

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



Diplomová práce

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

Lucie Heřmanová

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

© 2018 ČZU v Praze

PROJEKTOVÝ RÁMEC



Tato diplomová práce vznikla v rámci projektu *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, n.100249739), který je financován Evropským fondem pro regionální rozvoj v letech **2016 – 2019**.



European Union
European Regional
Development Fund



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

Hlavním zdrojem informací o charakteristikách pramenů v rámci databáze projektu byl vytvořen multidisciplinárním týmem ze tří univerzit a za účasti autora této 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 vzdělávání v oblasti životního prostředí, 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).



ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Lucie Heřmanová

Ochrana přírody

Název práce

Výskyt toxických kovů ve vodních ekosystémech pramenů Jizerských hor

Název anglicky

Toxic metals in the aquatic ecosystem of Jizerské mountains springs

Cíle práce

Cílem DP je vyhodnotit výskyt toxických kovů v sedimentech, vodě a biotě vybraných 20 pramenů v oblasti Jizerských hor. Na základě zjištěných koncentrací vyhodnotit riziko spojené s toxickými kovy ve vodním prostředí a vyhodnotit vliv geochemického pozadí na distribuci kovů ve vodním prostředí.

Metodika

- 1) Terénní práce – odběr vzorků vody, bioty a sedimentu pro stanovení obsahu toxických kovů z 20 vybraných pramenů; odběr se uskuteční v jarním a podzimním období
- 2) Laboratorní práce – sítování vzorků sedimentů, mikrovlnný rozklad pevných vzorků (metoda US EPA 3052), sekvenční analýza vybraných vzorků sedimentů, stanovení obsahu toxických kovů
- 3) Vyhodnocení získaných výsledků – zjištění distribučního koeficientu, koeficientu rizika, index geoakumulace, index obohacení a BSAF
- 4) Porovnání se staršími výsledky

Doporučený rozsah práce

75

Klíčová slova

toxické kovy; sediment; biota; pramen; Jizerské hory

Doporučené zdroje informací

- Barnthouse LW, DeAngelis DL, Gardner RH, O'Neill RV, Suter GW II and Vaughan DS (1982) Methodology for risk environmental risk analysis. ORNL/TM/8167. Oak Ridge, TN. Oak Ridge National Laboratory
- Carvalho Alexandra and Steven J. Schropp. 2002. Development of an Interpretive Tool for Assessment of Metal Enrichment in Florida Freshwater Sediment. Florida Department of Environmental Protection
- Rand GM (1995) Fundamentals of aquatic toxicology. Effects. Environmental fate and risk assessment., 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, USA, 1148 pp
- Stumm Werner and Morgan James J. 1995. AQUATIC CHEMISTRY: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, 3rd Edition. United State of America. ISBN: 978-0-471-51185-4. 1040 pages.
- Tessier A, Campbell PGC, Bisson M (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of trace metals. Anal Chem 51:844-851
- White William M. 2013. GEOCHEMISTRY. Department of Earth & Atmospheric Science. Ithaca, New York, USA. 672 pages. 211-258 pg.

Předběžný termín obhajoby

2018/19 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Konzultant

ing. Součková

Elektronicky schváleno dne 25. 4. 2017

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 28. 4. 2017

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 25. 09. 2018

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "**Výskyt toxických kovů ve vodních ekosystémech pramenů Jizerských hor**" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucí diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu použitých zdrojů na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 10.12.2018



Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph. D. za odborné vedení, velkou trpělivost a vstřícnost při zpracovávání této diplomové práce. Dále děkuji Ing. Lucii Součkové, Ph. D. za cenné rady a za pomoc při terénních a laboratorních pracích. Za odborné konzultace v rámci statistického vyhodnocení děkuji Mgr. Miroslavu Khýrovi a jeho partnerce Ing. Haně Králíčkové. V neposlední řadě děkuji své rodině a partnerovi, kteří mi prokazovali velkou podporu a trpělivost jak při psaní této práci, tak po dobu celého mého studia.

Výskyt toxických kovů ve vodních ekosystémech pramenů Jizerských hor

Abstrakt

Na území Jizerských hor bylo vybráno 20 pramenů, ve kterých byl sledován výskyt toxických kovů ve vzorcích vody, sedimentu a bioty (Cd, Mn, Pb, Cu, Ni, Zn a Fe). Obsah kovů v sedimentech byl stanoven jako celkový obsah po rozkladu kyselinou dusičnou a peroxidem vodíku, a v jednotlivých geochemických frakcích po provedení sekvenční analýzy (BCR). Koncentrace kovů byly stanoveny s využitím techniky AAS a ICP-OES. V terénu byly spolu s odběrem vzorků měřeny základní fyzikálně-chemické ukazatele kvality vody. Výsledky obsahu kovů byly dále analyzovány pomocí několika indexů – Distribučního koeficientu (Kd), Koeficientu rizika (HQ), Indexu geoakumulace (Igeo), Faktoru obohacení (Ef) a Biota sediment akumulárního faktoru (BSAF).

U většiny pramenů byly sledovány stabilní hodnoty teploty, pH, konduktivity a obsahu kyslíku během sledovaného období. Výjimkou byl pramen BS2236, u kterého byl zaznamenán výrazný pokles pH z hodnoty 7,5 na 4,3. V případě konduktivity byla u 3 z 20 pramenů pozorována kolísavost hodnot (ES2220, DN1012 a BS2231).

Z výsledků měření obsahu kovů v sedimentu lze označit za nejvíce obsažený prvek mangan, který se nejvíce vyskytoval v nejjemnější frakci (<0,067 mm) a docházelo k jeho poklesu v podzimním období. Z testování obsahu toxických kovů v biotě lze říci, že byly vyšší obsahy kovů nalezeny ve smíšených vzorcích bioty v porovnání se samostatně separovaným druhem. Nejvyšších průměrných hodnot ve vodě dosahovalo železo, dále mangan a zinek.

Z výsledků statistických analýz byla nalezena spojitost mezi obsahem kovů a typem horniny, tj. sediment zpevněný. V rámci tohoto horninového typu jsou si prameny podobné v obsahu kovů. Při testování závislosti obsahu kovu na hodnotě pH bylo zjištěno, že v rámci sedimentu má pH vliv na olovo a v rámci vody má hodnota pH vliv na obsah manganu, olova a mědi.

Klíčová slova: biota, sediment, AAS, BCR, distribuční koeficient, koeficient rizika, index geoakumulace, faktor obohacení, biota sediment akumulární faktor

Toxic metals in the aquatic ecosystem of Jizerské mountains springs

Abstract

The presence of toxic metals (Cd, Mn, Pb, Cu, Ni, Zn and Fe) in the sediment, water and biota of 20 springs was monitored in the Jizerské Mountains. The concentrations of these metals in sediments were determined as the total contents after decomposition by nitric acid and hydrogen peroxide, and in particular geochemical fractions after performance of Sequential analysis (BCR). Concentrations of metals were determined by using of Atomic absorption spectrometry (AAS) and ICP-OES. Together with the sampling were measured physico-chemical indicators of quality of water. The metal content results were further analyzed using several indexes - Distribution Coefficient (Kd), Hazard Quotient (HQ), Geoaccumulation Index (Igeo), Enrichment Factor (Ef), and Biota sediment accumulation factor (BSAF).

By the major part of springs there were watched stable values of temperature, pH, conductivity and contents of oxygen during watched period. The only one exception was spring BS2236 in which was found a significant drop from pH 7.51 to 4.27. In the case of conductivity, by 3 of 20 springs there was observed the fluctuation of values (ES2220, DN1012 and BS2231). For some springs can be observed temperature change (DN1012, BS2231), but this is apparently influenced by the measurement with the crucible due to lack of water.

From the results of the measurement of the contents of metals in the sediment, the most contained element was manganese, which was the most present in the finest fraction (<0.067 mm) and there was a decrease in the autumn period. From testing of contents of the toxic metal in biota, it is possible to say that higher metal contents were found in mixed biota samples compared to one separate species. Iron, manganese and zinc reached the highest average values in water.

From the results of the statistical analyses, a connection was found between the contents of metals and the kind of mineral, i.e. the strengthened sediment. In this kind of mineral, the springs are similar as regards metal contents. By testing of dependence of the metal contents on pH, there was found out that the pH has an

influence on lead in the sediment, and pH has effect on manganese, lead, and copper in water.

Keywords: biota, sediment, AAS, BCR, Distribution Coefficient, Hazard Quotient, Geoaccumulation Index, Enrichment Factor, BSAF

Obsah

1 Úvod.....	13
2 Cíl práce	15
3 Rešerše.....	16
3.1 Pramen.....	16
3.1.1 Ohrožení pramenů.....	17
3.1.2 Parametry pramenů	18
3.1.2.1 Vydatnost a stálost pramene	18
3.1.2.2 Chemické složení.....	18
3.1.2.3 pH.....	19
3.1.2.4 Obsah rozpuštěného kyslíku	20
3.1.2.5 Specifická vodivost (konduktivita).....	21
3.1.2.6 Teplota	21
3.1.3 Dělení pramenů	22
3.2 Toxické kovy a zdroje znečištění	26
3.2.1 Vlastnosti	28
3.2.2 Přírodní zdroje znečištění kovy	31
3.3 Toxické kovy ve vodě	31
3.3.1 Chování toxických kovů ve vodě.....	32
3.4 Toxické kovy v sedimentech.....	33
3.5 Toxické kovy v biotě.....	34
4 Metodika.....	36
4.1 Jizerské hory a charakteristika území.....	36
4.2 Vybrané prameny	37
4.3 Terénní práce	40
4.4 Laboratorní práce	42
4.4.1 Separace bioty	42
4.4.2 Sušení a síťování sedimentu.....	42
4.4.3 Mikrovlnný rozklad.....	43
4.4.3.1 Mikrovlnný rozklad sedimentu.....	43
4.4.3.2 Mikrovlnný rozklad bioty	44
4.4.4 BCR sekvenční analýza.....	45
4.4.5 Atomová absorpční spektrometrie (AAS).....	47
4.4.6 Hodnocení nebezpečnosti toxických kovů.....	47
5 Výsledky	52

5.1	Fyzikálně-chemické vlastnosti vody	52
5.2	Akumulace toxických kovů v sedimentu	54
5.2.1	Celkový obsah kovů v sedimentu	54
5.2.2	Obsah kovů v geochemických frakcích	58
5.3	Akumulace toxických kovů v biotě.....	62
5.4	Obsah kovů ve vzorcích vody	65
5.5	Vyhodnocení obsahu toxických kovů pomocí indexů	67
5.5.1	Distribuční koeficient (Kd)	67
5.5.2	Koeficient rizika (HQ)	69
5.5.3	Index geoakumulace (I_{geo}).....	71
5.5.4	Faktor obohacení (Ef)	72
5.5.5	Biota sediment akumulací faktor (BSAF).....	74
5.6	Statistické vyhodnocení.....	76
5.6.1	Závislost mezi obsahem kovů v celkovém sedimentu a typem pramene..	76
5.6.2	Obsah kovů v závislosti na horninovém typu a vzdálenosti jednotlivých pramenů	77
5.6.3	Závislost mezi koncentrací kovu v celkovém sedimentu a velikostí zrnitosti	79
5.6.3.1	Mangan	79
5.6.3.2	Olovo	80
5.6.3.3	Měď	81
5.6.3.4	Nikl	82
5.6.3.5	Zinek	83
5.6.3.6	Železo.....	84
5.6.3.7	Kadmium	85
5.6.4	Závislost mezi koncentrací kovu ve vodě/sedimentu a hodnotou pH.....	85
6	Diskuse.....	87
7	Závěr.....	91
8	Seznam použitých zdrojů.....	93
9	Přílohy	102

Seznam použitých zkratk

AAS - atomová absorpční spektrometrie

BSAF - akumulční faktor sediment-biota (biota-sediment accumulation factor)

Ef - efekt obohacení

HQ - koeficient rizika

I_{geo} - index geoakumulace

Kd – distribuční koeficient

TEC - koncentrace prahového účinku (threshold favour concentration)

ICP OES- optická emisní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou

1 Úvod

Voda je neodmyslitelnou součástí života na Zemi. Plní mnoho funkcí jak pro lidskou společnost, tak pro biosféru obecně. Charakteristický je pro ni její neustálý oběh spojený se změnou skupenství. Oběh podzemní vody představuje část cyklu vody vázané na horninové prostředí. Podzemní voda vzniká převážně infiltrací neboli vsakem vody srážkové a na povrch znovu vyvěrá ve formě pramenů (Tourková, 2004).

Pramen je místo, kde se voda dostává z podzemních vrstev na povrch a její fyzikálně-chemické vlastnosti jsou odlišné od povrchové vody (Bryan, 1919). Vyskytuje-li se na jednom místě pohromadě více pramenů, nazývá se toto území prameništěm (Tourková, 2004). Prameny poskytují základní tok potoků a řek (Spechler et Schiffer, 1995). Chemické složení pramenné vody závisí na obsahu minerálů v podložních vrstvách, s kterými voda přichází do kontaktu a na délce tohoto kontaktu (Everdingen, 1991).

Mezi chemické prvky, které se mohou vyskytovat ve vodách, patří kovy. Kovy zahrnují okolo 75 % známých prvků (Sparks, 2005 ex. Morris, 1992) a lze je klasifikovat do různých kategorií v závislosti na chemických a fyzikálních kritériích, např. kovy lehké neboli platinové, těžké, polokovy (tzv. metaloidy), toxické a další. Kovy jsou nedílnou součástí fungování lidstva a do prostředí se uvolňují přirozenou i antropogenní cestou. Část kovů je nezbytná k fungování a růstu rostlin a také pro zdraví zvířat a člověka, nazývají se jako tzv. mikronutrienty. Avšak každý z těchto prvků má i své limitní hodnoty a při jejich nadbytku i nedostatku se mohou stát škodlivými. Mezi nejčastěji se vyskytující toxické kovy je řazeno olovo (Pb), arzen (As), zinek (Zn), kadmium (Cd), rtuť (Hg) a měď (Cu) (Sparks, 2005).

Kontaminace vody toxickými kovy představuje v mnoha částech světa jeden z hlavních problémů pro světové zásoby vody (Vörösmarty et al., 2010). Kovy jsou v prostředí doslova všudypřítomné a jsou jeho přirozenou součástí. Člověk kovy nevytvořil, může ale významně přispět jak k jejich zvýšené mobilitě, tak k jejich lokální akumulaci v určitých částech životního prostředí. Sledování a hodnocení jejich obsahu v jednotlivých složkách životního prostředí je tudíž neodmyslitelnou součástí vědy a stává se stále významnější (Kafka et Punčochářová, 2002).

Množství různých kovů v přírodním prostředí je alarmující, zejména u bývalých důlních nalezišť, skládek, hromad hlubinných zbytků, nádrží, ale také v městských a průmyslových centrech. Půda, sediment, voda a organický materiál může v těchto oblastech obsahovat vyšší než průměrné hodnoty obsahu potenciálně toxických prvků (John et Leventhal, 1995).

Studium kovů přitahuje pozornost z mnoha důvodů, ať už se jedná o jejich význam ve vztahu k problémům veřejného zdraví, ve vztahu k růstu rostlin nebo o pochopení mechanismů pohybu ve vodním prostředí (Seddiqie et al., 2016).

V rámci projektu *Prameny spojují krajiny a státy - environmentální vzdělávání a kooperace v regionu Liberec – Zittau* bylo vybráno 20 pramenů, u kterých byl zkoumán obsah toxických kovů spolu s dalšími chemickými ukazateli. Obsah kovů byl sledován jak v abiotické složce (voda, sediment), tak i ve složce biotické (bentické organismy).

Diplomová práce na základě terénního monitoringu hodnotí výskyt potenciálně toxických kovů ve vybraných pramenech a vyhodnocuje rizika spojená s jejich výskytem. Od jara 2017 do podzimu 2017 byly provedeny 4 odběry v intervalech 4-6 týdnů, při kterých byly vedle odběrů vzorků pro stanovení obsahu kovů stanoveny i základní ukazatele kvality vody jako pH, elektrická konduktivita, obsah rozpuštěného kyslíku a teplota vody.

2 Cíl práce

Cílem DP je vyhodnotit výskyt toxických kovů v sedimentech, vodě a biotě vybraných 20 pramenů v oblasti Jizerských hor a na základě zjištěných koncentrací vyhodnotit riziko spojené s toxickými kovy ve vodním prostředí a vliv geochemického pozadí na distribuci kovů ve vodním prostředí.

3 Rešerše

3.1 Pramen

Voda je neodmyslitelnou součástí fungování světa. Do horniny se obvykle dostává infiltrací ze srážek nebo také skrze břehy řek a jezer. Působením gravitace postupně proniká do větších hloubek zemské kůry. Část této vody je poté odebrána rostlinami, část se dostane pouze do malé hloubky, avšak voda, která se dostane nejhluběji (na hladinu nasycené zóny) proudí horninou až do míst, kde se znovu dostává na povrch země a tvoří součást odtoku v řekách nebo potocích. Největší část vody přitéká do toků nepozorovaně přímým příronem. Pouze malá část se odvodňuje prostřednictvím pramenů. Z této skutečnosti vyplývá, že pramen je zvláštním jevem, který se vytváří za speciálních podmínek. Jednou z nich je, že hladina podzemní vody musí být dostatečně vysoko nad hladinou místního toku (Kovařík, 1998). Prameny vznikají na výchozech nepropustných vrstev půd a hornin, na puklinách a zlomech horninového prostředí, kde vyvěrají až k zemskému povrchu. Vše závisí na geologických, tektonických, hydrogeologických a orografických podmínkách (Slavík et Neruda, 2014).

Pramen lze dle terminologie hydrologie a hydrogeologie¹ definovat jako: „*Přírozený soustředěný vývěr podzemní vody nad zemský povrch nebo pod hladinou povrchového vodního útvaru.*“ Pramen lze též chápat jako soustředěný vývěr podzemní vody, kdy je pramenem také nazýván přírodní přechod podzemní vody do vody povrchové nebo uměle odkrytý vývěr vody (Kovařík, 1998). Barquín et Death (2008) ex. Van Everdingen (1991) definuje pramen jako místo přírodního, koncentrovaného vývěru vody s dostatečnou rychlostí k udržení průtoku na povrchu.

Prameny se vyskytují po celém světě, ale značně se liší jak morfologií, tak svou velikostí (od malých pramenů až po prameny vyvěrající z velkých vývěrů, u kterých lze naměřit průtok o velikosti až tisíce litrů za sekundu) (Barquín et Death, 2008 ex. Death et al. 2004). Často tvoří jedinečné a velice přínosné spojení třicestného ekotonu, kdy se vzájemně prolínají podzemní, povrchové a suchozemské ekosystémy (Barquín et Scarsbrook, 2007). Umístění pramenů na rozhraní různých ekosystémů tvoří heterogenní mozaiku vodních až suchozemských mikrohabitátů,

¹ ČSN 75 0110 - Terminologie hydrologie a hydrogeologie (2010)

což často vede k názoru, že prameny tvoří tzv. hot spots vodní biodiverzity (Cantonati et al., 2006; Staudacher a Fußreder 2007; Barquín et Death, 2008 ex. Scarsbrook et al., 2007).

V České republice je evidováno přibližně 30 000 pramenů. Toto číslo má již částečně historický charakter, jelikož evidence proběhla v sedmdesátých letech a od té doby mnoho pramenů zaniklo v důsledku úprav terénu nebo např. meliorací (Kovařík, 1998).

3.1.1 Ohrožení pramenů

Pramen je v krajině chápán jako trvalý jev, je však velmi citlivý na všechny změny v okolí. Mezi zásahy, které pozměnily podobu pramenů, jsou řazeny např. prohloubení místa vývěru, kdy byly některé prameny soustředěny do jednoho místa za účelem větší dostupnosti; u mnoha pramenů byly provedeny stavební úpravy; v horských oblastech byly často přiváděny blíže k obydlím, případně přímo do sklepů (Kovařík, 1998).

Jako zdroj znečištění podzemních vod bývají uváděny výluhy ze skládek a chemických látek, kaly z čistíren odpadních vod nebo jakékoliv další látky vypouštěné do půdy v průmyslových lokalitách (Al-Kharabsheh et Ta'any, 2003). V současné době jsou však nejčastěji ohroženy nadměrným hnojením (hnojiva s obsahem dusičnanů, síranů, amoniaku a chloridů) a používáním pesticidů v zemědělství; dalším ohrožujícím faktorem je bakteriální znečištění ze špatně provedených skládek hnoje a septiků nebo znečištění ropnými produkty, které se do půdy dostávají z průmyslové výroby a provozu motorových vozidel (Kovařík, 1998; Al-Kharabsheh et Ta'any, 2003). Všechny tyto látky pronikají do vodonosné vrstvy, kde jsou dále rozváděny podzemními vodami (Al-Kharabsheh et Ta'any, 2003).

Kovařík (1998) uvádí, že jeden litr znečišťujících látek dokáže znehodnotit několik desítek hektolitrů vody. Nepříznivě není ovlivněna pouze jakost, ale např. i množství podzemních vod, které se snižuje s rozvojem kanalizací a sídelními plochami. Existuje však i mnoho přirozených příčin, např. povodně, které mění hladinu podzemních vod. Kontaminace podzemních vod způsobená aktivitami člověka má velký vliv na lidské zdraví a celkově na fungování ekosystémů (Jeong, 2011).

3.1.2 Parametry pramenů

3.1.2.1 Vydátnost a stálost pramene

Vydátnost je určena množstvím vyvěrající vody (litr) za časovou jednotku (sekunda) (Tourková, 2004) a je závislá na poměru rychlosti toku podzemní vody a velikosti přirozené akumulace v rámci zvodnělé vrstvy, která je ohraničena rozvodnicí pramenného vývěru (Kříž, 1988). Tourková (2004) tuto definici zjednodušuje: *Vydátnost pramene je závislá na srážkách spadlých v infiltračním území a na rozsahu a propustnosti hydrogeologické struktury, která může utlumit výkyvy vydátnosti pramene.* Mezi hlavní faktory ovlivňující vydátnost pramene jsou tedy řazeny: plocha infiltračního území, propustnost kolektoru² a množství infiltrující vody (Šilar, 1996). Režim pramene je dále závislý na atmosférickém tlaku (při jeho poklesu vydátnost pramene stoupá) (Pokorná et Zábranská, 2008).

