7,45	18,82	75,61	15342,16
BN2243	celková	jaro	PMD	106,82	34,40	5,97	15,25	62,19	12938,82
BN2243	206-67	podzim	PMD	165,21	31,73	6,51	17,67	59,08	16520,79
BN2243	609-206	podzim	PMD	80,91	13,27	2,64	8,85	28,10	8629,99
BN2243	celková	podzim	PMD	106,92	17,30	3,82	10,85	33,88	10537,19
BN2243	<67	podzim	PMD	68,90	17,51	7,47	PMD	32,36	14842,31
BN2243	<67	jaro	PMD	56,92	25,31	PMD	7,33	40,50	11228,00
BN2243	609-206	jaro	PMD	84,49	38,26	10,43	15,41	69,18	15208,22
BN2243	celková	podzim	PMD	95,15	26,10	6,84	17,22	37,49	12056,02
BN2244	celková	podzim	PMD	511,92	41,35	6,58	11,55	31,45	10777,20
BN2244	<67	podzim	PMD	180,17	26,51	9,07	5,20	22,32	3526,12
BN2244	<67	jaro	PMD	300,22	17,33	4,39	13,49	24,06	2334,72
BN2244	206-67	podzim	PMD	326,66	46,11	18,85	12,45	37,79	5214,22
BN2244	206-67	jaro	PMD	210,94	13,93	3,20	15,38	17,70	1359,18
BN2244	609-206	podzim	PMD	354,15	49,95	10,25	15,40	37,67	521,32
BN2244	609-206	jaro	PMD	53,13	4,95	PMD	PMD	4,86	392,97



Tabulka č. 13 - pokračování

ID pramene	frakce	období	Koncentrace kovu (mg/kg)						
			Cd	Mn	Pb	Cu	Ni	Zi	Fe
BN2244	celková	jaro	PMD	108,08	5,74	10,11	10,32	10,94	844,11
BS1016	<67	jaro	PMD	81,24	23,01	9,64	14,99	32,23	7442,35
BS1016	206-67	jaro	PMD	18,17	13,09	PMD	4,47	5,90	2068,79
BS1016	609-206	jaro	PMD	21,38	22,28	PMD	1,81	9,28	1716,42
BS1016	celková	jaro	PMD	26,29	57,02	PMD	1,80	3,22	2027,46
BS1016	206-67	podzim	PMD	17,78	18,90	PMD	1,74	2,41	1772,54
BS1016	609-206	podzim	PMD	21,89	3,47	PMD	2,00	3,74	2368,42
BS1016	celková	podzim	PMD	23,07	7,35	PMD	2,54	2,18	2692,70
BS1019	<67	jaro	PMD	318,03	15,87	5,03	3,48	26,11	4292,04
BS1019	206-67	jaro	PMD	114,80	6,02	1,22	1,02	8,67	1489,80
BS1019	609-206	jaro	PMD	73,37	PMD	PMD	PMD	2,96	1015,08
BS1019	celková	jaro	PMD	92,08	3,81	PMD	PMD	4,42	1085,39
BS1019	<67	podzim	PMD	59,54	PMD	6,06	PMD	15,85	1231,96
BS1019	206-67	podzim	PMD	76,10	5,31	1,39	1,13	29,58	1329,05
BS1019	celková	podzim	PMD	54,03	7,14	5,41	PMD	3,53	1290,97
BS1040	<67	podzim	0,31	68,77	27,04	2,74	12,05	53,77	14684,59
BS1040	206-67	podzim	0,25	46,58	18,24	1,81	8,29	38,09	10753,77
BS1040	609-206	podzim	PMD	44,32	14,98	1,19	6,51	30,58	8212,81
BS1040	celková	podzim	PMD	44,34	17,19	1,48	8,11	36,53	9795,92
BS1040	609-206	podzim	PMD	35,37	25,98	PMD	14,37	35,12	9154,22
BS1041	<67	jaro	PMD	1554,62	20,85	34,30	8,98	58,30	8298,32
BS1041	206-67	jaro	PMD	357,29	3,70	1,93	1,51	11,30	1833,33
BS1041	609-206	jaro	PMD	338,30	3,35	1,17	1,01	12,23	1250,00
BS1041	celková	jaro	PMD	391,91	5,06	2,66	1,70	11,93	1991,48
BS1041	<67	podzim	PMD	941,36	17,28	9,67	6,64	34,26	7047,33
BS1041	206-67	podzim	PMD	481,65	6,37	3,57	2,45	13,35	2864,42
BS1041	609-206	podzim	PMD	630,72	7,53	3,66	2,14	10,58	1968,46
BS1041	celková	podzim	PMD	618,61	6,75	4,35	2,97	19,07	3164,62
BS2229	<67	jaro	0,51	122,43	34,95	4,58	16,02	76,09	25572,08
BS2229	206-67	jaro	0,37	82,09	24,47	2,99	10,39	50,00	18336,89
BS2229	609-206	jaro	PMD	37,86	13,31	1,27	5,95	25,46	8282,52
BS2229	celková	jaro	0,32	62,57	19,03	1,89	9,25	39,85	14879,07
BS2229	celková	podzim	PMD	184,68	14,71	1,10	4,15	5,51	1976,98
BS2229	<67	podzim	0,34	530,58	50,17	4,13	13,08	15,57	6568,52
BS2229	206-67	podzim	PMD	106,38	10,53	PMD	2,34	PMD	1255,32
BS2229	609-206	podzim	PMD	119,96	9,15	PMD	2,38	PMD	1225,44
BS2229	<67	jaro	0,42	425,13	34,34	5,53	3,85	12,38	4110,97
BS2229	206-67	jaro	0,12	91,21	11,62	PMD	0,72	3,77	987,28
BS2229	609-206	jaro	PMD	56,15	4,77	PMD	PMD	2,46	485,05
BS2229	celková	jaro	PMD	95,14	13,04	PMD	PMD	4,75	864,24
BS2230	<67	jaro	PMD	91,37	5,97	PMD	2,61	6,12	2640,56
BS2230	206-67	jaro	PMD	59,08	4,98	PMD	1,26	10,12	1050,33
BS2230	609-206	jaro	PMD	65,75	PMD	PMD	0,85	PMD	959,70
BS2230	celková	jaro	PMD	76,38	3,07	PMD	1,11	7,64	1331,66
BS2230	206-67	podzim	PMD	76,35	3,79	PMD	1,61	6,37	1796,79
BS2230	609-206	podzim	PMD	156,63	5,07	PMD	1,51	14,88	2435,90
BS2230	<67	podzim	PMD	165,73	14,25	PMD	2,36	27,46	5145,23