Vydatnější a stálejší prameny lze nalézt ve větších hloubkách – mají hlubší oběh podzemní vody (Kříž, 1988). Nejjednodušším způsobem, jak lze měřit vydátnost, je měření odměrnou nádobou o známém objemu, kdy je měřen čas potřebný k jejímu naplnění (Tourková, 2004), případně trojúhelníkovým nebo obdélníkovým přepadem, který může být (v případě významnějších pramenů) vybaven limigrafem (Šilar, 1996).

Stálost je možné posuzovat dle poměru nejmenší a největší vydátnosti za období pozorování (1:1 velmi stálý, 1:1-1:2 stálý, 1:2-1:10 nestálý, 1:10-1:30 velmi nestálý). Velká nevyrovnanost svědčí o závislosti pramene na srážkách. V těchto případech jde o pramen povrchový, často s bakteriologicky závadnou vodou v důsledku kolísání teploty (Pokorná et Zábranská, 2008).

3.1.2.2 Chemické složení

Chemické složení podzemních vod je výsledkem vzájemného působení srážkových a povrchových vod, podzemní atmosféry a horninového prostředí. V průběhu koloběhu podzemní vody se především uplatňuje půdní a horninové prostředí, které ovlivňuje jak kvalitu, tak kvantitu vod. Proto celkové složení závisí

² *kolektorem* je označováno horninové prostředí, jehož propustnost je ve srovnání se sousedící horninou o tolik větší, že gravitační voda se jím může snadněji pohybovat

především na složení půd a hornin, kterými voda při svém oběhu protéká. Závisí také na složení povrchových a srážkových vod v dané oblasti (Sýkora et al., 2016).

Tourková (2004) uvádí, že chemismus podzemních vod je dán převážně druhem a množstvím pevných látek, ať už rozpuštěných nebo disociovaných ve vodě. V důsledku proudění dochází ke stálé změně horninového prostředí, a tedy i plynné fáze, teploty, tlaku a dalších faktorů, které ovlivňují celkový chemismus. Obecně lze říci, že chemismus podzemních vod je výsledkem složitého procesu fyzikální, chemické a geologické povahy.

Chemické složení se mění v horizontálním i vertikálním směru. Změny složení lze pozorovat kontinuálně, ale i výraznějším hydrochemickým rozhraním. Některé geochemické typy podzemních vod mohou mít své charakteristické složení, které závisí na hloubce a místě vývěru (Sýkora et al., 2016). Často je činností člověka chemismus vod narušen, ať už se jedná o kontaminaci zdrojů nebo o narušování přírodních podmínek např. nadměrným odběrem, změnou vegetačního krytu v oblasti infiltrace nebo změnou směru proudění (Tourková, 2004).

Výsledný chemismus vod je také ovlivněn biochemickými procesy (mikroorganismy). Nejdůležitějšími faktory, které ovlivňují jejich výskyt, jsou teplota, koncentrace rozpuštěného O₂, hodnota pH a koncentrace rozpuštěných látek (Tourková, 2004).

3.1.2.3 pH

pH představuje zápornou hodnotu dekadického logaritmu aktivity vodíkových iontů. Jedná se o parametr, který je používán univerzálně k vyjádření kyselosti nebo zásaditosti roztoku (Horáková, 2003; Shyamala et al., 2008). Je považován za důležitý ekologický faktor, který závisí na geologických vlastnostech hornin v daném místě (Shyamala et al., 2008). Příkladem ovlivňování pH horninovým prostředím mohou být srážky procházející půdou, které reagují s oxidem uhličitým a dochází tak k tvorbě kyseliny uhličitě, která snižuje pH. Naopak pokud kyselina uhličitá rozpouští např. vápenec, který je obsažen v okolní hornině, dochází ke spotřebovávání kyseliny uhličitě a následně ke zvýšení pH (Champion et Starks, 2001). Měření se provádí prakticky u všech druhů vod a má velmi často klíčový význam k dalšímu posuzování vlastností vody (Horáková, 2003).

Prameny jsou považovány za místa s ostrými přechody prostředí a s tím souvisejícími rychlými změnami chemismu vody při vývěru na povrch a v jeho blízkosti. pH podzemních vod je často velmi nízké z důvodu rozpuštěného oxidu uhličitého (CO₂) a dalších procesů. Naopak při vývěru vody na povrch se tato hodnota rychle mění, protože se CO₂ rozptýlí do atmosféry (Barqu'n et Scarsbrook, 2007). Hodnota pH podzemních vod se pohybuje nejčastěji v rozmezí od 5,5 do 7,5 (Tourková, 2004; Sýkora et al., 2016). Pouze výjimečně je nižší než 5,0 nebo vyšší než 8,0, avšak existují i případy extrémně kyselé vody v důlních oblastech a v okolí nalezišť nebo těžby sulfidických rud (Sýkora et al., 2016). Pokles hodnoty lze dále sledovat u kyselých vod z oblasti rašelinišť a u některých málo mineralizovaných vod z oblasti krystalinika, kde je pokles způsoben kyselostí srážkových vod (Tourková, 2004).

3.1.2.4 Obsah rozpuštěného kyslíku

Obsah rozpuštěného kyslíku je jedním z nejdůležitějších parametrů vod obecně. Množství kyslíku ve vodě poukazuje na celkové „zdraví“ vody. Pokud je hladina kyslíku ve vodě vysoká, předpokládá se, že úroveň znečištění bude nízká. Naopak pokud je obsah rozpuštěného kyslíku nízký, lze předpokládat, že zde existuje vysoká spotřeba kyslíku a s tím spojené znečištění (Rose et Long, 1988, McCaffrey, 2013).

Kyslík má významný vliv na kvalitu podzemních vod (reguluje např. stopové kovy, omezuje bakteriální metabolismus rozpuštěných organických látek). Měření koncentrace rozpuštěného kyslíku v podzemních vodách bylo v minulosti zanedbáváno z důvodu chybného předpokladu, že se O₂ v podzemních vodách nevyskytuje (Rose et Long, 1988). I přes to, že v podzemních vodách často dochází ke sníženému obsahu kyslíku, může přirozeně docházet i k jeho navyšování např. infiltrací dešťové vody, čímž se podzemní voda opětovně okysličuje (Malard et Hervant, 1999; Chapelle, 2000; Datry et al., 2004 ex. Starr et Gillham, 1993). Jeho množství závisí u podzemních vod na mnoho faktorech, např. na době pohybu vody v podzemí, na hloubce nebo na jeho spotřebě organismy. Tourková (2004) píše, že ve vodách hlubšího oběhu je obsah kyslíku nízký až nulový a často je mikroorganismy vyčerpán již při průchodu nenasyceným pásmem.

3.1.2.5 Specifická vodivost (konduktivita)

Konduktivita je měřítkem vodní kapacity pro přenos elektrického proudu a je úměrná množství rozpuštěných anorganických látek (solí) ve vodě (Dahiya et Kaur, 1999; Prasad et al., 2014). Je udávána v mikrosiemens na centimetr ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (Tourková, 2004) a je užitečným nástrojem k hodnocení kvality a čistoty vod (Dahiya et Kaur, 1999).

Specifická vodivost je závislá na deseti parametrech, např. teplota, hodnota pH, alkalita, celková tvrdost vody, obsah vápníku, obsah pevných částic a rozpuštěných pevných částic, chemická spotřeba kyslíku a koncentrace železa a chloridu ve vodě (Prasad et al., 2014).

Změna vodivosti poskytuje důležité informace o vývoji kvality vody (Al Dahaan et al., 2016 ex. Werkema, 2002). Zvyšuje se se vzrůstajícím množstvím rozpuštěných solí (Al Dahaan et al., 2016 ex. Detay, 1997). Může být ovlivňována teplotou a liší se u různých solí, které jsou obsaženy ve vodě v různých koncentracích. Při zvýšení teploty o 1°C , může dojít ke zvýšení vodivosti až o 2-3 % (Al Dahaan et al., 2016 ex. Boyd, 1999).

3.1.2.6 Teplota

Jedná se o důležitý parametr, který ovlivňuje množství rozpuštěného kyslíku (obecně se množství kyslíku zvyšuje s poklesem teploty) (McCaffrey, 2013). Teplota podzemní vody je především určována prostředím, ve kterém se voda akumuluje a pohybuje (Kříž, 1988). V případech, kdy se voda v podzemí pohybuje velmi pomalu, má dostatek času k tomu, aby nabrala teplo z hornin, které jí obklopují. Kolísavost teploty by měla být obecně malá a mění se v případech, kdy je voda blíže povrchu nebo dochází k infiltraci povrchové vody (Dub et Němec, 1969).

Prameny mají teplotu většinou závislou na fyzikálních vlastnostech podzemní i podpovrchové vody a také na prostředí, ve kterém se pohybují (Slavík et Neruda, 2014). Teplota podzemních vod blízko pod povrchem je během roku velmi proměnlivá. Denní změny se projevují do hloubky asi 0,5 až 1 m. Naopak u vod v hloubce 20-30 m je již poměrně stálá a rovná se přibližně průměrné roční teplotě na zemi (Kříž, 1988). Dub et Němec (1969) uvádějí, že vody z hloubky 20-30 m mají teplotu okolo $7-11^\circ\text{C}$ (ve vyšších polohách až 6°C).

3.1.3 Dělení pramenů

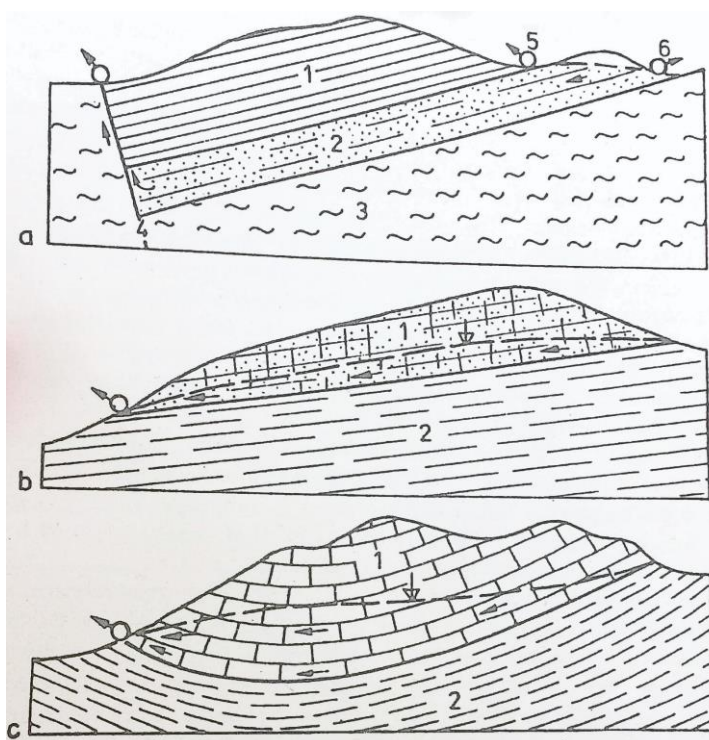
Klasifikace pramenů je různorodá, žádný z dále popsaných klasifikačních systémů není dostatečně úplný, aby zahrnoval všechny prameny, zároveň se ale třídy nedají vzájemně vylučovat. Názvy naznačují hlavně zvláštnosti a charakteristiky pramenů (Bryan, 1919). Prameny lze dělit dle různých kritérií, např. podle vydatnosti, setrvalosti vývěru, směru pohybu podzemní vody, podle poměrů geologických nebo topografických, případně dle kolísání vydatnosti (Šilar, 1996).

Z hlediska kolísání vydatnosti dělíme prameny na stálé prameny, poněkud kolísavé prameny, kolísavé prameny a silně kolísavé prameny. Toto dělení je vhodné pro terénní práce a hydrogeologické mapování. Kolísání vydatnosti se vyjadřuje poměrem (R) mezi maximální vydatností a minimální vydatností. Kolísání vydatnosti je ovlivněno především objemem kolektoru a propustností cest podzemní vody, které mohou zpozdit výkyvy vydatnosti a snížit jejich amplitudy. Nejvydatnější prameny vznikají v hydrogeologických strukturách tvořených vápenci, propustnými pískovci nebo např. rozsáhlými akumulacemi štěrku. Jsou-li známy geologické poměry, lze z vydatnosti odhadnout rozsah infiltračního území (Šilar, 1996).

Podle setrvalosti vývěru lze rozlišit prameny permanentní, které vyvěrají trvale po celý rok. Dále prameny intermitentní (občasné), které vyvěrají pouze po určitou část roku (Šilar, 1996) nebo po dešti. V oblastech, kde je vysoký výpar, je proud výrazně snížen a v letních sezónách může úplně vymizet. Některé prameny také proudí pouze v noci, kdy se vyrovná přítok a míra výparu (Bryan, 1919). Pro občasné prameny je typické, že v období nedostatečných srážek vysychají (Šilar, 1996). Posledním typem jsou prameny periodické, které vytékají v pravidelných intervalech a vyskytují se v krasových oblastech (Tourková, 2004).

V posledním úseku směru pohybu vody před vylitím na zemský povrch je možné rozlišovat prameny sestupné, výstupné a přelivné (Tourková, 2004). Toto dělení však nebere ohled na oběh vody v hydrogeologické struktuře a vychází pouze ze směru vertikální složky pohybu vyvěrající vody. Sestupné prameny se vyskytují nad erozní bází a představují odvodnění dílčích hydrologických struktur, většinou o malém plošném rozsahu. Mívají malou a kolísavou vydatnost. Výstupné prameny vyvěrají zpod úrovně pramene po propustných cestách, např. místy netěsností. Tyto prameny mají často zvýšenou, stálou teplotu. Přelivné, nebo také bariérové prameny

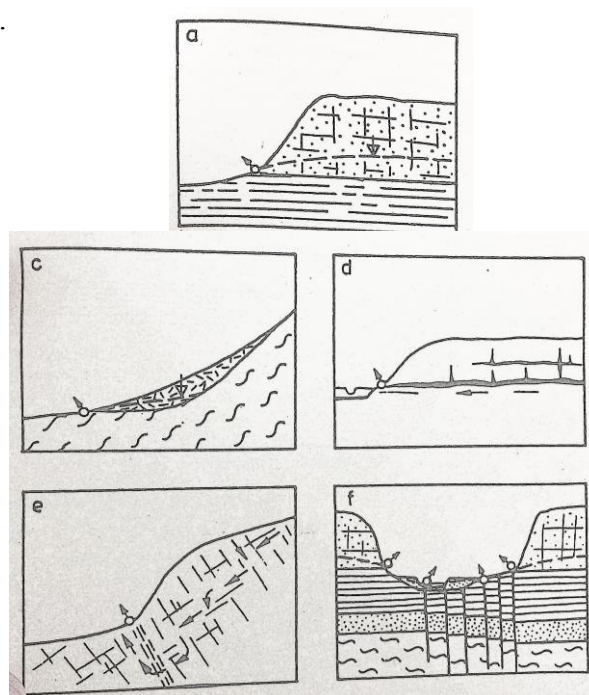
vznikají na místech vzdouvání vody izolátorem k zemskému povrchu, převládá horizontální složka pohybu (Šilar, 1996).



Obrázek 1 Prameny podle směru proudění vyvěrající vody (Šilar, 1996):
a) výstupní pramen: 1 nepropustný slínovec, 2 propustný slínovec, 3 nepropustná rula, 4 propustný zlom, 5,6 občasně prameny;
b) sestupný pramen: 1 propustný pískovec, 2 nepropustný slínovec;
c) přelivný pramen: 1 propustný vápenec, 2 nepropustná břidlice

Krásný et al. (2012) dělení vod doplňuje podle podmínek výskytu a v závislosti na typu hydrogeologického prostředí, na prameny vrstevní, puklinové, zlomové, suťové nebo krasové. Jejich označení plyne z geologické pozice a má význam z hlediska rychlého označení charakteru vývěru. Každý typ pramene je charakteristický svými hydrologickými vlastnostmi. Suťové prameny mají nízkou vydatnost (Šilar, 1996) a nebývají trvalé, v době sucha zanikají a po deštích se znovu obnovují. Suť je zpravidla propustná, z toho důvodu se do ní lehko vsakuje srážková voda. Ta proniká sutí až na její podklad tvořící horský nebo údolní svah a stéká po něm až k patě suťových nánosů (Kettner, 1954). Krasové prameny mají koncentrovaný odtok a vysokou vydatnost (Šilar, 1996). Vznikají v oblastech tvořených vápenci, v nichž vyluhováním vznikly dutiny velkých rozměrů, kterými proudí voda obdobně jako v otevřeném potrubí (Kettner, 1954). Zlomové prameny se vyznačují vysokou teplotou (Šilar, 1996). Vznikají na místech narušení nepropustné

vrstvy, voda poté vystupuje na povrch proti gravitaci a tryskáním se snaží vyrovnat tlak (Tourková, 2004).



Obrázek 2 Prameny podle geologických okolností původu (Šilar, 1996):

*a) vrstevní pramen; c) suťový pramen; d) krasový pramen;
e) puklinový pramen; f) skupina artéských pramenů*

Podle morfologie je možné rozlišovat prameny údolní (v místech zahloubených údolních depresí pod úrovní hladiny podzemní vody), terasové (vyvěrají na bázi štěrkových teras) a vrcholové (ve vrcholových částech pohoří) (Šilar, 1996).

Dalším možným dělením je dle fyzikálních či chemických vlastností (prameny termální, minerální, prameny podzemních vod prostých aj.) (Krásný et al., 2012). Minerálním pramenem je označován pramen, který poskytuje vodu obsahující neobvyklé množství minerálních látek. Do vody se dostávají zachycováním z hornin, kterými voda protéká (Sommer, 1985). Minerální vody je dále možná dělit na přírodní minerální vody, přírodní léčivé vody a přírodní minerální vody stolové. Přírodní minerální vody jsou vody z přírodního zdroje, které obsahují v místě vývěru více jak 1 g/l rozpuštěných tuhých látek (např. vápník, hořčík, sodík, draslík nebo křemík), případně více jak 1 g/l rozpuštěného oxidu uhličitého. Přírodními léčivými vodami jsou označovány vody, které mají prokázané farmakodynamické účinky a je možno je využít pro léčebné účely. Posledním typem jsou přírodní minerální vody stolové, které jsou bez farmakodynamických účinků,

obsahují min. 1 g/l oxidu uhličitého a max. 5 g/l rozpuštěných tuhých látek. Svými chuťovými vlastnostmi jsou zároveň vhodné k pití (Tölgyessy, 1984; Sýkora et al., 2016). Minerální vody je také možné dělit podle obsahu a druhu převládajících látek, sloučenin nebo také plynů (Sommer, 1985). Solné prameny obsahují obyčejnou sůl, sírné prameny sloučeniny síry, železité prameny železo, vápenaté nebo vápencové obsahují uhličitan vápenatý, olejové prameny obsahují ropné látky suspendované ve vodě, které vytvářejí film a mnoho dalších. Opakem minerálních vod jsou vody prosté (Bryan, 1919), které se vyznačují normálním obsahem rozpuštěných tuhých látek, plynů a mikroorganismů (Šilar, 1996).

Jiná klasifikace dělí prameny na prameny termální a netermální. Netermálním pramenem je označován pramen s teplotou vody, která odpovídá průměrné roční teplotě vzduchu v oblasti, ve které se nachází (Bryan, 1919).

Slavík et Neruda (2014) označují prameny s teplotou nepřevyšující 20 °C, jako prameny studené, při vyšší průměrné teplotě vody do 37 °C jako prameny vlažné (hypotermální), při teplotě do 50 °C se označují jako teplice, neboli teplé, termální prameny a při teplotě vyšší než 50°C se jedná o vřídla (termy).

V neposlední řadě je možné prameny dělit dle ekologické klasifikace na tři základní typy- rheokren, limnokren a helokren. Rheokren, neboli výstupní pramen, z něhož voda vyvěrá na povrch a bez většího zdržení odtéká do nejbližšího vodního toku. Takovýto pramen bývá velmi vydatný a udržuje si po dlouhou délku toku vlastnosti svého zdroje tj. např. nízká teplota a chemické složení (krasové a ledovcové vody). Limnokren, jinak také pánevní pramen (studánka, pramenná tůňka), se na začátku vyznačuje shromažďováním podzemní vody v přirozené prohlubni nebo v umělé nádržce, z níž vytéká do stružky. Vlastnosti toku mohou být ovlivněny delší dobou zdržení a případným větším osvitem, kdy může docházet ke zvýšení teploty vody a tím k umožnění růstu vegetace. Prohlubeň může mít velikost až malého jezírka, v němž mohou žít i větší vodní živočichové, např. ryby. Limnokren je častým typem pramene. Posledním typem je tzv. helokren (mokřadní pramen), který vzniká nad mělkou podzemní i podpovrchovou vodou, která vyvěrá na povrch v místě, kde vytváří mokřad s malým nebo nepatrným množstvím vody doprovázeným mokřadní vegetací. Objevuje se na svazích, často i ve vyšších polohách blízko rozvodnice. Pramenná stružka, která odvodňuje pramen, se obvykle

vytváří až po větší vzdálenosti od mokřadu (prameniště). Tento typ pramene je velmi častý a tvoří většinu povrchových pramenných toků (Slavík et Neruda, 2014).

Lindegaard et al. (1998) ekologickou klasifikaci rozšiřuje o míru heterogenity habitatu. Nejvyšší heterogenitu má helokren, u něhož se voda dostává na povrch v bažinaté oblasti, a jeho podmínky jsou příznivější většímu množství organismů. Střední heterogenitou se vyznačuje rheokren, od kterého voda proudí ve stružce a mejnější hodnotu má limnokren, který vystupuje do rezervoáru se stojatou vodou (Cantonati et al., 2006; Barquín et Death, 2008 ex. Lindegaard et al., 1998).

Dub et Němec (1969) dále rozlišují prameny dle litologie a petrografie hornin, ze kterých vyvěrají a to např. na žulové, flyšové, krasové. Z geologického hlediska je dělí podle geologických informací, na které jsou prameny vázány- prameny krystalinika, mezozoika apod.



Obrázek 3 Ukázky typu pramenů (zleva): rheokrenní pramen (EN1006); limnokrenní pramen (ES1008); heleokrenní pramen (DN1012)

3.2 Toxické kovy a zdroje znečištění

Periodická tabulka obsahuje přibližně 80 prvků, které se řadí mezi kovy a asi 30 z nich je označováno jako kovy toxické. Toxické kovy jsou takové kovy, které při určitých koncentracích působí škodlivě na člověka a další složky ekosystémů (Kafka et Punčochářová, 2002), obecně jsou v těchto koncentracích považovány za prvky znečišťující životní prostředí. Mají velký význam vzhledem k jejich toxicitě, vysoké perzistenci a nedegradovatelnosti (Kumar et al., 2008).

není-li uvedeno jinak, je autorem obrázků autor diplomové práce

Některé kovy přítomné ve stopových koncentracích jsou důležitou součástí fyziologických funkcí živé tkáně a mohou regulovat mnoho biochemických procesů. Často je však tato únosná míra nepřírozeně navyšována znečištěním v důsledku lidské činnosti. Situace se zhoršuje nedostatkem přirozených eliminačních procesů (Chapman, 1996).

Toxicita kovů ve vodě závisí na stupni oxidace daného kovového iontu spolu s formami, ve kterých se vyskytuje. Toxicita se snižuje, pokud jsou ionty vázány do komplexů, např. s přírodními organickými látkami. Obsah toxických kovů ve vodě je důležitým aspektem při hodnocení kvality vod, nejčastěji monitorovanými prvky jsou např. kadmium, chrom, měď, železo, rtuť, nikl, olovo a zinek (Chapman, 1996). Kafka et Punčochářová (2002) řadí mezi nejznámější toxické kovy rtuť, olovo, zinek, arsen, kadmium nebo např. nikl.

Faktem zůstává, že všechny složky životního prostředí přirozeně obsahují kovy, které jsou uvolňovány do prostředí hlavně zvětráváním matečné horniny, ve které se tyto kovy nachází (Makovníková et al., 2006).

V životním prostředí se kovy pohybují v geochemických a biologických cyklech a mohou mít přirozený nebo antropogenní původ (Kafka et Punčochářová, 2002). Toxické kovy přítomné v mořských, jezerních, říčních a dalších sedimentech mohou být sekundárním zdrojem znečištění a může docházet k jejich uvolňování do vody a tím k vážnému ovlivňování její kvality, případně může docházet ke kontaminaci celého vodního prostředí (Zhong et al., 2006).

Jak již bylo řečeno, kovy v různých formách jsou běžnou součástí životního prostředí, avšak jejich množství se v průběhu let zvyšuje díky jejich používání (Hahladakis et al., 2016). Sloučeniny kovů mají mnohostranné využití, existuje proto velké množství zdrojů a možností jejich úniku do všech složek životního prostředí. Využívají se v průmyslu i zemědělství, mezi nejdůležitější zdroje kontaminace patří např. úpravy rud, hutě, chemický průmysl, spalování fosilních paliv, výroba cementu, ale třeba i kouření cigaret. Do životního prostředí se poté dostává hlavně olovo, arsen, kadmium, rtuť a nikl (Kafka et Punčochářová, 2002).

V současné době je značně obtížné odlišit přírodní obsah kovů od antropogenního znečištění, týká se to také složení sedimentů, které mohou být v důsledku remobilizačních procesů zdrojem znečištění přírodních vod kovy (Pitter, 1999).

3.2.1 Vlastnosti

Kovy jsou zřejmě nejdéle známými toxickými látkami (Kafka et Punčochářová, 2002). Jejich hlavní vlastností, kterou nesou také v názvu, je jejich toxicita, která závisí na teplotě, hodnotě pH a celkovém složení vody. Toxicky většinou působí hlavně jednoduché iontové formy, anorganické a organické komplexy jsou zpravidla méně toxické (Pitter, 1999; Kafka et Punčochářová, 2002).

Většina kovů má značné komplexotvorné (komplexační) schopnosti, kdy mají např. rozdílnou toxicitu, migrují různou rychlostí v závislosti na svém náboji a velikosti molekuly a lze je z vody odstranit obtížněji. Mohou také podléhat biochemickým transformacím, např. biologické methylaci (nahrazení atomu, obvykle vodíku, jinou methylovou skupinou) nebo oxidaci (Pitter, 1999). Tento proces mohou vyvolat mikroorganismy, které jsou schopny přeměnit kovy, jako např. Hg, Se, As, a Cr, a způsobit tak vyšší toxicitu. Příkladem může být rtuť, která je v methylované formě toxičtější, než její anorganická forma (Sparks, 2005).

Důležitou vlastností kovů je dále jejich mobilita, kdy se mohou pohybovat specifickými cestami svých biochemických cyklů. Z těchto cyklů dokáží v různých momentech vystupovat a kumulovat se např. v půdách nebo organismech (Kafka et Punčochářová, 2002).

S mobilitou je úzce spjata rozpustnost sloučenin ve vodě, kdy platí, že čím je sloučenina rozpustnější, tím je mobilita kovu vyšší. Neméně důležitá je také rozpustnost sloučenin toxických kovů v kyselinách (zejména v kyselině sírové a dusičité), které jsou častou součástí životního prostředí. Pokud jsou srážky nebo prosakující voda nadměrně kyselé, mohou se sloučeniny toxických kovů vymývat z půdy, pronikat do rostlin a stromů a ohrožovat tak zdroje pitné vody (Kafka et Punčochářová, 2002).

Významnou negativní vlastností je schopnost hromadit se v sedimentech a ve vodní flóře a fauně (biosorpce a bioakumulace) (Pitter, 1999). Významnou bioakumulační schopnost má především Hg, Se, Ca, Pb a další. Ukazatelem celkového znečištění obvykle není koncentrace kovů ve vodách, ale obsah kovů v sedimentech a především v organismech (Svobodová, 1987). Nejznámější toxické kovy, jejich výskyt a rizika jsou shrnuty v Tabulce č. 1.

Tabulka 1 Toxické kovy a jejich výskyt

Toxické kovy: jejich výskyt a rizika⁴				
kov	základní informace	přírodní výskyt	antropogenní zdroje	riziko
olovo	Všechny jeho sloučeniny jsou jedovaté, řadí se mezi nejdéle známé využívané toxické kovy. Jeho uvolňování závisí na hodnotě pH.	Na sirnicích (galenitech), méně na síranech a karbonátech.	Výfukové plyny, těžba a tavení oceli, odpadní vody ze zpracování rud a sklářský průmysl.	Kumulace v dnových sedimentech vodních toků, v rostlinách, kdy dále přechází do dalších článků potravního řetězce.
arsen	Všechny jeho sloučeniny jsou jedovaté. Minerální vody obsahující >0,7 mg/l arzenu se nazývají arzenové vody.	Vysoké koncentrace časté u podzemních vod v okolí sulfidických ložisek, u některých minerálních vod. Přírodně jako doprovodný prvek v rudách mědi, stříbra a olova.	Arsenité pesticidy, uvolňuje se při konzervaci dřeva, spalování fosilních paliv nebo ze skládek.	Stejně jako olovo se kumuluje v dnových sedimentech, dále ve vodních organismech.
zinek	Esenciální prvek jehož rozpustnost závisí na hodnotě pH a koncentraci oxidu uhličitého.	Přírozená součást zemské kůry (hlavní minerály např. smithsonit a sfalerit).	Odpadní vody a emise z průmyslu, aplikace kalů, agrochemikálií ze zemědělství, z mikroelektroniky, skládek, splašků a odpadků.	Kumulace v dnových sedimentech vodních toků, v rostlinách, kdy dále přechází do dalších článků potravního řetězce.
kadmium	Velmi nebezpečný jed. Doprovází zinek v jeho rudách.	Přírodně se vyskytuje ve vodách v jednotkách až desítkách µg/l.	Fosforečná hnojiva, aplikace čistírenských kalů, odpadní vody z povrchové úpravy kovů, z výroby sulfidových baterií.	Kumulace v dnových sedimentech a vodních organismech.
rtuť	Všechny známé sloučeniny jedovaté. Nejtoxičtější sloučeninou je methylrtuť.	V mnoha chemických i fyzikálních formách. V horninovém prostředí ve formě siřníků. Přírodně zvýšený obsah např. v karlovarských termálních vodách.	Fungicidní a insekticidní přípravky, výroba a zpracování rtuti, spalování fosilních paliv a různých odpadů.	Kumulace v sedimentech, vodní flóře a fauně.

⁴ Tourková (2004); Tölgyessy (1984); Pitter (1999); Sparks (2005); Kafka et Punčochářová (2002); Makovníková et al. (2006); Cikrt (1995)

měď	Esenciální prvek. Rozpustnost vázaná na hodnotu pH a koncentraci oxidu uhličitého.	Přirozený výskyt v desítkách µg. Vázána v horninovém prostředí (siričky), v rudách. Do vod se dostává rozkladem sulfidů (chalkopyritů a chalkosinů).	Fungicidy, algicidy, odpadní vody z povrchové úpravy kovů.	Schopnost putovat na dlouhé vzdálenosti a kontaminovat vodu i půdu.
chrom	Esenciální prvek. Dobře rozpustný ve vodě, toxický.	Přirozeně se vyskytuje v přírodě jako minerál chromit (FeCr_2O_4) a krokoit (PbCrO_4), dále v minerálech obsahující Al. V přírodních vodách vázán na nerozpuštěné látky a sedimenty.	Odpadní vody z barevné metalurgie, povrchové úpravy kovů, textilního a kožedělního průmyslu (součást barvicích směsí), pigmenty do barev, výroba cementu, spalování fosilních paliv.	Šestimocný chrom (Cr^{6+}) jeden z nejvýznamnějších kontaminantů životního prostředí- velmi mobilní, zvláště v půdních vodách. Pro rostliny toxický, vyšší obsah v půdě snižuje úrodnost.
nikl	Vysoce toxický prvek, stálý a velice odolný.	Vyskytuje se v minerálech společně se sírou, arsenem a antimonem (např. nikelin, millerit), je součástí některých hlinitokřemičitanů, např. hadce.	Odpadní vody z povrchové úpravy kovů a barevné metalurgie, poniklované části zařízení, které přichází do styku s vodou, baterie, kosmetické přípravky (šampóny).	Karcinogenní pro člověka, toxický pro vodní organismy. Vodní řasy a bezobratlí kumulují nikl více než ryby.
železo	Obsah ve vodách závisí na hodnotě pH, oxidačně-redukčním potenciálu a komplexotvorných látkách.	Přirozená součást zemské kůry, rud (např. hematit Fe_2O_3 , olivín $(\text{Mg,Fe})_2[\text{SiO}_4]$). V malých koncentracích běžnou součástí vod, více železa ve vodách rašelinišť.	Průmyslové odpadní vody (z mořiren, válcoven, drátoven), dalším zdrojem mohou být korozivní procesy ve vodovodním potrubí.	Negativně ovlivňuje barvu, chuť a zákal. Malé koncentrace železa mohou způsobit rozmnožení bakterií (následný zápach).
mangan	Obvykle doprovází železné rudy. Kov podobný železu. Esenciální prvek, v nadměrném množství toxický. Nezbytný pro rostliny a živočichy.	Přirozeně v zemské kůře, v řadě sloučenin (např. pyroluzin MnO_2).	Průmyslové odpadní vody (zpracování rud, z metalurgických závodů a chemických provozů).	Významně ovlivňuje organoleptické vlastnosti vody (např. barva, zákal), dokonce více než železo.

3.2.2 Přírodní zdroje znečištění kovy

Zatímco kovy z antropogenních zdrojů jsou považovány za velký problém v rámci životního prostředí, mělo by se také uvažovat o přirozeném uvolňování kovů z hornin, např. z míst nad ultramafickými horninami, které představují přirozené zdroje kontaminace. Přírodní zdroje kovů lze vysledovat díky geologickým a pedologickým procesům, kterými se kovy uvolňují z mateřské horniny a mohou vstupovat do širšího prostředí. Důležitá je kvantifikace zásob, ve kterých jsou tyto kovy zadržovány v horninách, aby bylo možné předpovídat potenciální kontaminaci z geologického podloží (Mahsa et al., 2017).

Geologie zvodnělých vrstev silně ovlivňuje chemismus podzemních vod. Voda z různých vodonosných vrstev má různé iontové skladby a bude reagovat s toxickými látkami různými způsoby (Hose et al., 2016). Kovy mohou být akumulovány v půdních solích, označovaných také jako sekundární minerály (např. soli vápníku, železa, mědi, zinku nebo hořčíku). Tyto soli hrají důležitou roli v pohybu kovů. Vzhledem k jejich vysoké rozpustnosti jsou poté tyto kovy vyluhovány během bouřek nebo tání sněhu. Tento jev může vést k dočasnému, ale významnému zhoršení kvality povrchových a podzemních vod. Po nějaké době se tyto tekutiny znovu odpaří a započne opětovný cyklus srážení solí (Geoffrey, 1995).

3.3 Toxické kovy ve vodě

Kontaminace vody toxickými kovy představuje v mnoha částech světa jeden z hlavních problémů pro světové zásoby vody. Důvodem je, mimo jiné, i fakt, že kovy není možné z vody odstranit samočisticí schopností (Vörösmarty et al., 2010). Mezi toxické kovy vyskytující se ve vodách patří zejména rtuť, kadmium, arsen, chrom nebo např. nikl. Co se toxicity týče, největší význam má rtuť, kadmium, olovo a arsen, které inhibují růst organismů a činnost enzymů a nepříznivě tak ovlivňují samočisticí pochody v přírodních vodách (Pitter, 1999).

Toxické prvky jsou v přírodních vodách obsaženy v různých formách-jak v kapalné, tak tuhé fázi ve formě částic. Mezi oběma fázemi se ustanovuje rovnováha, která závisí na chemických vlastnostech vzorku (zejména na pH, koncentraci aniontů, rozpustných plynů a dalších látek). Důležitým faktem je, že i

přechodně zvýšený obsah toxických prvků v důsledku jednorázového znečištění, může vést k poškození či úhynu vodních organismů (Koplík et al., 1997).

Toxický účinek kovů ve vodách závisí na zastoupení jednotlivých forem prvku, které je ovlivňováno (Koplík et al., 1997):

- rozpustností sloučenin zájmových prvků ve vodě,
- oxidačním stupněm prvku,
- přítomností komplexotvorných látek,
- adsorpčními a desorpčními jevy,
- redoxním potenciálem
- a hodnotou pH prostředí.

Podzemní vody obvykle obsahují vysoké koncentrace arsenu (As), železa (Fe) a manganu (Mn). Chemismus podzemních vod může být ovlivněn valenčním stavem Fe a Mn, tyto prvky dále mohou společně ovlivnit mobilitu As. V případě rozpuštění Fe a Mn v redukčních podmínkách, se As stane mobilním ve vodě a poté může způsobit rozsáhlé problémy kontaminací prostředí (Caniylmaz, 2005).

3.3.1 Chování toxických kovů ve vodě

Obsah kovů ve vodě je ovlivňován fyzikálně-chemickými procesy – tj. absorpcí, desorpcí, srážením a rozpouštěním. Proto je koncentrace kovů ve vodním prostředí závislá nejen na chemické rovnováze, ale také ve stopových koncentracích na absorpční rovnováze. Obsah je dále závislý na procesech tzv. imobilizace a remobilizace. Těmito procesy se kovy vážou na tuhou fázi, případně se z ní naopak uvolňují. Při procesu imobilizace dochází k převodu kovů na nerozpustné formy. Musí být však splněny následující podmínky a to: musí dojít ke zvýšení pH, k oxidaci a k adsorpci. Naopak při remobilizaci, dochází k rozpouštění málo rozpustných sloučenin kovů. Tento proces závisí na pH (jeho snížení), redoxním potenciálu (redukci) a též na schopnosti kovu tvořit komplexy (Pitter, 1999).

Rozpouštění kovů do podzemních vod je ovlivněno půdními i vodními podmínkami. Mezi primární podmínky ovlivňující rozpustnost je řazeno: pH, oxidační a redukční potenciál, výměna aniontů a kationtů a srážení a rozpouštění kovů. Po uvolnění kovu do vody mohou být kovy dále přijímány rostlinami nebo migrují spolu s podzemní vodou – jedná se o tzv. mobilní kovy, které mohou způsobit rozsáhlou kontaminaci vodního i půdního prostředí. Obecně platí, že

oxidační podmínky podporují zadržování kovů v půdě a redukční podmínky zvyšují mobilitu kovů. Hodnota pH půdy ovlivňuje pohyb kovů pomocí sorpce, desorpce, srážení, rozpouštění kovů, tvorby komplexů a oxidačně, redukčních reakcí (Albright et al., 2012 ex. McLean et al., 1992).

3.4 Toxické kovy v sedimentech

Hlavním zdrojem sedimentů v přírodě je zvětrávání skal a půd, kdy dochází k pomalému rozkladu hornin na menší částice pomocí fyzikálních procesů. Vzhledem k nízké rozpustnosti se kovy vyskytují v transportním roztoku (např. v řekách) ve velmi nízkých koncentracích, zároveň je většina přirozeně vyskytujících se kovů pevně vázána v tuhých minerálních zbytcích (Calvalho et Schropp, 2002).

Zvětrávání však není jediným zdrojem stopových množství kovů, organický materiál může také nést stopy kovů (např. Hg a Cd). Poté dochází z přirozeného i antropogenního hlediska k transportu a usazování, při kterém se kov spojí s jemnozrnným materiálem a přidá se k celkové koncentraci kovů v sedimentech (Loring, 1991).

Koncentrace kovů v přírodních sedimentech se mění v závislosti na velikosti zrna, minerálním zdroji či chemickém složení sedimentů a vody. Většina antropogenních kovových kontaminantů je dodávána spolu s roztokem nebo ve spojení s jemnozrnnými organickými i anorganickými částicemi. Tyto částice jsou obvykle uloženy v místech s nízkou hydrodynamickou energií podél toků (Loring, 1991; Carvalho et Schropp 2002). Navzdory rozdílům při vstupu a pohybu mají přírodní i antropogenní kovy tendenci se společně shromažďovat v sedimentech. Výsledkem toho je obtížné oddělení a kvantifikace zdrojů (Calvalho et Schropp, 2002).

Chemické složení sedimentů odráží kvalitu vody za dlouhé časové období (např. za jedno roční období nebo i celý rok). Sedimenty představují důležitý environmentální podíl pro hodnocení znečištění (Poté et al., 2008). Obecně platí, že znečištěné sedimenty představují potenciální zdroj kontaminace sladkovodních organismů (Ngelinkoto et al., 2014).

V souvislosti s antropogenními změnami vodního prostředí poskytuje sediment vynikající zdroj k rekonstrukci úrovně znečištění, lze tedy zpětně zjistit, které prvky se dostávaly do vodního prostředí během posledního desetiletí nebo dokonce i staletí

(Mwanamoki et al., 2015). Sediment často odráží celkovou kontaminaci dané lokality lépe, než okamžitá koncentrace prvků ve vodě (Koplík et al., 1997)

3.5 Toxické kovy v biotě

Druhy vyskytující se v pramenných oblastech jsou nazýváni jako tzv. krenobionti a jejich výskyt je podmíněn několika faktory (např. světlem, množstvím potravy nebo obsahem kyslíku) (Hoffsten et Malmqvist, 2000). Vodní živočichové jsou často využívaným bioindikátorem výskytu toxických kovů (Stankovic et al., 2014 ex. Stankovic et Jovic, 2013).

Přítomnost toxických kovů v prostředí představuje limitující faktor pro růst a vývoj bioty (Szyzewski et al., 2009). Kovy jsou ve vodním prostředí rozpuštěny přímo ve vodě nebo vázány v sedimentech. Jejich biologická dostupnost ze sedimentu závisí na hodnotách pH, teplotě, redoxním potenciálu a obsahu organické hmoty. Kyselé prostředí nebo zvýšení redoxního potenciálu podporuje uvolňování kovových iontů, které jsou nejnebezpečnější formou pro vodní organismy (Salomons, 1995).

Některé kovy jsou považovány za stimulatory nebo inhibitory životních procesů, často jsou v malých množstvích živočichy vyžadovány k normální funkci metabolismu, ale ve vyšších koncentracích se mohou stát pro organismy toxické (Szyzewski et al., 2009, Bonnail et al., 2016 ex. Luoma et Rainbow, 2005). Kovy zajišťují dvě hlavní funkce v organismech (Nagajyoti et al., 2010):

- a) účastní se redoxní reakce;
- b) jsou nedílnou součástí řady enzymů.

Mnoho studií předpokládá, že kovy jsou organismy primárně akumulovány z rozpuštěné fáze. V minulosti byla kritéria kvality vody pro ochranu vodních organismů založena na zkouškách toxicity rozpuštěných kovů přijímaných živými organismy. U všech vodních živočichů lze rozlišovat dvě cesty expozice kovů: ze stravy a rozpuštěné ve vodě. Odhadnutí zdrojů a potencionálních cest příjmů u člověka lze relativně snadno, ale je velmi obtížné odhadnout a porovnat způsoby expozice u vodních živočichů (Wang, 2013).

Testy provedeny v 70.-90. letech minulého století prokázaly, že ve většině případů byla stravovací expozice významnou cestou akumulace kovů v organismech. Na tomto základě Wang (2013) tvrdí, že expozice stravováním je převažujícím

zdrojem akumulace kovů např. u měkkýšů. Kafka et Punčochářová (2002) uvádí, že ionty toxických kovů mohou do organismů přecházet dýchacím a trávicím ústrojím, případně i kůží.

4 Metodika

4.1 Jizerské hory a charakteristika území

V horských oblastech mají výrazné výškové rozdíly terénu za následek velké hydraulické gradienty zvodní v přípovrchovém kolektoru. Tyto rozdíly vedou k intenzivnímu proudění podzemní vody a následně také k velmi vysokému podzemnímu odtoku z těchto území (Krásný et al., 2012). Z tohoto důvodu je mnoho horských oblastí obrovskou zásobárnou vody, to platí i pro Jizerské hory, které se díky své zásobě vody, rašeliništím a srážkovým úhrnům řadí mezi pohoří s rozvinutou vodní sítí (Nováková, 2010).

Jizerské hory jsou pohořím prvohorního stáří a spadají pod Český masiv, který je charakteristický pestrou skladbou nejrůznějších petrografických typů hornin. Převážná část pohoří je tvořena horninami krkonošsko-jizerského žulového masivu (Krásný et al., 2012; Nováková, 2010). Hlavními typy hornin jsou sedimenty (břidlice, prachovce, droby, křemence, pískovce apod.), dále jsou podzemní vrstvy tvořeny metamorfovanými horninami např. fylity, kvarcity a vyvřelými horninami, např. granity. K proudění podzemní vody dochází především v přípovrchovém kolektoru, který se zásadním způsobem podílí na tvorbě přírodních zdrojů podzemní vody. Hladina podzemní vody se zde nenachází hluboko, pouze do několika metrů pod terénem (Krásný et al., 2012).

Burda (2010) říká, že Jizerské hory nejsou nijak neobvyklé, co se tektonických nebo hydrogeologických poměrů týče, a přesto je zde velká hustota pramenných vývěrů. Příčinou může být hustší osídlení, zejména v minulosti, kdy se zachycovala podzemní vody do studánek nebo pramenných jímek a tvořila převážnou část využívané pitné i užitkové vody.