Tabulka č. 13 - pokračování

ID pramene	frakce	období	Koncentrace kovů (mg/kg)						
			Cd	Mn	Pb	Cu	Ni	Zi	Fe
BS2230	celková	podzim	PMD	93,66	11,39	4,34	PMD	6,39	2520,66
BS2232	<67	jaro	PMD	963,09	34,20	54,27	19,67	167,82	17704,73
BS2232	206-67	jaro	PMD	753,72	24,10	42,04	14,92	115,18	13959,66
BS2232	609-206	jaro	PMD	300,63	13,62	24,37	8,25	62,63	11325,68
BS2232	celková	jaro	PMD	521,58	19,38	21,22	11,15	89,49	12170,18
BS2232	celková	jaro	PMD	494,75	18,65	27,26	11,01	87,13	12075,69
BS2232	celková	podzim	PMD	248,46	7,91	PMD	1,85	16,63	3547,23
BS2232	<67	podzim	PMD	482,22	14,31	PMD	11,50	42,90	5368,22
BS2232	<67	jaro	PMD	578,17	46,36	PMD	PMD	74,13	11045,21
BS2232	206-67	podzim	PMD	119,96	10,13	PMD	7,80	18,36	2300,15
BS2232	206-67	jaro	PMD	421,10	40,50	PMD	8,10	57,01	5124,32
BS2232	609-206	podzim	PMD	521,22	15,27	1,37	3,67	28,35	6723,12
BS2232	609-206	jaro	PMD	301,22	42,52	9,48	1,28	50,50	5123,22
BS2232	celková	podzim	PMD	222,01	13,13	15,13	PMD	17,95	4261,50
BS2233	<67	jaro	PMD	285,79	47,26	5,69	10,15	42,54	9847,72
BS2233	206-67	jaro	PMD	323,50	26,04	2,85	5,43	21,89	5383,02
BS2233	609-206	jaro	PMD	603,09	29,02	3,56	6,65	20,72	6855,67
BS2233	celková	jaro	PMD	310,19	23,97	2,37	4,89	18,06	5246,91
BS2233	<67	podzim	PMD	94,00	61,01	1,29	8,48	45,73	6412,22
BS2233	206-67	podzim	PMD	36,28	21,07	14,03	5,86	14,72	3162,08
BS2233	609-206	podzim	PMD	42,64	17,77	PMD	PMD	13,48	3438,38
BS2233	celková	podzim	PMD	40,37	21,78	2,68	PMD	12,62	3636,73