Pramenné vývěry Jizerských hor, vesměs nižších vydatností, jsou většinou vázány na dna terénních depresí nebo v horských oblastech na morfologicky významné změny sklonu terénu, kdy pod příkřejším svahem dochází k nahromadění kamenité suti a vzniku pramenných kotlin. V některých případech se prameny vyskytují ve svahu nade dnem erozních bází (Krásný et al., 2012). Zdejší podzemní vody lze obecně charakterizovat jako vody měkké, se slabě kyselou reakcí a často s velmi nízkou celkovou mineralizací (až na výjimky v podobě kyselek a znečištěných vod). Většina pramenů Jizerských hor má nízkou vydatnost (setiny až

desetiny l/s), vyskytují se však i prameny s vyšší vydatností kolem 1 l/s (Burda, 2010).

4.2 Vybrané prameny

Studie byla provedena v rámci evropského projektu „*Prameny spojují krajiny a státy - environmentální vzdělávání a kooperace v regionu Liberec- Zittau*“. Pro rok 2017 bylo vybráno 41 pramenů, tato diplomová práce se zabývá 20 vybranými prameny (viz Obrázek č. 6) na území Jizerských hor. Jedná se o mírně teplou až vlhkou oblast s mírnou až studenou zimou. Průměrné roční teploty se pohybují okolo 6-9 °C s ročním úhrnem srážek cca 600-800 mm (Toltaz, 2007).

Z geologického hlediska je tato oblast řazena do soustavy Českého masivu, který tvoří starý horský systém sahající až do části Rakouska, Německa a Polska. Západosudetská oblast byla v minulosti postižena intenzivními deformacemi s významnými účinky variského vrásnění (zejména v oblasti Ještědu a na Železnobrodsku). S variskou orogenezí je zde úzce spjata intruze krkonošsko-jizerské žuly, která v okolí způsobila silnou kontaktní metamorfózu hornin (Svoboda et al., 1964).

Zájmové území, na kterém se vyskytují vybrané prameny, se vyznačuje různým horninovým podložím (např. fylity, kvarcity, pískovci, granity apod.) viz Tabulka č. 2. Vápence, kvarcity a některé další horniny, např. granity (žula) jsou řazeny mezi horniny, které mohou ovlivňovat hydrogeologické poměry (Krásný et al., 2012).

Tabulka 2 Prameny v závislosti na geologii (Zdroj informací o geologii: Geologická mapa České republiky 1 : 50 000)

<i>číselné označení</i>	<i>název</i>	<i>typ</i>	<i>horninový typ</i>	<i>hornina</i>	<i>soustava</i>	<i>oblast</i>
ES1008	Vápno	L	sediment zpevněný	pískovce vápnito-jilovité, glaukonitické	Český masiv - PÚ A PM	křída
ES1009	Lesnovek	A	sediment zpevněný	nivní sediment	Český masiv - PÚ A PM	kvartér
ES1014	pramen Ploučnice	L	sediment zpevněný	nivní sediment	Český masiv - PÚ A PM	kvartér
ES1104	Všelibice	R	sediment zpevněný	nivní sediment	Český masiv - PÚ A PM	kvartér
ES1108	V Moskových dolech - Modlibohov	A	sediment zpevněný	pískovce vápnito-jilovité, glaukonitické	Český masiv - PÚ A PM	křída
ES2220	Světá pod Ještědem Rozstání GOLF	L	sediment zpevněný	pískovce vápnito-jilovité, glaukonitické	Český masiv - PÚ A PM	křída
EN1005	Terasy Ještědu - Frantína studánka	R	metamorfit	fyilit	Český masiv - Kr a PP	lužická (západosudetská) oblast
EN1006	Terasy Ještědu - Pramen Lesních panen	R	metamorfit	kvarcit	Český masiv - Kr a PP	lužická (západosudetská) oblast
EN1011	Světlá, Jiříčkov - Svěcinka	R	sediment nezpevněný	kamenitý až hlinito-kamenitý sediment	Český masiv - PÚ A PM	kvartér
EN1022	Ostašovský potok	R	metamorfit	fyilit	Český masiv - Kr a PP	lužická (západosudetská) oblast
EN2238	Mšeno nad Nisou (ul.Arbesova)	H	magmatit hlubinný	granit	Český masiv - Kr a PP	lužická (západosudetská) oblast
EN2239	Rýnovice-věžnice	R	magmatit hlubinný	granit	Český masiv - Kr a PP	lužická (západosudetská) oblast
EN2240	Ještěd - blízko Pramene Ostášovského pot.	R	metamorfit	kvarcit	Český masiv - Kr a PP	lužická (západosudetská) oblast
EN2241	Starý Harcov-Temná ul.-Hrubínova	R	magmatit hlubinný	granit	Český masiv - Kr a PP	lužická (západosudetská) oblast
CS2227	Kněžice	L	sediment zpevněný	pískovce křemenné, podřízeně štěrčíkovité pískovce	Český masiv - PÚ A PM	křída
DN1012	Vítkovský potok	H	metamorfit	metagranit	Český masiv - Kr a PP	lužická (západosudetská) oblast
BS1027	Heřmanický vodopád	L	sediment zpevněný	pískovce křemenné, podřízeně štěrčíkovité pískovce	Český masiv - PÚ A PM	křída
BS2228	Petrovice - ve skalce	A	sediment zpevněný	pískovce křemenné, podřízeně štěrčíkovité pískovce	Český masiv - PÚ A PM	křída
BS2231	Heřmanice - 4. propustek	R	sediment zpevněný	pískovce křemenné, podřízeně štěrčíkovité pískovce	Český masiv - PÚ A PM	křída
BS2236	Heřmanice - Nad Borůvčím	R	sediment zpevněný	pískovce křemenné, podřízeně štěrčíkovité pískovce	Český masiv - PÚ A PM	křída

L = limnokren

H = heleokren

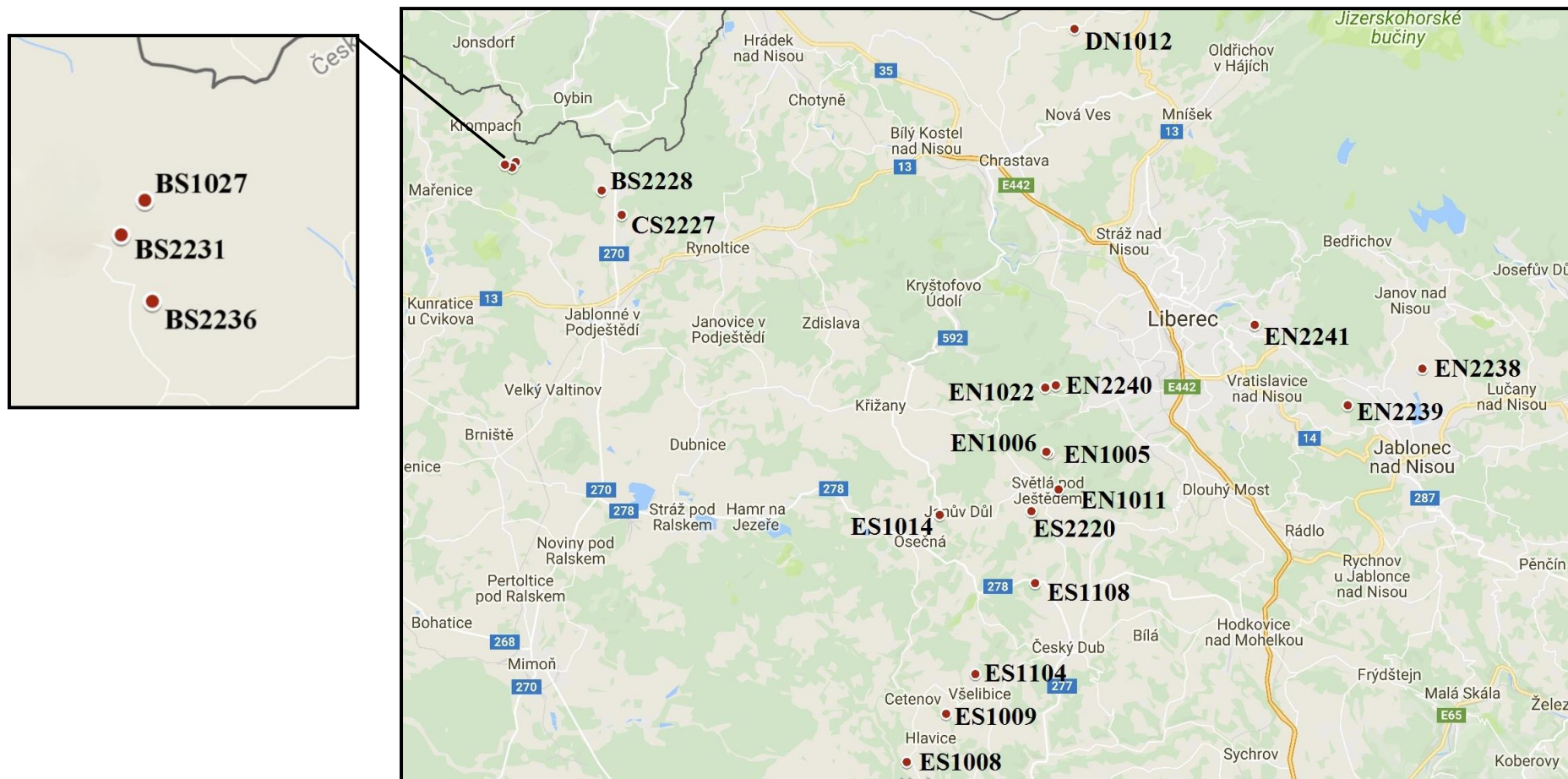
R = rheokren

A = antropogenní pramen

PÚ A PM = pokryvné útvary a postvariské magmatity

Kr a PP = krystalinikum a prevariské paleozoikum

Obrázek 4 Mapa zájmového území s vyznačenými prameny (měřítko 1:100 000, detailní výřez 1:20 000) (Zdroj: Google Maps)



4.3 Terénní práce

Odběry vzorků byly rozděleny do čtyř sběrů během roku 2017. První odběr proběhl na konci měsíce května, kdy byly do polyethylenových plastových lahvíček odebrány vzorky vody, dále do uzavíratelných krabiček vzorky sedimentů (Obrázek č. 5) a do každého pramene byly položeny 4 vzorkovače pro odběr bentických organismů (Obrázek č. 6). Odběr vzorku sedimentu byl prováděn pomocí plastových pomůcek k zamezení kontaminace vzorků v případě použití kovových nástrojů. K odběru bioty byly použity vzorkovače z důvodu většího sběru biomasy, kdy je vzorkovač v prameni exponován v delším časovém období (4-6 týdnů) na rozdíl od běžných metod, které biotu odebírají v daném čase⁵. Při odběru vzorků vody byla každá lahvička před nabráním vzorku označena a několikrát propláchnuta odebíranou vodou. Všechny odběrové nádoby byly označeny odpovídajícím číslem daného pramene. Po každém odběru byly vzorky uloženy do chladicího boxu a později zamraženy.



Obrázek 5 Odebírání vzorků vody a sedimentu

⁵ ČSN 75 7051 - Jakost vod - Odběr vzorků - Část 23: Návod pro pasivní odběr vzorků v povrchových vodách (2007)



Obrázek 6 Položený vzorkovače

Další odběry byly uskutečněny po pěti až šesti týdnech od položení předchozích vzorkovačů, které byly z pramene vyjmuty a nahrazeny čtyřmi novými. Použité vzorkovače byly okamžitě po převozu přebrány. Součástí jarních a podzimních terénů bylo také měření fyzikálně-chemických ukazatelů (tj. pH, elektrická vodivost, obsah rozpuštěného kyslíku a teplota vody) (Obrázek č. 7). Výsledky jsou zobrazeny v Tabulce č. 8.



Obrázek 7 Měření fyzikálně-chemických ukazatelů (Autor: Lucie Součková)

4.4 Laboratorní práce

Všechny laboratorní práce byly prováděny pod dohledem Ing. Lucie Součkové v laboratořích České zemědělské univerzity v Praze a byly rozděleny do několika následujících kroků.

4.4.1 Separace bioty

Při návratu z terénních výjezdů byly všechny vzorkovače poctivě přebrány pomocí plastových pinzet (Obrázek č. 8). Jednotlivé druhy byly rozděleny do Petriho misek, nafoceny, spočítány a uloženy do označených plastových pytlíků. Biota byla poté uložena do mrazáku, připravena k následnému vysušení lyofilizací a zpracování v rámci dalších kroků.



Obrázek 8 Ukázka přebraní bioty

4.4.2 Sušení a síťování sedimentu

Před započítáním zpracovávání vzorků bylo nutné všechny vzorky sedimentů pečlivě vysušit pomocí lyofilizátoru (sušení mrazem). Při prvním síťování vzorků z jamních odběrů se využívalo ručního síťování (Obrázek č. 9), které se provádělo přes dvě síta (kuchyňské k oddělení největších částí, hlavně kamenů, aby se zamezilo poškození síta o známém průměru ok: 0,609 mm. Při dalším síťování byla použita laboratorní třepačka (Fritsch Spartan) (Obrázek č. 10) k separaci 4 frakcí:

- totální (celková) : $\leq 0,609$ mm

- 0,609-0,206 mm
- 0,206-0,067 mm
- <0,067 mm

Vzniklé frakce byly jednotlivě přesypány do plastového pytlíku s číselným označením pramenu, označením velikosti frakce a připraveny k dalším testům.



Obrázek 9 Manuální síťování



Obrázek 10 Laboratorní třepačka

4.4.3 Mikrovlnný rozklad

4.4.3.1 Mikrovlnný rozklad sedimentu

Vzorky byly přeneseny do laboratoře, kde byl na analytické váze (Obrázek č. 11) odvážen reprezentativní vzorek cca 1 g sedimentu, který byl poté vložen do předem vyčištěných teflonových nádob (Obrázek č. 12), určených pro mikrovlnný rozklad. Laboratorní pipetou byl do každé teflonové nádoby odměřen 1 ml peroxidu vodíku (H_2O_2) a 9 ml kyseliny dusičné (HNO_3) v 65 % koncentraci. Nádoby byly poté utěsněny ochranným víkem, vloženy do držáku a přesunuty do mikrovlnné trouby (Berghof MWS-2) na 30 minut k provedení mikrovlnného rozkladu (Obrázek č. 13). Vzorky byly rozkládány metodou US EPA 3052 s pomocí programu P2. Po ukončení mikrovlnného rozkladu a vychladnutí vzorku, byly vzorky přefiltrovány (Obrázek č. 14), přelity do 50 ml odměrných baněk a následně doplněny do 50 ml deionizovanou vodou. Celý objem byl následně přelit do označené polypropylenové nádoby. Vzorky byly dále uchovávány při teplotě 4°C.



Obrázek 10 Analytická váha



Obrázek 9 Teflonové nádoby upevněné v držáku



Obrázek 13 Mikrovlnná trouba Berghof MWS-2



Obrázek 14 Filtrace vzorků po uvaření

4.4.3.2 Mikrovlnný rozklad bioty

Lyofilizované vzorky bioty (Obrázek č. 15) byly rozděleny podle druhů, rozdrceny a naváženy (max. 0,2 g, min 0,03-0,04 g) do skleněných 50 ml kádinek. V digestoři bylo následně přidáno 4,5ml 67% HNO₃. Všechny vzorky byly promíchány skleněnou tyčinkou a kádinky byly přikryty Petriho miskami (k zamezení reakce) a ponechaly 12 hodin v digestoři.

Po uplynutí 12 hodin byly roztoky přelity do teflonových nádob a doplněny 4 ml HNO₃ a 1 ml H₂O₂. Po pečlivém utěsnění nádob byly teflonky vloženy do mikrovlnné trouby a zapnuty na program 6. Po uplynutí 30 minut byly vzorky

ponechány v digestoři k vychladnutí, poté přefiltrovány (Obrázek č. 16) a doplněny do 10 ml destilovanou vodou. Hotové roztoky byly přelity do centrifugačních lahvíček s označením pramenu (Obrázek č. 17).



Obrázek 15 Roztřídění druhů bioty k následnému rozemletí v hmoždíři



Obrázek 16 Filtrace vzorků



Obrázek 17 Finální roztoky

4.4.4 BCR sekvenční analýza

Pro určení chemických forem rizikových prvků byla zvolena metoda Sekvenční analýzy BCR tzv. tříkroková modifikovaná sekvenční extrakce BCR vycházející z postupu Raureta et al. (2000) (na rozdíl od Tessiera et al. (1979), který využíval sekvenční analýzu o pěti krocích). Do předem vymytých (v kyselé lázni) 50 ml PVC centrifugačních lahvíček byl navážen < 1 g sedimentu a dále byly provedeny následující kroky (Rauret et al., 2000) k získání tří frakcí:

Frakce A (výměnná, vodorozpustná, poutaná na uhličitany, slabě vázaná na organickou hmotu). Do centrifugační lahvičky bylo přidáno 40 ml $0,11 \text{ mol.l}^{-1}$ kyseliny octové. Extrakt byl třepán 16 hodin při teplotě $22 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$ a poté byl centrifugován při 6000 rpm 10 min (třepačka typu SHO-2D, 230 V- Obrázek č. 18;

centrifuga typu MPW-251- Obrázek č. 19). Supernatant⁶ byl slit do označených PVC lahviček. Zbytek pevného vzorku byl následně dvakrát propláchnut 20 ml deionizované vody, třepán 15 minut a centrifugován 15 minut při 6000 rpm, voda byla poté vylita. Proplach byl prováděn k odstranění zbytkového extrakčního činidla.



Obrázek 18 Umístění vzorků do třepačky SHO-2D, 230 V



Obrázek 19 Centrifugační přístroj MPW-251

Frakce B (okludovaná na Fe-Mn oxidy). Reziduum po frakci A se třepe za stejných podmínek jako u kroku A, ale s 40 ml $0,5 \text{ mol.l}^{-1}$ hydroxylamin chloridu (Obrázek č. 20). Po centrifugaci byl supernatant slit do PVC lahviček a zbylý pevný vzorek propláchnut stejným způsobem jako v kroku A deionizovanou vodou.



Obrázek 20 Dávkování hydroxylaminu chloridu

Frakce C (vázaná organickou hmotou). K reziduu po frakci B se přidá 10 ml $8,8 \text{ mol.l}^{-1}$ peroxidu vodíku, provádí se tak s nejvyšší opatrností, aby nedošlo k bouřlivé reakci. Lahvička byla přikryta víčkem, 1 hodinu se obsah nechal

⁶ čirá kapalina nad sedimentem

reagovat s občasným třepáním při pokojové teplotě. Vzorek je poté vložen do pece ($85^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$) na 1 hodinu s občasným třepáním. Poté bylo přidáno dalších 10 ml peroxidu vodíku, který se znovu nechal zreagovat po dobu 1 hodiny při teplotě $85^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$. Po odpaření na 1 ml bylo do lahvičky přidáno 50 ml 1 mol.l⁻¹ octanu amonného a opakuje se postup z frakce A.

Reziduální frakce: Rozklad v mikrovlnném systému HNO_3 a H_2O_2 (9:1) jako při běžném mikrovlnném rozkladu.

4.4.5 Atomová absorpční spektrometrie (AAS)

Koncentrace kovů v roztocích byla stanovena pomocí Atomové absorpční spektrometrie (AAS). Stanovení bylo provedeno dle ČSN EN ISO 1185 – Stanovení vybraných prvků optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES) v externí laboratoři. AAS je nejčastěji používanou metodou ke stanovení toxických prvků ve vodách (Horáková, 2003).

4.4.6 Hodnocení nebezpečnosti toxických kovů

Hodnocení nebezpečnosti toxických kovů bylo stanoveno pomocí výpočtu několika indexů a to: Distribučním koeficientem, kterým lze určit environmentální zatížení prostředí (sedimentu) prvkem; Koeficientem rizika, kterým lze určit ekotoxikologické zatížení životního prostředí; Indexem geoakumulace, který určuje zatížení sedimentu toxickými kovy; Faktorem obohacení (nabohacení), který hodnotí kontaminaci sedimentu a BSAF (neboli Biota sediment accumulation factor), který popisuje schopnost hromadění organických sloučenin nebo kovů v organismech.

I. Distribuční koeficient (Kd)

Distribuční koeficient je jedním z důležitých parametrů při určování environmentálního zatížení chemikáliemi (Ternes et al., 2004). Kd vyhodnocuje koncentraci kovů v sedimentech vztaženou k přírodním podmínkám (Page et al., 1999) a poskytuje informace o distribuci prvků mezi vodou a sedimentem a také o potenciální dostupnosti pro organismy. Prvky vázané v sedimentech jsou pro živočichy méně dostupné než ty, které jsou rozpuštěné ve vodě (Komínková et Nábělková, 2007).

$$Kd = \frac{Cs}{Cw} \quad [l.kg^{-1}]$$

Cs = koncentrace znečišťujícího prvku v sedimentu

Cw = koncentrace znečišťujícího prvku ve vodě

$\log Kd > 5$ je charakteristický pro prvky a sloučeniny, které jsou vázány na pevné látky (sediment) a jen zřídka se vyskytují v rozpuštěné formě. Hodnoty $\log Kd < 4$ naznačují, že se jedná o prvky či sloučeniny, které jsou snadněji uvolňované z pevných látek. Hodnoty $\log Kd < 3$ charakterizují chemické prvky, které jsou přednostně přítomny v kapalně fázi (Nábělková et Komínková, 2012). Ternes et al. (2004) ex. Schwarzenbach et al. (2003) tyto hodnoty zpřísňuje a uvádí, že hodnoty $\log Kd < 2,6$ značí výskyt chemikálie ve vodném roztoku a v případě $\log Kd > 3,6$ je chemikálie převážně absorbována v pevné fázi.

II. Koeficient rizika (HQ)

HQ hodnotí kovy z hlediska jejich ekotoxikologického ohrožení životního prostředí (Komínková et Nábělková, 2007 ex. Barnthouse et al., 1982) a jeho vzoreček je následující:

$$HQ = \frac{C_M}{BC}$$

C_M = naměřená koncentrace znečišťujícího prvku v sedimentu

BC = hodnota benchmarku nebo environmentální kvalitativní standard

Ekologické nebezpečí lze klasifikovat od hodnot $HQ > 1$ a na základě výsledné hodnoty je možné předpovědět změny složení bentických organismů (Clements, 2000) viz Tabulka 5.