PMD – měřený vzorek byl pod mezí detekce



Tabulka č. 14 – koncentrace sledovaných kovů ve frakcích získané sekvenční analýzou BCR v oblasti Liberec-Zittau

ID pramene	frakce	Koncentrace kovů (mg/kg)						
		Cd	Cu	Zn	Ni	Mn	Fe	Pb
AN1029	výměnná	0,422	0,79	25,75	21,77	148,74	294,4	0,42
AN1029	redukovatelná	0,338	6,60	18,75	4,98	10,84	92089,3	29,49
AN1029	oxidovatelná	PMD	PMD	5,92	6,85	7,31	392,9	0,83
AN1029	reziduální	PMD	7,23	25,30	8,81	12,00	3275,0	12,88
AN1030	výměnná	PMD	2,62	5,16	8,39	191,98	337,6	0,42
AN1030	redukovatelná	PMD	6,94	31,44	7,19	103,84	10791,3	48,18
AN1030	oxidovatelná	PMD	PMD	1,22	7,77	17,36	43,4	PMD
AN1030	reziduální	PMD	9,30	46,52	20,52	87,98	21487,4	14,54
AN1036	výměnná	PMD	2,24	26,82	5,52	71,69	152,8	PMD
AN1036	redukovatelná	PMD	6,11	36,77	PMD	27,79	2219,5	31,57
AN1036	oxidovatelná	PMD	PMD	5,52	5,11	8,68	283,8	PMD
AN1036	reziduální	0,385	1,79	30,48	6,73	25,25	3254,2	4,15
AN1037	výměnná	PMD	1,79	12,06	8,68	23,14	115,6	3,74
AN1037	redukovatelná	0,285	7,60	18,09	6,44	9,43	2327,1	39,04
AN1037	oxidovatelná	PMD	PMD	2,69	0,33	4,82	240,5	PMD
AN1037	reziduální	PMD	6,77	17,38	3,90	10,92	2944,7	10,80
BN1024	výměnná	PMD	2,20	5,28	3,03	22,47	15,7	2,91
BN1024	redukovatelná	PMD	2,49	10,63	3,70	23,68	188,6	3,74
BN1024	oxidovatelná	PMD	PMD	1,21	1,16	0,12	PMD	PMD
BN1024	reziduální	PMD	1,66	3,07	2,37	5,36	485,4	8,72
BN1025	výměnná	0,213	2,33	7,66	3,28	17,57	342,1	0,83
BN1025	redukovatelná	PMD	0,08	6,24	PMD	7,14	1794,4	9,97
BN1025	oxidovatelná	PMD	PMD	1,75	PMD	2,70	6,0	0,42
BN1025	reziduální	PMD	6,36	12,86	2,12	32,32	3415,9	7,48
BN1033	výměnná	PMD	2,16	16,86	4,36	1376,99	79,4	5,82
BN1033	redukovatelná	PMD	3,82	45,17	PMD	2172,96	70704,0	29,49
BN1033	oxidovatelná	PMD	PMD	3,58	5,11	19,07	950,6	0,42
BN1033	reziduální	PMD	PMD	14,94	3,61	3,99	11806,9	9,55
BN1034	výměnná	1,245	PMD	3,38	1,83	9,10	140,3	1,25
BN1034	redukovatelná	0,846	2,91	14,01	0,42	4,32	3646,4	10,80
BN1034	oxidovatelná	PMD	PMD	0,02	PMD	3,24	33,8	PMD
BN1034	reziduální	PMD	5,44	8,04	2,66	12,88	1908,7	8,31
BN2242	výměnná	PMD	0,08	24,54	12,00	93,67	693,5	4,57
BN2242	redukovatelná	PMD	6,77	24,66	17,36	38,01	11216,9	46,11
BN2242	oxidovatelná	PMD	PMD	PMD	0,50	1,16	15,7	PMD
BN2242	reziduální	PMD	3,49	7,12	1,87	1,08	771,7	7,06
BN2243	výměnná	PMD	1,58	7,91	3,61	38,05	183,9	4,57
BN2243	redukovatelná	PMD	3,95	18,52	5,23	14,21	2431,2	19,11
BN2243	oxidovatelná	PMD	PMD	1,27	3,78	6,94	13,6	0,83
BN2243	reziduální	PMD	3,36	19,11	7,44	20,48	4127,2	10,38