Tabulka 3 Ekologické nebezpečí v závislosti na hodnotě HQ (dle Nábělková et Komínková, 2012)

Hodnota HQ	Ohrožení
<1	lokalita s žádným, nebo reverzibilním účinkem na vodní organismy
1-<2	nízké znečištění znečišťujícím prvkem bez akutního ohrožení organismů
2-<10	střední zatížení znečišťujícím prvkem s fatálním účinkem u citlivých druhů
>10	vysoké zatížení prvkem (pokles bentické diverzity)

Hodnota BC je z důvodu chybějící vhodné legislativy v České republice nahrazena prahovým účinkem koncentrace, tzv. TEC (koncentrace prahového účinku - orig. threshold favour concentration) stanovenou US EPA.

Tabulka 4 Hodnota TEC v závislosti na prvku (uvedeno v mg/kg sušiny sedimentu) (převzato z Komínková, 2006)

US EPA									
prvek	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
hodnota TEC	12,1	0,592	-	56	28	-	39,6	34,2	159

III. Index geoakumulace (I_{geo})

I_{geo} se používá pro posuzování zatížení sedimentů toxickými kovy (Müller, 1979). Vychází z průměrných koncentrací prvků v přirozeném geologickém prostředí a jeho vzorec je následující:

$$I_{geo} = \log_2 (C_n / (1,5 \times B_n))$$

C_n je změřená koncentrace studovaného kovu

*B_n je jeho pozad'ová (fonová) koncentrace v průměrném jílovém sedimentu
Koeficient 1,5 zahrnuje přirozenou variabilitu prostředí*

Za hodnotu B_n byly dosazeny pozad'ové koncentrace v průměrném jílovitém sedimentu dle Singh et al. (1997):

Tabulka 5 Pozad'ová koncentrace prvků (Singh et al., 1997)

Koncentrace (mg/kg)									
prvek	Fe	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
pozad'ová koncentrace	4,60	0,30	19,0	90	45	850	68	20	95

Podle vypočítané hodnoty I_{geo} je poté určen stupeň kontaminace (viz Tabulka 6).

Tabulka 6 Hodnocení znečištění sedimentu (převzato z Chalupová et Janský, 2005 ex. Müller, 1979)

Hodnota I_{geo}	Třída I_{geo}	Znečištění sedimentu
< 0	0	nekontaminovaný
0 - 1	1	nekontaminovaný až středně kontaminovaný
1 - 2	2	středně kontaminovaný
2 - 3	3	středně kontaminovaný až silně kontaminovaný
3 - 4	4	silně kontaminovaný
4 - 5	5	silně kontaminovaný až velmi silně kontaminovaný
>5	6	velmi silně kontaminovaný

IV. Faktor obohacení (E_f)

E_f je široce využívaným faktorem v ekologických studiích a hodnotí úroveň znečištění sedimentu v porovnání s pozad'ovou koncentrací prvku v průměrném jílovitém sedimentu. Jeho vzorec je následující (Kudlička, 2015 ex. Buat-Menard et Chesselet, 1979):

$$E_f = \frac{X_{vzorku}}{X_{DH}}$$

$$X_{vzorku} = \text{obsah prvku } X \text{ ve vzorku,}$$

$$X_{PH} = \text{požadová hodnota prvku } X \text{ ve vzorku.}$$

Stejně jako v případě Indexu geoakumulace byly hodnoty pro požadovou hodnotu prvku použity dle Singh et al. (1997) a výsledné hodnoty definovány na základě následující tabulky:

Tabulka 7 Výsledek obohacení v závislosti na hodnotě Ef (dle Chen et al. (2007))

Hodnota Ef	výsledek
<1	bez obohacení
<3	slabé obohacení
3-5	mírné obohacení
5-10	mírně silné obohacení
10-25	těžké obohacení
25-50	velmi těžké obohacení
>50	extrémně těžké obohacení

V. **BSAF (Biota sediment accumulation factor)**

BSAF popisuje schopnost hromadění organických sloučenin nebo kovů v organismech (Bechtel Jacobs Company, 1998). Může poskytovat také informaci o možných příčinách např. potravní preference (Komínková et Nábělková, 2007). Vzorec pro výpočet je následující:

$$BSAF = \frac{C_{or}}{C_s}$$

C_{or} = koncentrace znečišťujícího prvku v organismu

C_s = koncentrace znečišťujícího prvku v sedimentu

Hodnoty BSAF >1 značí, že může docházet k bioakumulaci prvku v organismu a naopak při hodnotách BSAF < 1 by k bioakumulaci docházet nemělo (Rand, 1995). Podle hodnoty BSAF lze organismy také řadit do několika skupin. Dallinger (1993) je nazývá jako tzv. koncentrátoři a dělí je na:

- Makrokoncentrátoři s hodnotou BSAF > 2
- Mikrokoncentrátoři s hodnotou 1 < BSAF < 2
- Dekoncentrátoři s hodnotou BSAF < 1 (uvolňují kov do sedimentu)

Koncentraci kontaminantu v biotě je možné odhadnout vynásobením koncentrace v sedimentu hodnotou BSAF. Tato metoda je velice užitečná při posuzování ekologických rizik, obvykle je totiž spíše dostupná hodnota kontaminantu v prostředí. Biodostupnost kontaminantu může být ovlivněna několika

faktory, např. hodnotou pH či specifitější hodnotou – množstvím kyselého těkavého sulfidu (Bechtel Jacobs Company, 1998).

5 Výsledky

5.1 Fyzikálně-chemické vlastnosti vody

Fyzikálně-chemické parametry vody byly měřeny při jarním a podzimním odběru a jsou zobrazeny v Tabulce č. 8. Hodnoty rozpuštěného kyslíku se v jarním období pohybovaly od 5,39 mg/l do 10,64 mg/l, v podzimním období 5,56 mg/l do 10,87 mg/l. Nebyla pozorována žádná významná změna v porovnávaných hodnotách.

V případě pH se měření pohybovalo v jarním období od 5,5 do 8,1, na podzim od 4,3 do 7,8. K výrazným rozdílům nedošlo, pouze v případě BS2236 byl pozorován výrazný pokles ze 7,5 do 4,3. Důvodem snížení pH může být větší množství spadaneho listí/jehličí, které je zadržováno ve vodě a poté dochází k rozkladu a okyselení vody. Okolí pramenu BS2236 je také hojně obrostlé mechem, který může do určité míry ovlivňovat okolní chemismus půdy.

Hodnoty konduktivity se v jarním období pohybovaly od 64,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ do 669 $\mu\text{S}/\text{cm}$, při podzimních odběrech 66,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ do 668 $\mu\text{S}/\text{cm}$. U 3 z 20 pramenů byla pozorována větší kolísavost, např. v případě ES2220 (jaro 324 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podzim: 494 $\mu\text{S}/\text{cm}$), DN1012 (jaro: 128,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podzim: 83,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$) a BS2231 (jaro: 127,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podzim: 73,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Důvod snížení konduktivity není úplně jasný, u těchto dvou posledních pramenů docházelo během měření ke kolísání množství vody v prameni.

Teplota pramenů se v jednotlivých obdobích podstatně neměnila. Za zmínku stojí prameny DN1012 a BS2231 u kterých byla pozorována v jarním období vyšší teplota než na podzim. V obou případech bylo nutné z důvodu nedostatku vody v jarním období měřit fyzikálně-chemické hodnoty v kelímku a ne přímo v prameni.

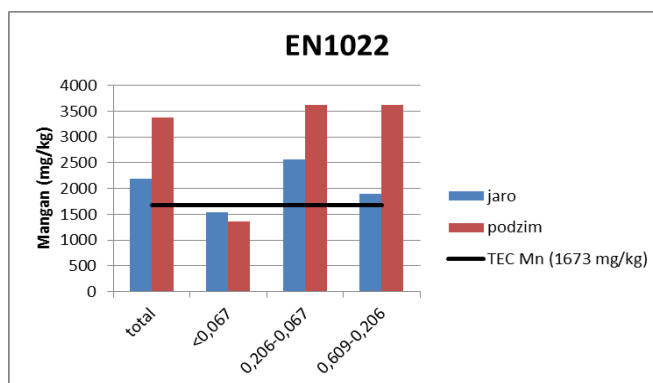
Tabulka 8 Základní fyzikálně- chemické ukazatele vody zjištěné v terénu

číslo pramene	název pramene	Jaro 2017					Podzim 2017				
		datum	O2 [mg/l]	pH	Kon. [μS/cm]	Teplota [°C]	datum	O2 [mg/l]	pH	Kon. [μS/cm]	Teplota [°C]
ES1008	Vápno	22.5.	8,98	7,4	669,0	9,8	20.10.	9,72	7,5	668,0	9,6
ES1009	Lesnovek	22.5.	9,22	7,6	563,0	9,4	20.10.	9,83	7,4	566,0	9,3
ES1104	Všelibice	22.5.	9,18	7,6	491,0	10,2	20.10.	9,18	7,5	485,0	9,1
ES1108	V Moskových dolech - Modlibohov	22.5.	10,24	7,9	436,0	9,0	20.10.	10,66	7,8	438,0	9,5
ES1014	pramen Ploučnice	22.5.	7,97	7,9	230,0	9,2	20.10.	8,04	7,2	240,0	9,0
ES2220	Světá pod Ještědem Rozstání GOLF	30.5.	8,92	6,6	324,0	9,1	20.10.	9,82	7,3	494,0	10,9
EN1011	Světlá, Jiříčkov - Svěcinka	22.5.	9,58	7,8	361,0	10,7	20.10.	10,58	7,7	395,0	9,8
EN1005	Terasy Ještědu - Frantina studánka	22.5.	7,77	8,1	282,0	7,0	20.10.	7,21	7,6	308,0	7,2
EN1006	Terasy Ještědu - Pramen Lesních panen	22.5.	10,64	7,8	199,5	6,5	20.10.	10,87	7,6	208,4	6,9
EN1022	Ostašovský potok	22.5.	9,54	7,1	269,0	7,5	20.10.	10,37	6,4	267,0	7,8
EN2240	Ještěd - blízko Pramene Ostašovského potoka	22.5.	9,24	6,7	210,0	7,9	20.10.	9,11	6,4	212,8	8,3
CS2227	Kněžice	26.5.	5,39	6,8	116,0	8,6	27.10.	5,59	6,7	122,3	9,3
DN1012	Vítkovský potok	29.5.	6,95	6,3	128,3	22,2	20.10.	7,88	5,0	83,9	10,4
BS2231	Heřmanice - 4. propustek	26.5.	8,89	7,1	127,4	14,0	13.10.	10,06	7,7	73,3	9,5
BS2228	Petrovice - ve skalce	30.5.	6,97	5,5	177,5	9,1	27.10.	5,56	5,6	164,6	9,3
BS2236	Heřmanice - Nad Borůvčím	26.5.	9,78	7,5	120,1	8,0	13.10.	9,74	4,3	108,7	9,4
BS1027	Heřmanický vodopád	26.5.	8,60	7,0	125,8	7,8	13.10.	9,33	6,6	116,2	7,6
EN2238	Mšeno nad Nisou (ul.Arbesova)	14.7.	9,25	5,7	64,1	9,1	2.11.	10,63	4,9	66,6	9,3
EN2239	Rýnovice-věžnice	14.7.	10,15	5,7	87,4	9,0	2.11.	10,21	5,6	88,1	9,5
EN2241	Starý Harcov-Temná ul.-Hrubínova	14.7.	8,89	6,2	368,0	9,2	2.11.	9,18	6,3	358,0	10,9

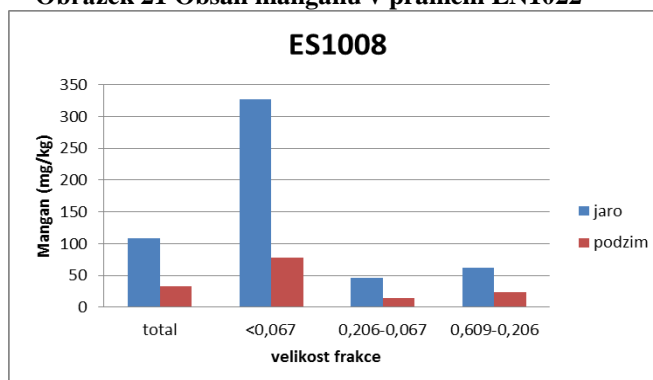
5.2 Akumulace toxických kovů v sedimentu

5.2.1 Celkový obsah kovů v sedimentu

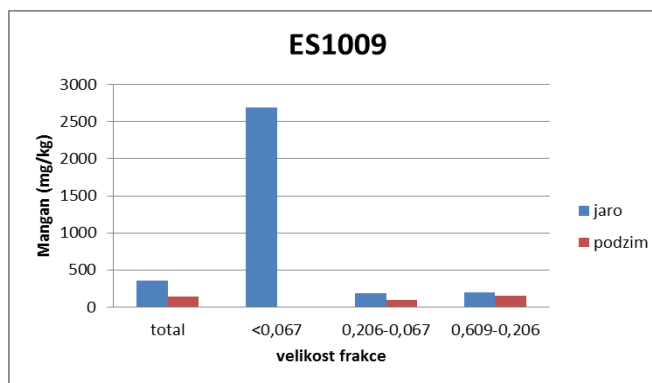
Koncentrace kovů (mg/kg) v jednotlivých zrnitostních frakcích sedimentu (totální: >0,609 mm; 0,609-0,206 mm; 0,206-0,067 mm; <0,067 mm), která byla získána mikrovlnným rozkladem ukázala, že mangan je prvkem, který je v průměru nejvíce obsažen v sedimentu vybraných 20 pramenů. Z dalších výsledků vyplývá, že mangan překročil hodnotu TEC pouze v rámci jednoho pramene (EN1022) (Obrázek č. 21), jehož výsledky sahaly až k hodnotě 3626 mg/kg (frakce: 0,206-0,067 mm). V případě totální frakce odebrané na podzim často docházelo až k dvojnásobnému (případně až trojnásobnému) snížení obsahu manganu v porovnání s jarem, viz prameny ES1008 (Obrázek 22), ES1009 (Obrázek 23), ES1014, EN1011 a EN2240. Výsledné hodnoty jsou zobrazeny v Příloze č. 5. Nejvyšších průměrných hodnot dosahovala frakce <0,067 mm, která se na jaře rovnala 546,12 mg/kg, na podzim poklesla na 263,17 mg/kg.



Obrázek 21 Obsah manganu v prameni EN1022

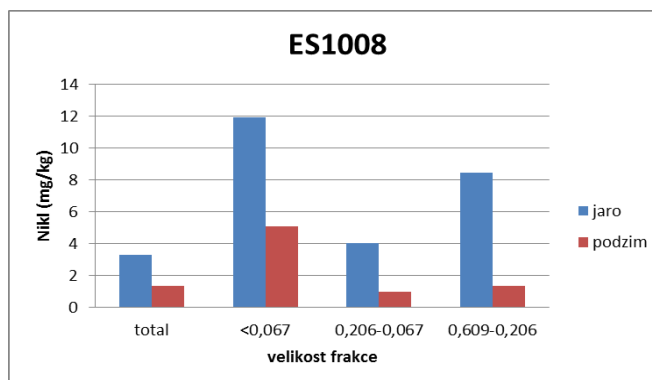


Obrázek 22 Obsah manganu v prameni ES1008



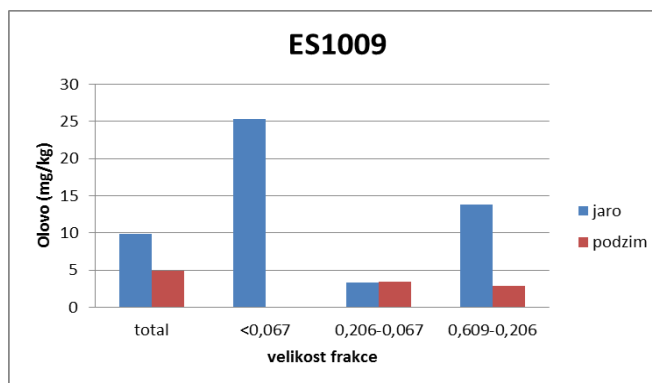
Obrázek 23 Obsah manganu v prameni ES1009

Koncentrace niklu v pramenech nebyla v porovnání jara a podzimu nadměrně proměnlivá. K většímu poklesu došlo v případě pramene ES1008 (Obrázek 24). Naopak k nárůstu došlo v totální a nejjemnější frakci (<math><0,067</math> mm) u pramene EN2239. Překročení hodnoty TEC bylo pozorováno u pramenů ES1009, ES1022 a EN2240. Nejvyšších průměrných hodnot dosahovala frakce nejjemnější, tj. <math><0,067</math> mm, v porovnání s podzimem o třetinu klesla (jaro 30,24 mg/kg, podzim 20,40 mg/kg). Dále byl nikl nejvíce obsažen ve frakci o velikosti 0,609-0,207 mm.



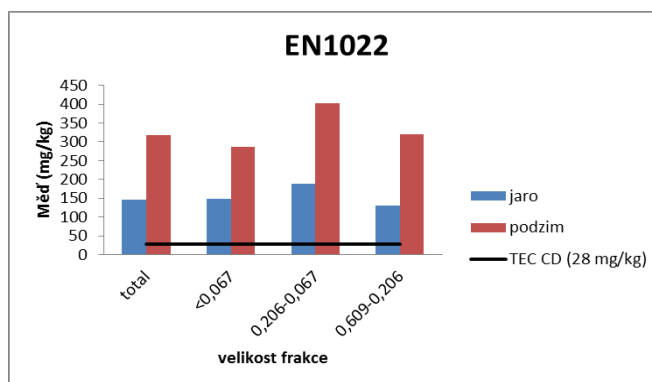
Obrázek 24 Nikl v prameni ES 1008

Stejně jako v případě předchozích prvků došlo k překročení hodnoty TEC pro olovo při jarním odběru u pramene EN1022 (0,206-0,067 mm) a EN2240 (0,206-0,067 mm) a při podzimním odběru u pramene DN1012 (0,609-0,206 mm; 0,206-0,067 mm). K několikanásobnému poklesu obsahu Pb došlo v případě pramenů ES1009 (Obrázek 25), EN1006, EN2238 a EN2241. Maximální obsah olova byl roven 61,39 mg/kg ve frakci o velikosti <math><0,067</math> mm. V této frakci byly sledovány nejvyšší průměrné koncentrace olova (26,01 mg/kg jaro, 22,22mg/kg podzim). Dále bylo nejvíce olova nalezeno ve frakci 0,206-0,068 mm, kde se průměrné hodnoty pohybovaly na jaře kolem 19,66 mg/kg, na podzim 21,10 mg/kg.

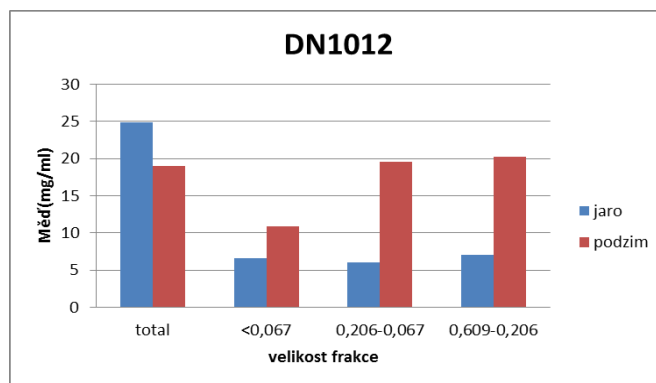


Obrázek 25 Olovo v prameni ES1009

Hodnoty pro měď se ukázaly jako velice proměnlivé (min. 1,09 mg/kg, max. 401,75 mg/kg). TEC bylo překročeno hned v několika případech, ve všech frakcích u pramene EN1022 (Obrázek č. 26) a EN2240, v rámci podzimu u pramene CS2227. K několikanásobnému poklesu z jara na podzim došlo u pramenů EN1006 a EN2241 (<0,067 mm), naopak nárůst lze zaznamenat u pramene DN1012 (0,609-0,206 mm; 0,206-0,067 mm) (Obrázek 27). Obecně nejvyšších průměrných hodnot dosahovala frakce nejjemnější <0,067 mm, u které došlo k poklesu obsahu mědi při podzimním odběru (jaro 45,91 mg/kg; podzim 37,47 mg/kg). Druhou nejzastoupenější frakcí byla frakce o velikosti zrn 0,206-0,068 mm (jaro 26,05 mg/kg; podzim 39,13 mg/kg). Z výsledků je patrné, že došlo při podzimním odběru k nárůstu obsahu mědi ve frakci 0,206-0,068 mm a naopak k poklesu ve frakci nejjemnější <0,067 mm.

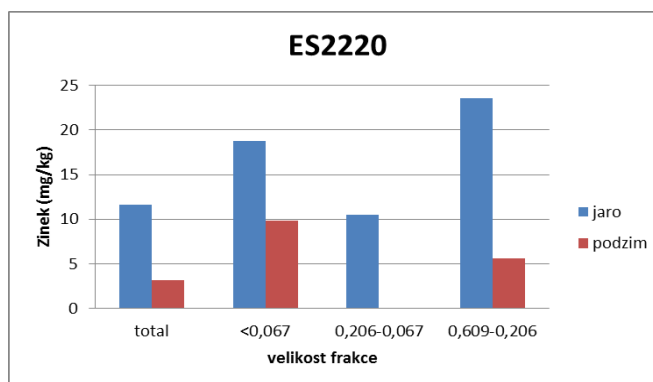


Obrázek 26 Měď v prameni EN1022



Obrázek 27 Měď v prameni DN1012

U zinku došlo k překročení hodnoty TEC u pramenů EN1009 a EN1006 (<0,067 mm), dále v rámci všech frakcí u pramenů EN1022 a EN2240. V podzimním období došlo k dvojnásobnému poklesu u pramenů ES1008 a EN1006 (<0,067 mm). U pramenů ES1009, ES2220 (Obrázek 28) a EN2241 docházelo k výrazným výkyvům v obsahu zinku. Nejvyšší průměrný obsah zinku byl nalezen, stejně jako v předchozích případech, u frakce <0,067 mm (jaro 130,05 mg/kg; podzim 74,27 mg/kg).



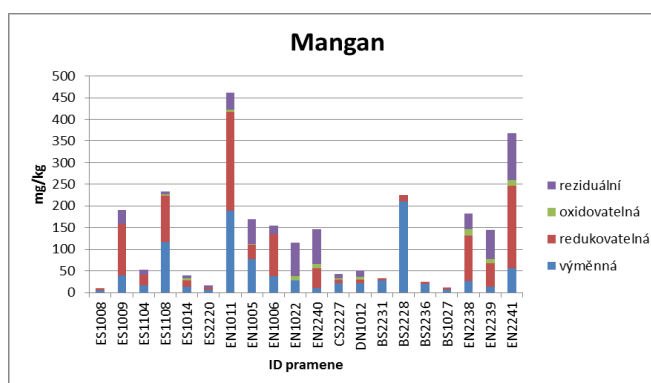
Obrázek 28 Zinek v prameni ES2220

V případě kadmia bylo přibližně 70 % dat pod mezí detekce (pmd). Nejvyšší množství kadmia bylo pozorováno v prameni EN1022 ve frakci 0,609-0,206 mm (hodnota 15,37 mg/kg), která je v porovnání s hodnotou TEC cca 25x vyšší. Mezi další prameny, u kterých bylo sledováno vyšší množství kadmia, lze zařadit EN1006 a EN2240.

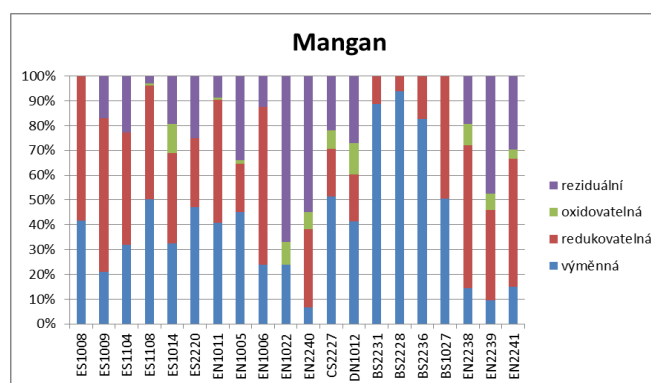
5.2.2 Obsah kovů v geochemických frakcích

Obsah kovů byl zjišťován také pro jednotlivé geochemické frakce, kdy byla využita BCR sekvenční analýza. Obsah kovů byl sledován ve čtyřech frakcích: výměnné, redukovatelné, oxidovatelné a reziduální.

Mangan byl obsažen ve všech pramenech minimálně ve dvou frakcích, nejčastěji ve frakci výměnné a redukovatelné. Nejvíce manganu bylo obsaženo ve frakci výměnné, kde jeho průměrná hodnota dosahovala 47,06 mg/kg (Obrázek č. 29). V grafu byla tato frakce obsažena v rozsahu od 6,6% u pramene EN2240 (9,64 mg/kg) do 94% u pramenu BS2228 (211,04 mg/kg). V redukovatelné frakci byla průměrná hodnota obsahu Mn rovna 56,52 mg/kg. U pramene EN1022 byl obsah manganu roven 2791,51 mg/kg a vzhledem k mnohonásobnému překročení průměrné hodnoty byla tato hodnota z grafu vyřazena. Oxidovatelná frakce dosahovala hodnot od 0,8 % (3,92 mg/kg u pramene EN1011) do 12,5 % (9,29 mg/kg u pramene DN1012). Reziduální frakce se pohybovala od 2,9% v prameni ES1108 s obsahem manganu 6,66 mg/kg, do 67,1% u pramene EN1022 (Obrázek č. 30).

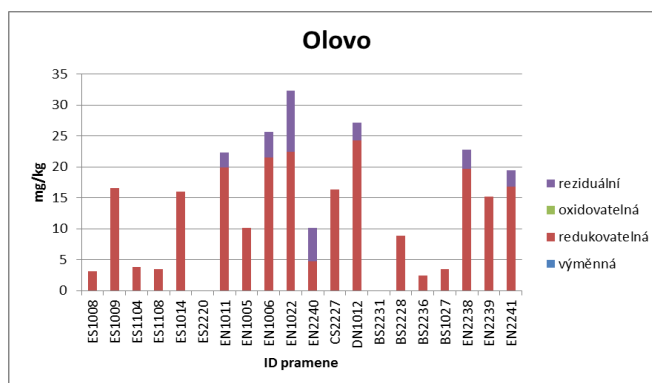


Obrázek 29 Obsah manganu v pramenech v rámci jednotlivých frakcí

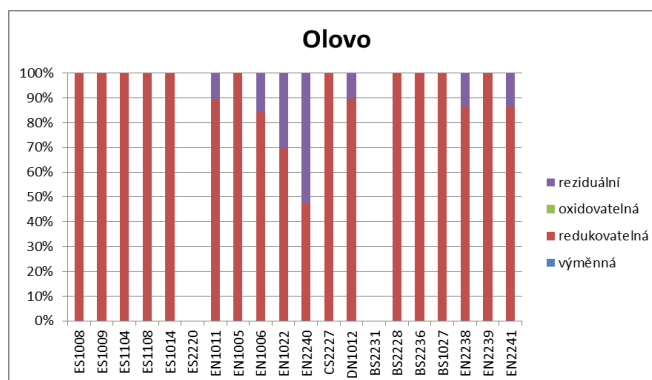


Obrázek 30 Procentuální obsah manganu ve frakcích v jednotlivých pramenech

Olovo je obsaženo pouze ve dvou frakcích, tj. redukovatelná a reziduální (Obrázek č. 31). U všech pramenů, s výjimkou číselných označení EN1011, EN1006, EN1022, EN2240, DN1012, EN2238 a EN2241 je olovo obsaženo ze 100%, v redukovatelné frakci (Obrázek č. 32). 50 % pramenů překračuje v této frakci průměrnou hodnotu 11.81 mg/kg. Olovo je prvek, který je silně vázán v krystalických mřížkách minerálů a v důsledku toho má velmi nízkou mobilitu.

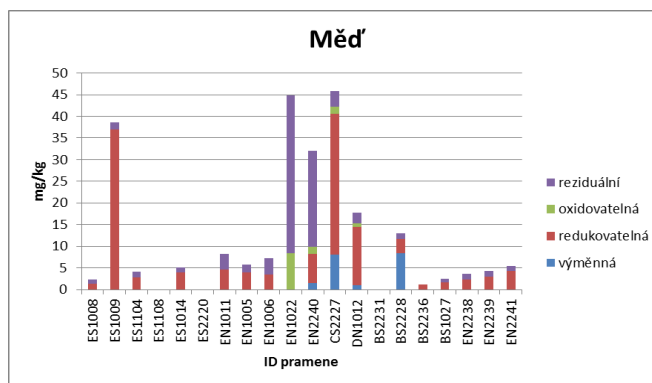


Obrázek 31 Obsah olova v pramenech v rámci jednotlivých frakcí

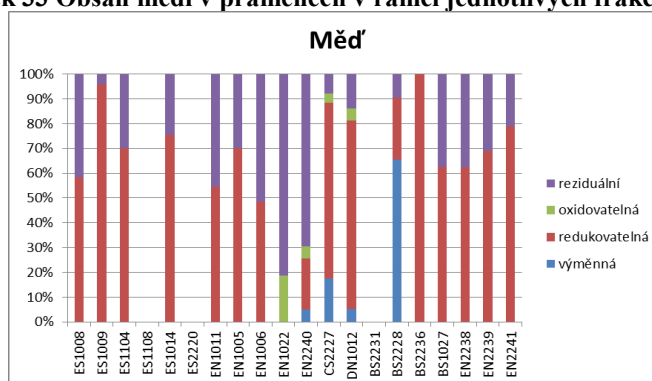


Obrázek 32 Procentuální obsah olova ve frakcích v jednotlivých pramenech

Měď byla nejčastěji přítomna v redukovatelné a reziduální frakci (Obrázek č. 33). Nejvíce mědi bylo nalezeno v redukovatelné frakci, její minimální obsah byl roven 20,8 % (pramen EN2240 s hodnotou 6,68 mg/kg). U pramene BS2236 byla měď vázaná pouze v této frakci. Průměrná hodnota mědi dosahovala hodnoty 7,83 mg/kg. Tuto hodnotu překračovaly pouze tři prameny, tj. ES1009, CS2227 a DN1012. Měď byla v případě pramene EN2240 v porovnání s průměrnou hodnotou mnohonásobně překročena (231,60 mg/kg v redukovatelné frakci). K lepšímu rozložení dat byla tato extrémní hodnota z grafu odstraněna. V reziduální frakci byla měď obsažena minimálně ze 4,1 % (u pramene ES1009 s hodnotou 1,59 mg/kg), maximální obsah byl roven 36,41 mg/kg (tj. 81,2%) (Obrázek č. 34). Hodnoty v rámci výměnné a oxidovatelné frakce byly ze 70% pod mezí detekce.

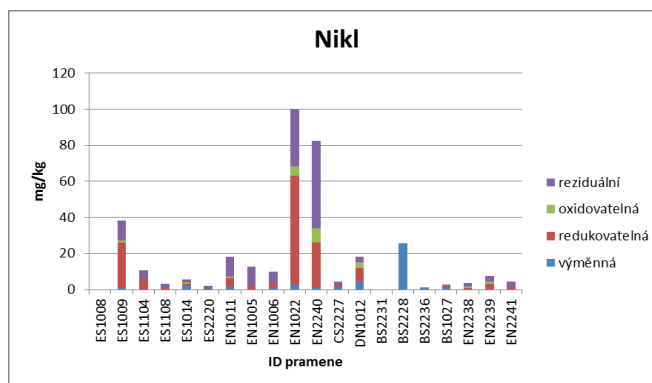


Obrázek 33 Obsah mědi v pramenech v rámci jednotlivých frakcí

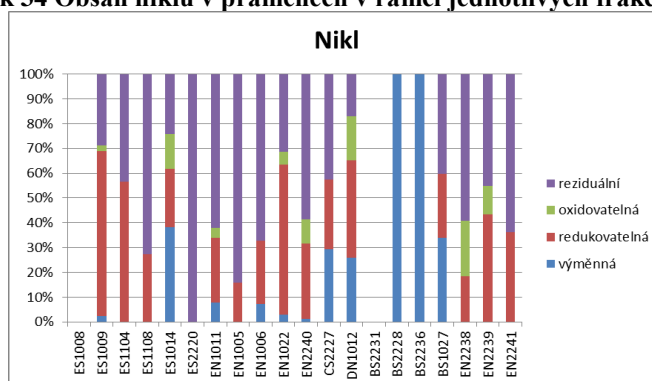


Obrázek 34 Procentuální obsah mědi ve frakcích v jednotlivých pramenech

Nikl byl nejčastěji nalezen ve frakci reziduální a redukovatelné (Obrázek č. 35). V nejvíce zastoupené reziduální frakci se nikl pohyboval od 17,1 % u pramene DN1012 (3,08 mg/kg) až do 84,1% obsahu u pramene EN1005 (10,51 mg/kg). U pramene ES2220 byl nikl obsažen ze 100 % v reziduální frakci, ve všech ostatních byl pod mezí detekce (Obrázek č. 36). Průměrná hodnota v reziduální frakci dosahovala 8,96 mg/kg. Vyšších hodnot dosahuje např. pramen ES1009, EN1011, EN1005, EN1022 a EN2240. V redukovatelné frakci se hodnoty niklu pohybovaly od 15,9 % u pramene EN1005 (1,99 mg/kg) do 66,4 % u pramene ES1009 (25,28 mg/kg). Dále byl obsah niklu u pramenů BS2228 a BS2236 ze 100 % vázán pouze na výměnnou frakci a u pramenů ES1008 a BS2231 byl obsah ve všech frakcích pod mezí detekce. Nejméně zastoupená je frakce oxidovatelná, která dosahuje hodnot 2,2 % (pramen EN1009 s hodnotou 0,86 mg/kg) až 22,2 % (pramen EN2238 s hodnotou 0,78 mg/kg).

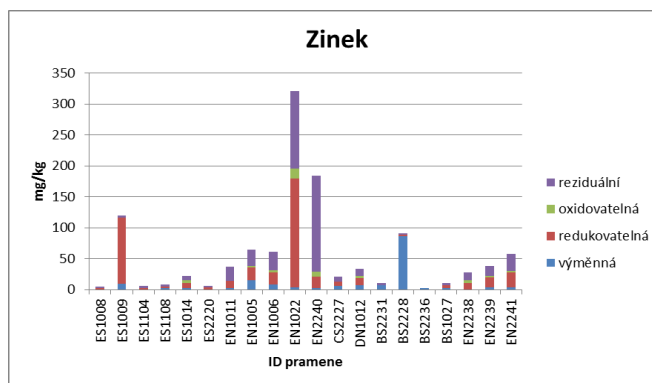


Obrázek 34 Obsah niklu v pramenech v rámci jednotlivých frakcí

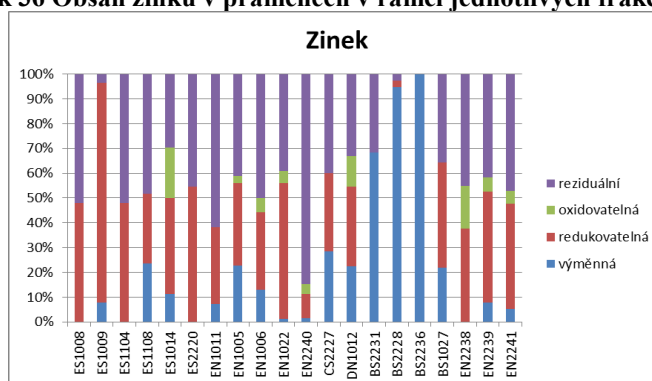


Obrázek 35 Procentuální obsah niklu ve frakcích v jednotlivých pramenech

Zinek byl nejvíce obsažen ve frakci reziduální (Obrázek č. 36), minimálně z 2,6 % (BS2238 s hodnotou 12,29 mg/kg) a maximálně z 84,7 % (pramen EN2240 s hodnotou 155,52) (Obrázek č. 37). Průměrný obsah zinku v reziduální frakci se pohyboval okolo 24,49 mg/kg. Tuto hodnotu překračovaly pouze čtyři prameny, tj. EN1005, EN1006, EN1022 a EN2241. Druhou nejvíce zastoupenou frakcí je frakce redukovatelná, která se pohybovala od 2,7 % (2,42 mg/kg u pramene BS2228) do 88,8 % (pramen ES1009 s hodnotou 106,67 mg/kg). Výměnná frakce dosahovala hodnot od 1,1 % (EN1022 s hodnotou 3,61 mg/kg) do 94,7 % (pramen BS2228 s hodnotou 85,88 mg/kg). U pramene BS2236 byl zinek ze 100 % vázán ve výměnné frakci. Oxidovatelná frakce byla zastoupena pouze u 45 % pramenů s minimálním obsahem 2,8 % (EN1005, hodnota Zn 1,77 mg/kg) a maximálním 20,3 % (ES1014, hodnota Zn 4,32 mg/kg).



Obrázek 36 Obsah zinku v pramenech v rámci jednotlivých frakcí



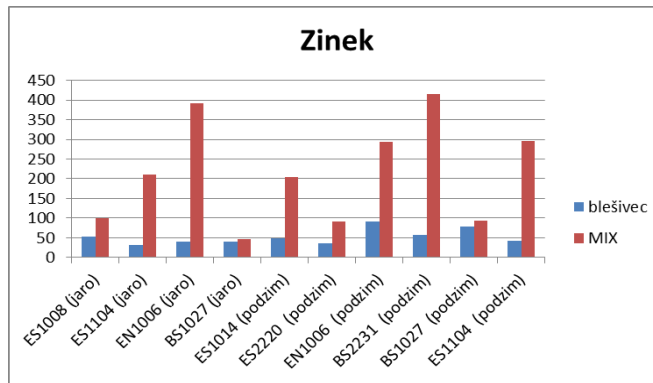
Obrázek 37 Procentuální obsah zinku ve frakcích v jednotlivých pramenech

Obsah kadmia byl v 90 % vzorků pod mezí detekce. Pouze v pramenech EN1009, EN1022, DN1012, BS2235 a BS2235 lze pozorovat menší obsahy ve všech frakcích (viz Příloha č. 6).

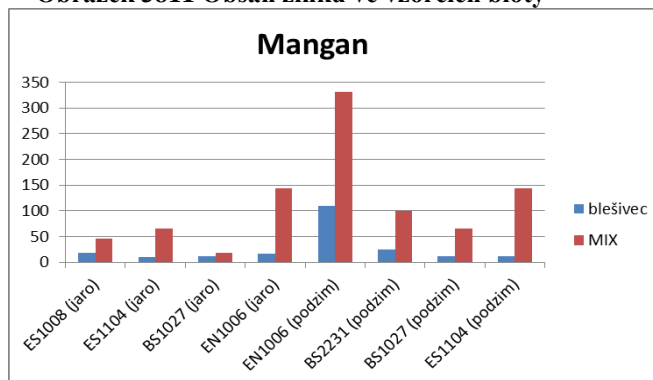
5.3 Akumulace toxických kovů v biotě

Abundance bentických druhů v některých pramenech byla velmi malá, z těchto důvodů nebylo možné u těchto pramenů stanovit obsah kovů v jednotlivých druzích, ale byl stanoven obsah kovů ve směsném vzorku (označený dále jako MIX), který zahrnoval všechny zastoupené druhy. Výsledné hodnoty jsou zobrazeny v Příloze č. 7 a nalezené druhy ve směsném vzorku v Příloze č. 2.

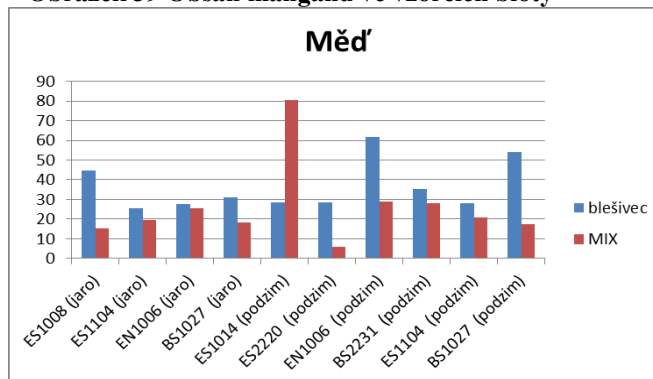
V některých případech byly změřeny vzorky v rámci smíšených vzorků i blešivců (ES1008, ES1104, ES1014, ES2220, ES1006, BS2231 a BS1027). U těchto pramenů lze pozorovat, že obsahy kovů u blešivců byly z 85% nižší než u testování smíšených druhů. Dobře patrné je to např. u obsahu zinku (viz Obrázek č.38) nebo manganu (viz Obrázek č.39). Ale např. u mědi tento trend pozorovat nelze (viz Obrázek č. 40).



Obrázek 3811 Obsah zinku ve vzorcích bioty

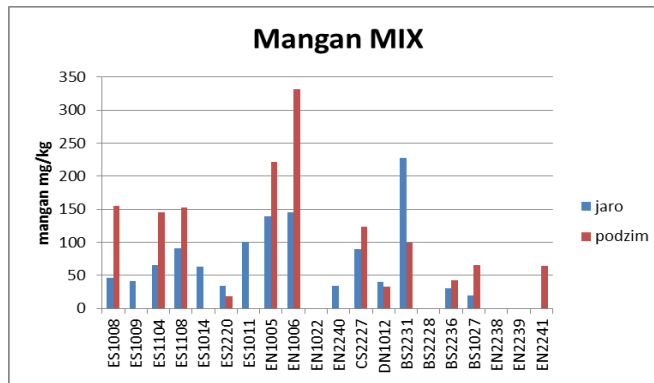


Obrázek 39 Obsah manganu ve vzorcích bioty

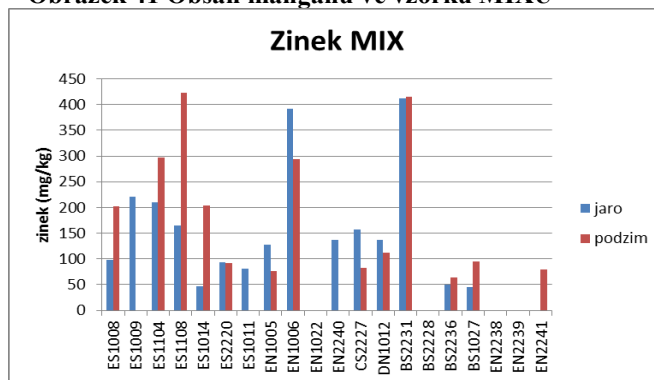


Obrázek 40 Obsah mědi ve vzorcích bioty

V rámci smíšených vzorků byly nalezeny rozdíly mezi jarními a podzimními odběry v obsahu kovů. U kadmia a olova lze sledovat u smíšených vzorků pokles průměrné hodnoty obsahu kovu v podzimním období. U obou kovů je tato průměrná hodnota ovlivněna pramenem EN1006, který v jarním období několikanásobně převyšuje hodnoty z podzimního odběru (35,92 mg/kg na jaře na hodnotu 6,36 mg/kg na podzim). Kadmium bylo často, stejně jako v případě testování vody a sedimentu, pod mezí detekce. Naopak u manganu (Obrázek č. 40), mědi a niklu došlo k nárůstu průměrného obsahu kovu v porovnání s jarem. U zinku jsou obě období vyrovnané (viz Obrázek č. 41).



Obrázek 41 Obsah manganu ve vzorku MIXU



Obrázek 42 Obsah zinku ve vzorku MIXU

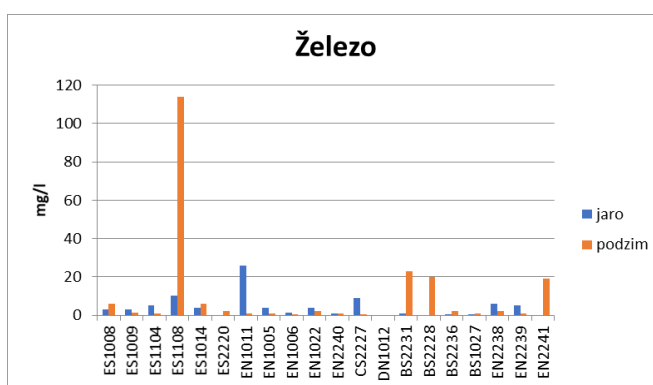
Průměrná hodnota v případě manganu (77,67 mg/kg jaro; 121,02 mg/kg podzim) byla u 25% pramenů překročena při jarním odběru. Při podzimním odběru došlo u některých pramenů k několikanásobnému nárůstu, např. u pramene ES1008, ES1104 a EN1006. Naopak k poklesu v podzimním období došlo u pramenů ES2220 a BS2231. V rámci olova došlo k mírnému poklesu průměrné hodnoty (16,81 mg/kg jaro; 14,06 mg/kg podzim) na podzim, data z obou období však byla ze 75% nedostupná. Měď a nikl jsou již mezi prameny zastoupeny relativně rovnoměrně. Průměrnou hodnotu mědi v jarním období (20,43 mg/kg) překročily pouze 3 prameny. Při podzimním měření došlo k velkému navýšení hodnot (průměrná hodnota 32,48 mg/kg), u některých pramenů až trojnásobnému (např. ES1008, ES1014 nebo BS2236). Ale u pramene ES1104 a BS1027 naopak k žádnému posunu nedošlo a obsah mědi v těchto pramenech je mezi obdobími stálý. Zinek dosahoval ze všech kovů nejvyšších hodnot. Průměrná hodnota na jaře byla rovna 158,25 mg/kg, na podzim mírně stoupla na 187,41 mg/kg. Pramene ES2220 a BS2231 lze označit za stálé, jelikož se obsah zinku v rámci období výrazně nezměnil.