Tabulka č. 14 - pokračování

ID pramene	frakce	Koncentrace kovu (mg/kg)						
		Cd	Cu	Zn	Ni	Mn	Fe	Pb
BN2244	výměnná	PMD	1,62	3,15	5,98	383,22	50,9	0,00
BN2244	redukovatelná	PMD	3,99	13,70	PMD	132,25	3395,5	34,89
BN2244	oxidovatelná	PMD	PMD	1,15	5,77	12,09	128,8	PMD
BN2244	reziduální	PMD	PMD	16,11	6,40	19,02	3592,9	7,06
BS1016	výměnná	PMD	1,33	2,77	1,25	8,10	68,6	1,66
BS1016	redukovatelná	PMD	0,62	9,15	PMD	4,57	1402,7	20,77
BS1016	oxidovatelná	PMD	PMD	0,42	2,20	PMD	14,4	PMD
BS1016	reziduální	PMD	PMD	2,67	4,03	6,23	569,8	11,21
BS1019	výměnná	PMD	2,62	3,19	1,33	35,31	28,0	PMD
BS1019	redukovatelná	PMD	PMD	11,41	PMD	29,03	437,7	2,91
BS1019	oxidovatelná	PMD	PMD	0,27	3,95	1,20	12,8	PMD
BS1019	reziduální	PMD	PMD	7,13	4,20	2,95	743,8	3,32
BS1040	výměnná	PMD	PMD	16,46	3,03	7,60	311,6	4,15
BS1040	redukovatelná	PMD	1,54	13,98	PMD	PMD	3288,2	16,61
BS1040	oxidovatelná	PMD	PMD	2,12	3,74	4,57	40,0	PMD
BS1040	reziduální	PMD	1,33	14,95	4,49	15,20	3470,2	14,12
BS1041	výměnná	PMD	3,86	5,15	5,69	91,30	6,1	1,25
BS1041	redukovatelná	PMD	2,41	10,94	0,83	PMD	825,8	10,80
BS1041	oxidovatelná	PMD	PMD	1,83	0,96	2,53	1,0	0,42
BS1041	reziduální	PMD	5,11	8,03	4,28	14,29	1046,1	8,31
BS2229	výměnná	PMD	1,08	4,63	1,58	97,32	71,7	5,40
BS2229	redukovatelná	PMD	4,20	16,19	0,21	26,25	956,2	6,65
BS2229	oxidovatelná	PMD	PMD	PMD	2,87	1,62	PMD	PMD
BS2229	reziduální	PMD	0,83	1,91	2,41	PMD	82,9	5,82
BS2230	výměnná	PMD	0,17	0,95	PMD	15,70	3,7	PMD
BS2230	redukovatelná	PMD	2,04	6,94	2,33	96,49	418,0	2,08
BS2230	oxidovatelná	PMD	PMD	0,46	PMD	6,06	12,2	PMD
BS2230	reziduální	PMD	1,25	7,63	2,04	30,07	1204,8	5,82
BS2232	výměnná	PMD	0,08	3,93	1,54	37,22	21,5	1,25
BS2232	redukovatelná	PMD	0,17	7,72	PMD	111,03	1106,0	9,97
BS2232	oxidovatelná	PMD	PMD	0,54	5,77	12,83	51,6	PMD
BS2232	reziduální	PMD	PMD	12,47	2,37	68,87	1830,5	2,91
BS2233	výměnná	PMD	3,28	1,72	1,79	6,40	30,9	2,49
BS2233	redukovatelná	PMD	0,08	6,75	PMD	7,14	778,5	10,80
BS2233	oxidovatelná	PMD	PMD	1,37	3,86	2,62	PMD	PMD
BS2233	reziduální	PMD	PMD	7,18	1,91	12,21	1584,9	14,54

PMD – měřený vzorek byl pod mezí detekce