Při porovnání nejvyšších hodnot obsahu kovů v biotě s obsahy kovů v sedimentu bylo zjištěno, že např. v obsahu kadmia v biotě dominuje již zmíněný pramen EN1006, avšak v sedimentu je obsah tohoto kovu pod hodnotou TEC, stejný

závěr platí pro mangan. Obsah olova v biotě byl u pramene EN1006, který dominoval, vyšší na jaře. U sedimentu byl obsah olova naopak vyšší na podzim. Nejvyšších hodnot v sedimentu, v průřezu všemi kovy, dosahovaly prameny EN1022 a EN2240.

5.4 Obsah kovů ve vzorcích vody

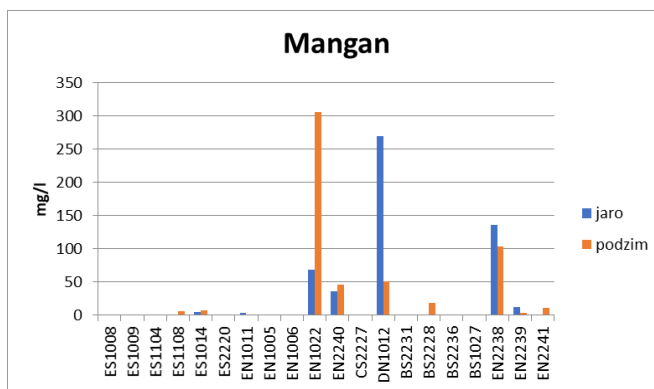
Obsah kovů ve vodě byl velice proměnlivý. Nejvyšší průměrné hodnoty ve vodě dosahovalo železo. Průměrná hodnota na jaře byla rovna 213,72 mg/l, na podzim došlo k poklesu na hodnotu 49,50 mg/l. Tyto výsledky jsou ovlivněny pramenem DN1012, který v jarním období mnohonásobně překročil průměrnou hodnotu (35550 mg/l železa). Z výsledného grafu byl proto k lepšímu vykreslení hodnot odstraněn (viz Obrázek č. 43). Při vykreslení výsledků do grafu bez pramene DN1012 je patrné, že u 40 % pramenů dochází k poklesu obsahu železa na podzim. Nižší hodnoty v jarních měsících lze sledovat u pramenů ES1108, BS2231, BS2236 a EN2241.



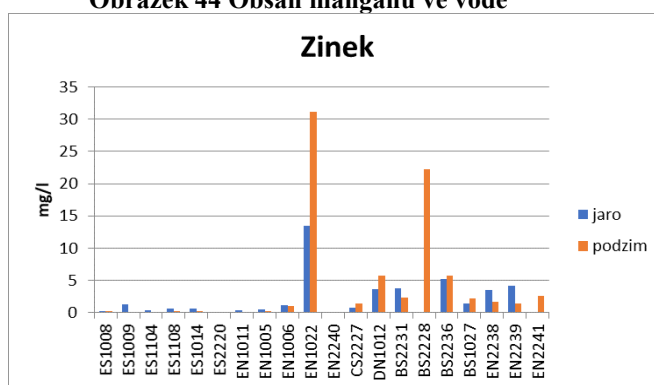
Obrázek 43 Obsah železa ve vodě

Průměrná hodnota manganu se na podzim mírně snížila (31,58 mg/l jaro; 28,02 mg/l podzim). Průměrnou hodnotu v obou odběrech překročily prameny EN1022, EN2240, DN1012 a EN2238, což je i patrné na Obrázku č. 44. Obecně tyto prameny dosahovaly nejvyšších hodnot v obsahu manganu.

Zinek je třetím nejzastoupenějším prvkem ve vodě. Jeho průměrné hodnoty se na jaře pohybovaly okolo 7,47 mg/l a na podzim 9,78 mg/l. Nejvyšší obsah zinku byl nalezen u pramene EN2240, který mnohonásobně překračoval tyto průměrné hodnoty, proto byl z výsledného grafu tento pramen odstraněn (viz Obrázek č. 45). Obecně lze říci, že došlo k nárůstu obsahu zinku při podzimním odběru.

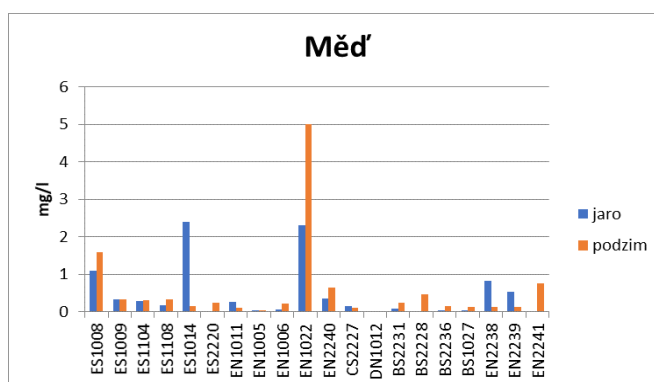


Obrázek 44 Obsah manganu ve vodě



Obrázek 45 Obsah zinku ve vodě

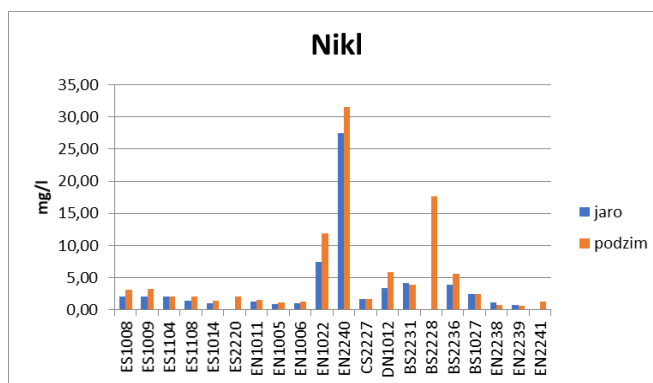
Měď se vyskytuje napříč všemi prameny alespoň v malých koncentracích. Průměrné hodnoty se pohybovaly kolem 0,57 mg/l na jaře i na podzim. Z 55% případů došlo ke zvýšení množství mědi v podzimních měcích. Naopak k několikanásobnému poklesu olova na podzim došlo např. u pramenů ES1014, EN2238 a EN2239. Výsledky obsahu mědi jsou viditelné na Obrázku č. 46. Pramen DN1012 několikanásobně překračoval v obsahu mědi ostatní prameny (2,20 mg/l jaro; 39,70 mg/l podzim). Pro přesnější vykreslení dat byl z tohoto grafu odstraněn.



Obrázek 46 Obsah mědi ve vodě

Nikl se vyskytoval stejně jako měď napříč všemi prameny. Při jarním odběru dosahoval průměrné hodnoty 3,77 mg/l, na podzim došlo ke zvýšení na hodnotu 5,06

mg/l. V 75 % případů lze sledovat vyšší obsah niklu na podzim (viz Obrázek č.47). Průměrnou hodnotu na jaře překročily prameny EN1022, EN2240, BS2231 a BS2236. Na podzim došlo ke změně pouze u pramene BS2231, který byl v rámci překročení průměrné hodnoty nahrazen pramenem DN1012.



Obrázek 47 Obsah niklu ve vodě

50 % jarních odběrů k detekci obsahu kadmia byla pod mezí detekce. Průměrný obsah kadmia při jarním odběru byl roven 0,31 mg/l, tuto hodnotu překročily tři prameny, tj. EN2238, EN2240 a EN1022. Podzimní odběr měl průměrnou hodnotu již vyšší a to 0,44 mg/l, každopádně stejně jako na jaře bylo cca 50 % vzorku pod mezí detekce. Průměrnou hodnotu překročili už pouze dva prameny a to EN2240 a EN1022.

Olovo, stejně jako kadmium, bylo ve většině vzorků, cca z 75% pod mezí detekce. Průměrné hodnoty byly relativně malé (0,41 mg/l na jaře; 0,25 mg/l na podzim) a byly překročeny pouze v jednom případě a to u pramene DN1012.

5.5 Vyhodnocení obsahu toxických kovů pomocí indexů

5.5.1 Distribuční koeficient (Kd)

K určení složky prostředí, v které se kovy vyskytují nejčastěji a s tím spojené riziko pro vodní biotu, byl použit distribuční koeficient. Tento koeficient poskytuje informace o distribuci kovů mezi vodou a sedimentem. V následující tabulce (Tabulka č. 9) byla vypočtena hodnota log Kd pro obě sledovaná období.

Výsledky výpočtu distribučního koeficientu naznačují, že jediným prvkem, který překračuje hodnotu log Kd >3,6 je železo. Překročení této hodnoty naznačuje, že je tento prvek z velké části absorbován převážně v pevné fázi (sedimentu) a

nemělo by docházet k jeho uvolňování do kapalné fáze. Tento jev je možné sledovat převážně při podzimním odběru (např. ES1009, EN1011, EN1005, EN1006 apod.).

V případě výsledků, které se pohybují mezi log Kd 2,6-3,6, tedy mezi prvky vyskytujícími se pouze v kapalné, nebo naopak pouze v pevné fázi, je možné zmínit mangan, olovo a opět železo, u kterých může docházet k uvolňování kovů z pevné fáze do kapalné. Ostatní prvky je možné označit jako prvky, které jsou přednostně přítomny v kapalné fázi. Výrazné rozdíly mezi jarem a létem nebyly vyzorovány.

Tabulka 9 Výsledky výpočtu distribučního koeficientu (log Kd) v rámci dvou odběrů⁷

období	ID pramene	Kadmium	Mangan	Olovo	Měď	Nikl	Zinek	Železo
		Log Kd	Log Kd	Log Kd	Log Kd	Log Kd	Log Kd	Log Kd
jaro	ES1008	NA ⁸	2,92	NA	NA	0,20	1,43	3,41
podzim	ES1008	NA	1,60	NA	-0,06	-0,36	1,36	2,24
jaro	ES1009	NA	3,05	NA	1,38	1,37	1,86	3,45
podzim	ES1009	NA	3,24	NA	1,38	1,16	2,46	3,74
jaro	ES1104	NA	1,99	NA	1,02	0,67	1,22	2,70
podzim	ES1104	NA	2,29	NA	1,20	0,85	1,48	3,56
jaro	ES1108	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	ES1108	NA	1,56	NA	NA	0,41	1,48	2,06
jaro	ES1014	NA	1,90	3,17	0,52	0,99	1,89	3,48
podzim	ES1014	NA	0,94	NA	1,56	0,64	2,19	3,04
jaro	ES2220	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	ES2220	NA	1,88	NA	NA	-0,01	1,72	2,88
jaro	EN1011	1,72	2,32	2,22	1,45	1,26	2,03	2,80
podzim	EN1011	NA	3,35	NA	1,86	1,16	2,61	4,19
jaro	EN1005	NA	2,79	NA	2,14	1,28	2,06	3,60
podzim	EN1005	NA	3,20	NA	2,15	1,18	2,40	4,25
jaro	EN1006	1,29	2,27	NA	1,65	0,93	1,81	3,69
podzim	EN1006	1,21	2,92	NA	1,48	1,02	1,87	4,26
jaro	EN1022	1,11	1,50	3,37	1,80	1,13	1,39	3,97
podzim	EN1022	0,86	1,04	3,26	1,80	1,00	1,09	4,18
jaro	EN2240	0,66	1,50	NA	2,44	0,77	0,74	4,69
podzim	EN2240	0,42	0,99	NA	2,07	0,63	0,56	4,67
jaro	CS2227	NA	1,83	NA	1,56	0,63	1,29	2,77
podzim	CS2227	NA	2,11	NA	2,74	0,61	1,28	NA
jaro	DN1012	0,82	-0,51	1,30	1,05	0,82	1,20	0,56
podzim	DN1012	0,66	0,11	1,34	-0,32	0,61	0,81	1,03
jaro	BS2231	NA	1,59	NA	NA	0,09	0,22	3,12

⁷ žlutě vyznačeny hodnoty přesahující hodnotu log Kd 3,6, modře hodnoty log Kd 2,6-3,6

⁸ NA- hodnota pro mezí detekce (pmd) nebo nedostupná z důvodu chybějícího vzorku (pokud není uvedeno jinak, platí pro všechny následující tabulky)

podzim	BS2231	NA	1,31	NA	NA	0,03	0,30	1,76
jaro	BS2228	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	BS2228	NA	-0,14	2,00	0,90	-1,05	-0,67	2,35
jaro	BS2236	NA	1,87	NA	1,54	-0,26	-0,22	3,18
podzim	BS2236	NA	1,58	NA	NA	-0,43	NA	2,40
jaro	BS1027	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	BS1027	NA	2,11	NA	NA	0,19	0,45	3,38
jaro	EN2238	NA	0,09	2,27	0,60	0,65	0,88	3,30
podzim	EN2238	NA	0,27	2,48	1,35	0,79	1,15	3,78
jaro	EN2239	NA	1,15	NA	0,56	0,89	0,94	3,39
podzim	EN2239	NA	1,57	NA	1,45	1,24	1,42	4,24
jaro	EN2241	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	EN2241	NA	1,63	2,09	0,91	0,71	1,42	3,06

5.5.2 Koficient rizika (HQ)

Koficient rizika hodnotí kovy z hlediska ohrožení životního prostředí a byl vypočítán pro obě období (jaro a podzim) k případnému porovnání výsledků.

Hodnoty koeficientu rizika (viz Tabulka č.10) ukazují, že sledované kovy v sedimentu u 85% monitorovaných pramenů nepředstavují žádné riziko pro vodní biotu a tyto prameny lze zařadit do kategorie lokality s žádným, nebo reverzibilním účinkem na vodní organismy ($HQ < 1$). Tyto výsledky neplatí pro prameny EN1006, EN1022 a EN2240. Olovem a manganem jsou níže znečištěny (bez akutního ohrožení) prameny EN1006 (podzim) a EN1022 (obě období). Vyšší hodnoty lze pozorovat u mědi, niklu a zinku, kde se hodnoty HQ pohybují v rozmezí 2- <10 (EN1022 a EN2240) a naznačují střední zatížení kovy, které může vést k fatálnímu účinku u citlivých druhů. Ve výsledcích je možné nalézt i kovy, které překračují $HQ > 10$ a naznačují vysoké zatížení prvky. V těchto případech může docházet k poklesu bentické diverzity. Jedná se o kadmium v případě pramenů EN1022 a EN2240 a měď při podzimním odběru EN1022. Výrazné rozdíly mezi jarem a létem nebyly vypořizovány.

Tabulka 10 Výsledný výpočet koeficientu rizika pro jednotlivé prameny

období	ID Spring	Kadmium	Mangan	Olovo	Měď	Nikl	Zinek
		HQ	HQ	HQ	HQ	HQ	HQ
jaro	ES1008	NA	0,07	0,12	NA	0,08	0,04
podzim	ES1008	NA	0,02	NA	0,05	0,03	0,04
jaro	ES1009	NA	0,21	0,29	0,29	1,25	0,59

podzim	ES1009	NA	0,08	0,14	0,29	1,18	0,20
jaro	ES1104	NA	0,03	0,12	0,11	0,23	0,04
podzim	ES1104	NA	0,04	0,16	0,17	0,38	0,03
jaro	ES1108	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	ES1108	NA	0,13	0,09	NA	0,13	0,03
jaro	ES1014	0,69	0,21	0,86	0,28	0,24	0,27
podzim	ES1014	NA	0,04	0,51	0,18	0,15	0,18
jaro	ES2220	NA	0,02	0,16	0,10	0,11	0,07
podzim	ES2220	NA	0,01	NA	NA	0,05	0,02
jaro	EN1011	0,54	0,43	0,82	0,27	0,59	0,28
podzim	EN1011	NA	0,28	0,70	0,29	0,54	0,26
jaro	EN1005	NA	0,13	0,37	0,15	0,40	0,35
podzim	EN1005	NA	0,12	0,37	0,20	0,45	0,42
jaro	EN1006	NA	0,09	0,63	0,11	0,21	0,44
podzim	EN1006	0,82	0,10	1,01⁹	0,24	0,34	0,45
jaro	EN1022	18,10	1,31	1,37	5,18	2,55	2,06
podzim	EN1022	23,46	2,01	1,06	11,35	3,00	2,39
jaro	EN2240	12,45	0,67	0,89	3,43	4,04	3,00
podzim	EN2240	9,34	0,27	0,78	2,73	3,37	2,65
jaro	CS2227	NA	0,04	0,55	0,18	0,18	0,10
podzim	CS2227	0,45	0,03	0,74	2,17	0,17	0,17
jaro	DN1012	0,68	0,05	0,99	0,89	0,57	0,36
podzim	DN1012	1,00	0,04	0,95	0,68	0,59	0,23
jaro	BS2231	NA	0,01	0,10	NA	0,13	0,04
podzim	BS2231	NA	0,01	NA	NA	0,11	0,03
jaro	BS2228	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	BS2228	NA	0,01	0,23	0,13	0,04	0,03
jaro	BS2236	NA	0,02	0,08	0,06	0,05	0,02
podzim	BS2236	NA	0,02	NA	NA	0,05	NA
jaro	BS1027	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	BS1027	NA	0,01	0,10	NA	0,10	0,04
jaro	EN2238	NA	0,10	0,76	0,12	0,13	0,17
podzim	EN2238	NA	0,12	0,61	0,10	0,12	0,15
jaro	EN2239	NA	0,10	0,49	0,07	0,15	0,23
podzim	EN2239	NA	0,10	0,47	0,13	0,25	0,23
jaro	EN2241	NA	0,25	0,72	0,13	0,17	0,37
podzim	EN2241	NA	0,29	0,72	0,22	0,17	0,43

⁹ modrá= nízké znečištění bez akutního ohrožení; žlutá= střední zatížení kovy, které může vést k fatálnímu účinku u citlivých druhů; růžová=vysoké zatížení prvkem

5.5.3 Index geoakumulace (I_{geo})

Pomocí indexu geoakumulace je možné definovat stupeň znečištění pramene. Výsledky znázorňuje Tabulka č. 12. K hodnotám $I_{geo} < 0$ v tomto případě nedošlo, ani jeden pramen tudíž není možné označit přívlastkem nekontaminovaný. Tabulka č. 11 určuje jednotlivé třídy dle indexu geoakumulace a přiřazuje jim barevné rozlišení:

Tabulka 11 Legenda barevného rozlišení stupně znečištění sedimentu

Hodnota I_{geo}	Třída I_{geo}	Znečištění sedimentu
< 0	0	nekontaminovaný
0 - 1	1	nekontaminovaný až středně kontaminovaný
1 - 2	2	středně kontaminovaný
2 - 3	3	středně kontaminovaný až silně kontaminovaný
3 - 4	4	silně kontaminovaný
4 - 5	5	silně kontaminovaný až velmi silně kontaminovaný
>5	6	velmi silně kontaminovaný

Výsledné hodnoty I_{geo} naznačují, že u všech pramenů dochází alespoň k minimální kontaminaci. Vyšší hodnoty lze pozorovat v případě olova a kadmia, po jednom také u mědi a zinku. Nejvyšších hodnot dosahuje kadmium, které u pramene EN1022 překračuje limit $I_{geo} > 5$ a dochází tak k velmi silné kontaminaci. Hodnota I_{geo} 3-4 byla naměřena pouze ve dvou případech-u olova a kadmia (EN2240 a BS2236). Tyto hodnoty naznačují, že se jedná o prameny silně kontaminované dotčenými prvky. Nejčastější hodnoty u olova, které se v případě pramenů EN1008, ES1104, ES1108, BS2231 a BS1027 pohybují v rozmezí I_{geo} 2-3 značí, že se jedná o střední až silnou kontaminaci. Výrazné rozdíly mezi jarem a létem nebyly vyzorovány.

Tabulka 12 Vypočtené hodnoty indexu geoakumulace

období	ID Spring	Kadmium	Mangan	Olovo	Měď	Nikl	Zinek
		I_{geo}	I_{geo}	I_{geo}	I_{geo}	I_{geo}	I_{geo}
jaro	ES1008	NA	0,03	2,18	NA	0,01	0,01
podzim	ES1008	NA	0,01	NA	0,01	0,00	0,01
jaro	ES1009	NA	0,08	0,92	0,04	0,15	0,20
podzim	ES1009	NA	0,03	1,83	0,04	0,14	0,07
jaro	ES1104	NA	0,01	2,18	0,01	0,03	0,01
podzim	ES1104	NA	0,02	1,68	0,02	0,04	0,01
jaro	ES1108	NA	NA	NA	NA	NA	NA

podzim	ES1108	NA	0,05	2,91	NA	0,02	0,01
jaro	ES1014	0,27	0,08	0,31	0,04	0,03	0,09
podzim	ES1014	NA	0,02	0,51	0,02	0,02	0,06
jaro	ES2220	NA	0,01	1,64	0,01	0,01	0,02
podzim	ES2220	NA	0,00	NA	NA	0,01	0,01
jaro	EN1011	0,21	0,17	0,32	0,03	0,07	0,09
podzim	EN1011	NA	0,11	0,38	0,04	0,06	0,09
jaro	EN1005	NA	0,05	0,71	0,02	0,05	0,12
podzim	EN1005	NA	0,05	0,72	0,03	0,05	0,14
jaro	EN1006	0,39	0,03	0,42	0,01	0,02	0,15
podzim	EN1006	0,33	0,04	0,26	0,03	0,04	0,15
jaro	EN1022	7,17	0,52	0,19	0,65	0,30	0,69
podzim	EN1022	9,29	0,80	0,25	1,42	0,35	0,80
jaro	EN2240	4,93	0,26	0,30	0,43	0,47	1,01
podzim	EN2240	3,70	0,11	0,34	0,34	0,39	0,89
jaro	CS2227	NA	0,02	0,48	0,02	0,02	0,03
podzim	CS2227	0,18	0,01	0,36	0,27	0,02	0,06
jaro	DN1012	0,27	0,02	0,27	0,11	0,07	0,12
podzim	DN1012	0,39	0,02	0,28	0,08	0,07	0,08
jaro	BS2231	NA	0,00	2,68	NA	0,02	0,01
podzim	BS2231	NA	0,01	NA	NA	0,01	0,01
jaro	BS2228	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	BS2228	NA	0,00	1,14	0,02	0,00	0,01
jaro	BS2236	NA	0,01	3,24	0,01	0,01	0,01
podzim	BS2236	NA	0,01	NA	NA	0,01	NA
jaro	BS1027	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	BS1027	NA	0,00	2,56	NA	0,01	0,01
jaro	EN2238	NA	0,04	0,35	0,01	0,01	0,06
podzim	EN2238	NA	0,05	0,43	0,01	0,01	0,05
jaro	EN2239	NA	0,04	0,54	0,01	0,02	0,08
podzim	EN2239	NA	0,04	0,56	0,02	0,03	0,08
jaro	EN2241	NA	0,10	0,37	0,02	0,02	0,12
podzim	EN2241	NA	0,12	0,37	0,03	0,02	0,14

5.5.4 Faktor obohacení (Ef)

Faktor obohacení (někdy nazýván také jako faktor nabohacení) ze 70 % testovaných pramenů nevykazuje nadměrné obsahy dotčených kovů (viz Tabulka č. 14). Z důvodu velkého množství rozmezí byla vytvořena tabulka s barevným rozlišením hodnot (Tabulka č. 13).

Výkyvy lze pozorovat nejčastěji v případě olova, které je často přítomné v sedimentu. Hodnoty pro olovo jsou sice vyšší, ale nedosahují kritických hodnot (pohybují se pod hodnotou $E_f < 3$ označené jako slabé obohacení prvkem). Vyšší hodnoty se vyskytují v případě kadmia, které u pramenů EN1022 a EN2240 překračují hodnotu $E_f > 25$. K významnějším rozdílům mezi jarem a podzimem nedocházelo, výjimkou může být pramen EN1022 u kterého výsledky výpočtu E_f u všech kovů naznačují vyšší obohacení a v případě manganu a mědi došlo k posunu (ke zvýšení hodnoty E_f a následnému horšímu zhodnocení) v podzimním období.

Tabulka 13 Legenda barevného rozlišení obohacení

Hodnota E_f	výsledek
<1	bez obohacení
<3	slabé obohacení
3-5	mírné obohacení
5-10	mírně silné obohacení
10-25	těžké obohacení
25-50	velmi těžké obohacení
>50	extrémně těžké obohacení

Tabulka 14 Vypočtené hodnoty efektu obohacení

období	ID Spring	Kadmium	Mangan	Olovo	Měď	Nikl	Zinek
		E_f	E_f	E_f	E_f	E_f	E_f
jaro	ES1008	NA	0,13	0,21	NA	0,05	0,07
podzim	ES1008	NA	0,04	NA	0,03	0,02	0,07
jaro	ES1009	NA	0,41	0,49	0,18	0,73	0,99
podzim	ES1009	NA	0,16	0,25	0,18	0,69	0,34
jaro	ES1104	NA	0,05	0,21	0,07	0,14	0,06
podzim	ES1104	NA	0,08	0,27	0,11	0,22	0,05
jaro	ES1108	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	ES1108	NA	0,26	0,15	NA	0,08	0,05
jaro	ES1014	1,36	0,41	1,47	0,17	0,14	0,46
podzim	ES1014	NA	0,08	0,88	0,11	0,09	0,31
jaro	ES2220	NA	0,05	0,27	0,06	0,07	0,12
podzim	ES2220	NA	0,02	NA	NA	0,03	0,03
jaro	EN1011	1,06	0,84	1,40	0,17	0,35	0,47
podzim	EN1011	NA	0,56	1,19	0,18	0,32	0,43
jaro	EN1005	NA	0,25	0,63	0,09	0,23	0,59
podzim	EN1005	NA	0,24	0,63	0,13	0,26	0,71
jaro	EN1006	1,94	0,17	1,08	0,07	0,12	0,74
podzim	EN1006	1,62	0,20	1,74	0,15	0,20	0,75
jaro	EN1022	35,72	2,57	2,35	3,22	1,48	3,45
podzim	EN1022	46,29	3,96	1,82	7,06	1,75	4,00
jaro	EN2240	24,57	1,31	1,53	2,13	2,35	5,02

podzim	EN2240	18,44	0,54	1,34	1,70	1,96	4,43
jaro	CS2227	NA	0,09	0,94	0,11	0,11	0,16
podzim	CS2227	0,88	0,07	1,27	1,35	0,10	0,28
jaro	DN1012	1,33	0,10	1,68	0,55	0,33	0,60
podzim	DN1012	1,97	0,08	1,63	0,42	0,34	0,38
jaro	BS2231	NA	0,02	0,17	NA	0,08	0,07
podzim	BS2231	NA	0,03	NA	NA	0,06	0,05
jaro	BS2228	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	BS2228	NA	0,02	0,40	0,08	0,02	0,05
jaro	BS2236	NA	0,04	0,14	0,04	0,03	0,03
podzim	BS2236	NA	0,03	NA	NA	0,03	NA
jaro	BS1027	NA	NA	NA	NA	NA	NA
podzim	BS1027	NA	0,02	0,18	NA	0,06	0,07
jaro	EN2238	NA	0,20	1,31	0,07	0,07	0,28
podzim	EN2238	NA	0,23	1,05	0,06	0,07	0,26
jaro	EN2239	NA	0,20	0,84	0,04	0,09	0,38
podzim	EN2239	NA	0,19	0,81	0,08	0,15	0,39
jaro	EN2241	NA	0,49	1,23	0,08	0,10	0,61
podzim	EN2241	NA	0,58	1,23	0,14	0,10	0,71

5.5.5 Biota sediment akumulční faktor (BSAF)

Výsledná hodnota BSAF v hodnocení není zatížená složitými interpretacemi, BSAF >1 značí, že může docházet k bioakumulaci prvku v organismu a naopak při hodnotách BSAF < 1 by k bioakumulaci docházet nemělo. Druhy byly do analýzy rozděleny dle množství. Pokud měl některý druh dostačující navážku, byl analyzován samostatně (v tomto případě např. blešivci). Výsledné hodnoty BSAF jsou zobrazeny v Tabulce č. 15. Prvek, který nejčastěji překračuje hodnotu 1, je zinek, který v 90 % případech značí, že je organismy akumulován. Dalším často akumulovaným kovem v organismu je např. měď.

Tabulka 15 Výsledné hodnoty BSAF

ID Spring	vzorek	období	Kadmium	Mangan	Olovo	Měď	Nikl	Zinek	Železo
			BSAF	BSAF	BSAF	BSAF	BSAF	BSAF	BSAF
ES1008	blešivec	jaro	NA	0,16	NA	NA	NA	8,66¹⁰	0,08
	MIX		NA	0,42	NA	NA	0,60	15,98	0,27
ES1008	MIX	podzim	NA	4,64	NA	35,48	6,85	31,45	4,85
ES1009	MIX	jaro	NA	0,12	NA	1,62	0,12	2,34	0,17
	NA	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES1104	blešivec	jaro	NA	0,15	NA	5,22	NA	6,70	0,08

¹⁰ růžově vyznačeny hodnoty překračující BSAF 1

	MIX		NA	0,99	1,27	4,02	0,40	43,24	0,99
ES1104	blešivec	podzim	NA	0,18	NA	5,76	NA	8,60	0,11
	MIX		NA	2,18	1,44	4,27	0,89	60,90	1,71
ES1108	MIX	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES1108	MIX	podzim	NA	0,68	NA	NA	0,77	82,41	0,72
ES1014	MIX	jaro	NA	0,18	NA	2,19	NA	1,07	0,10
ES1014	MIX	podzim	NA	68,33	1,78	15,67	2,90	6,97	5,97
	blešivec		NA	0,78	NA	5,56	NA	1,66	0,28
ES2220	MIX	jaro	NA	0,84	NA	7,95	NA	7,98	0,10
ES2220	blešivec	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	11,36	0,17
	MIX		NA	1,04	NA	NA	NA	29,59	0,57
EN1011	MIX	jaro	5,49	0,14	NA	2,45	0,09	1,83	0,14
EN1011	NA	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN1005	MIX	jaro	NA	0,67	0,50	4,89	0,18	2,27	0,14
EN1005	MIX	podzim	NA	1,08	NA	4,48	NA	1,14	0,07
EN1006	blešivec	jaro	5,37	0,10	NA	4,11	NA	0,56	0,02
	MIX		73,71	0,87	1,22	3,77	0,65	5,52	0,34
EN1006	blešivec	podzim	11,00	0,66	0,19	9,18	0,24	1,28	0,09
	MIX		13,05	2,00	0,47	4,33	0,45	4,15	0,35
EN1022	NA	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN1022	NA	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2240	MIX	jaro	0,66	0,03	NA	0,22	0,06	0,29	0,02
EN2240	NA	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
CS2227	MIX	jaro	NA	1,20	NA	4,90	0,43	10,20	0,32
CS2227	MIX	podzim	NA	2,14	0,30	0,20	0,50	3,10	0,39
DN1012	MIX	jaro	7,79	0,47	0,43	1,92	0,36	2,42	0,33
DN1012	MIX	podzim	4,02	0,51	0,51	1,71	0,21	3,07	0,47
BS2231	MIX	jaro	NA	11,00	4,18	NA	4,77	64,68	3,06
BS2231	blešivec	podzim	NA	1,15	NA	NA	1,49	12,35	0,55
	MIX		NA	4,28	NA	NA	8,24	90,00	2,17
BS2228	NA	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS2228	NA	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS2236	MIX	jaro	NA	0,81	NA	8,30	1,22	16,04	0,47
BS2236	MIX	podzim	NA	1,55	NA	NA	2,98	NA	3,15
BS1027	blešivec	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	MIX		NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS1027	blešivec	podzim	NA	0,87	NA	NA	0,68	12,74	0,20
	MIX		NA	4,63	NA	NA	2,34	15,26	0,39
EN2238	NA	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2238	NA	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2239	NA	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2239	NA	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2241	NA	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2241	MIX	podzim	NA	0,13	NA	10,22	NA	1,18	0,04

5.6 Statistické vyhodnocení

V rámci statistického vyhodnocení byly vybrány 4 statistické otázky a to zda:

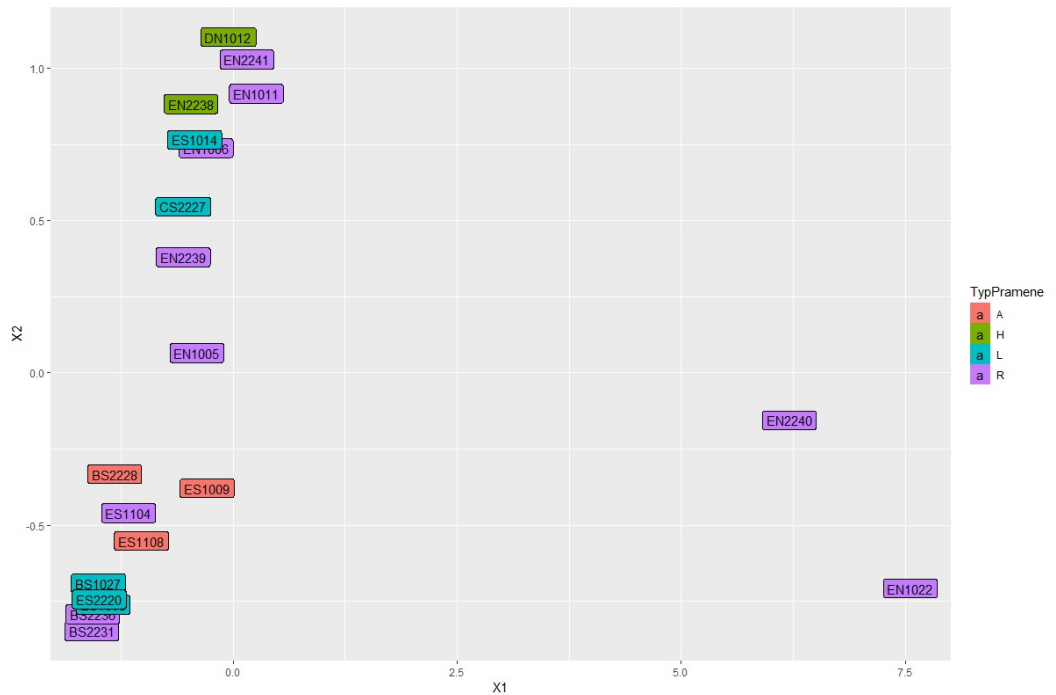
1. Existuje závislost mezi obsahem kovu v celkovém sedimentu a typem pramene?
2. Existuje závislost mezi obsah kovu na horninovém typu a vzdálenosti jednotlivých pramenů?
3. Existuje závislost mezi koncentrací kovu v celkovém sedimentu a velikostí frakce?
4. Existuje závislost mezi koncentrací kovu ve vodě/sedimentu a hodnotou pH?

5.6.1 Závislost mezi obsahem kovů v celkovém sedimentu a typem pramene

Statistické vyhodnocení bylo provedeno pomocí programu RStudio (Verze 1.1.463 – © 2009-2018). Vstupní data byla nejprve rozdělena podle období, ve kterém byl sediment odebírán a změřen obsah jednotlivých kovů. Poté byla data v rámci pramene v případě více hodnot (z důvodu kontrolního měření) zprůměrována. Tento průměr následně vstupoval do statistické analýzy, kde byla použita metoda mnohorozměrného škálování (MDS-multi dimensional scaling).

V prvním kroku byla uvedená metoda použita na data pro každé období zvlášť a výsledky byly poté zobrazeny do jednotlivých grafů (viz Příloha 8 a 9). Následně provedené optické porovnání však neprokázalo podstatný rozdíl mezi jarem a podzimem. Z tohoto důvodu byla data z jara a podzimu zprůměrována a zanalyzována. Výsledný graf je zobrazen na Obrázku č. 48, ve kterém jednotlivé barvy zobrazují typy pramenů (antropogenní (A), heleokrén (H), limnokrén (L) a rheokrén (R)). Z konečného grafu nelze říci, že by typ pramene ovlivňoval množství kovu v totálním sedimentu. Výjimkou, která se stejně projevila u dat na podzim, mohou být antropogenně upravené prameny s číslem ES1009, ES1108 a BS2228. K potvrzení tvrzení, že by mohla existovat závislost mezi obsahem kovu a antropogenně upraveným pramenem, je nutné provést více měření.

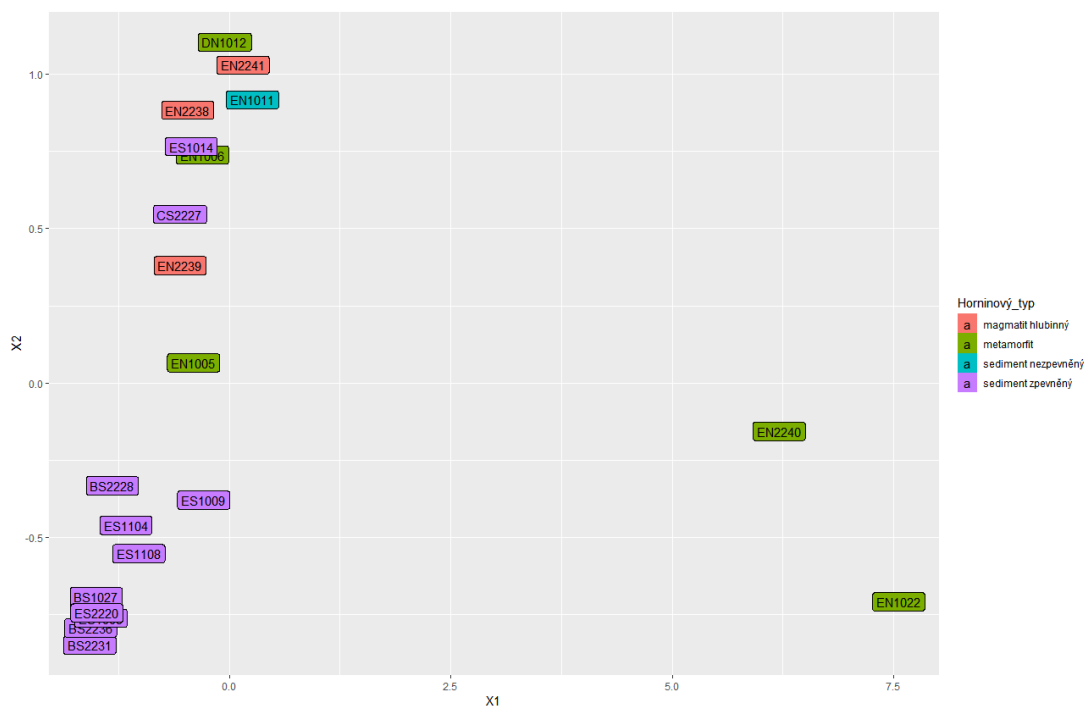
Těsnější shluky (tím pádem i podobnější prameny) by měly značit vyšší podobnost pramenů v rámci obsahu kovů, příkladem může být pramen DN1012 a EN2238 (heleokrén). Prameny EN2240 a EN1022 zůstávají od ostatních dat oddělené, zřejmě z důvodu vyšších hodnot obsahu kovů. Oba tyto prameny se ve všech měřeních ukázaly jako extrémní.



Obrázek 48 Boxplotový graf závislosti obsahu kovů a typu pramene

5.6.2 Obsah kovů v závislosti na horninovém typu a vzdálenosti jednotlivých pramenů

Zprůměrovaná data z předchozího kroku byla dále analyzována ve smyslu závislosti obsahu kovů na horninovém prostředí (viz Tabulka č. 2). Výsledný graf je zobrazen na Obrázku č. 49, ve kterém jednotlivé barvy zobrazují typ horniny. U pramenů ES1008, ES2220, BS1027, BS2236 a BS2231 dochází k výraznému shluku dat. Po porovnání horninového prostředí se tyto prameny nalézají na pískovcových horninách (viz Tabulka č. 2) – prameny ES1008 a ES2220 na pískovcích vápnito jílovitých glaukonických a prameny BS1027, BS2236 a BS2231 na pískovcích křemenných, podřízeně štěrčíkovitých. Všechny tyto horniny jsou obecně zařazeny do horninového typu- sediment zpevněný. Další shluk dat tvoří prameny BS2228, ES1104, ES1009 a ES1108, které jsou zařazeny stejně jako v předchozím případě do sedimentu zpevněného. Dále prameny EN2241 EN2238 a EN2239, které jsou tvořeny hlubinným magmatitem lze také považovat za skupinu a pozorovat podobnost. U ostatních pramenů na základě vizuálního hodnocení nelze říci, že by docházelo k závislosti obsahu kovů na typu horniny.

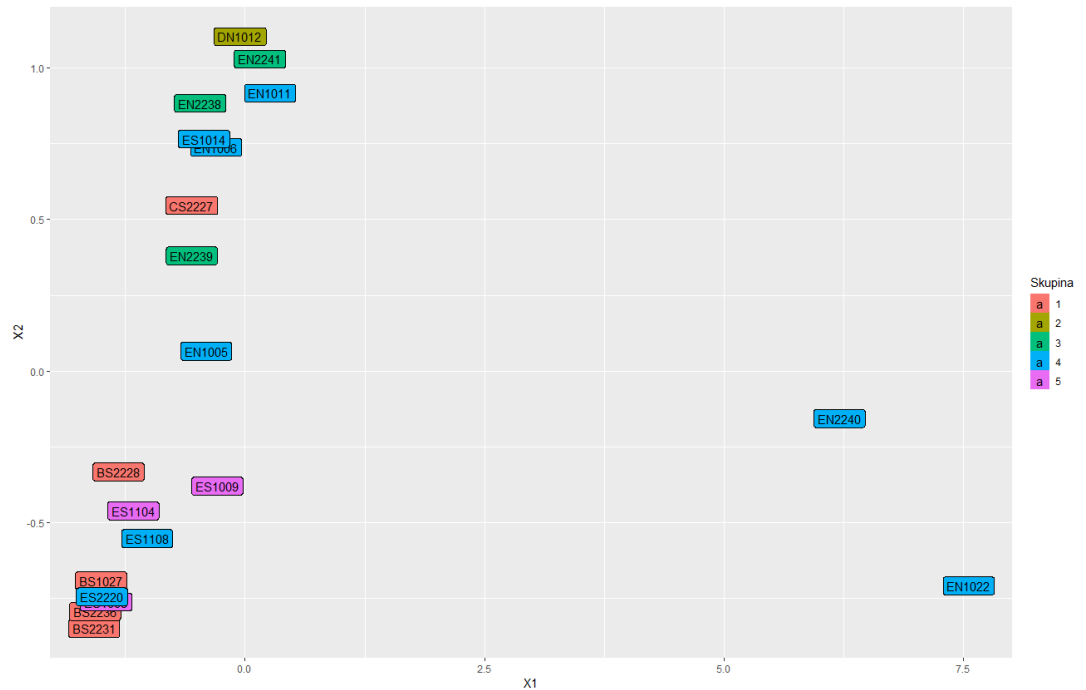


Obrázek 49 Graf závislosti obsahu kovu na typu horniny

Pro doplnění analýzy byl dále vykreslen graf závislosti obsahu kovů na vzdálenosti mezi jednotlivými prameny. V rámci pramenů bylo vytvořeno 5 skupin pramenů, které byly v rámci mapy (Obrázek č. 50) v bezprostřední blízkosti. Zvolené skupiny jsou zobrazeny v následující Tabulce č. 16. Dle rozložení pramenů v grafu a vizuálním zhodnocení lze říci, že skupina č. 4, která je označena modrou barvou, je hodně rozmanitá v obsahu kovů. U skupiny č. 3 lze říci, že jsou tyto prameny v rámci oblasti podobné. V rámci skupiny č. 1, s výjimkou pramene CS2227, lze také konstatovat, že jsou si v dané oblasti podobné v obsahu kovů. Avšak ke kvalitnějšímu zhodnocení dat je nutné provést více měření a zařadit i další prameny k vyrovnání počtu pramenů v rámci skupin.

Tabulka 16 Skupiny pramenů dle vzdáleností

skupina	prameny
1	BS2231, BS2228, BS1027, CS2227
2	DN1012
3	EN2241, EN2239, EN2238,
4	EN2240, EN1022, EN1011, EN1006, EN1005, ES2220, ES1108, ES1014
5	ES1104, ES1009, ES1008



Obrázek 50 Graf závislosti obsahu kovů na vzdálenosti pramenů

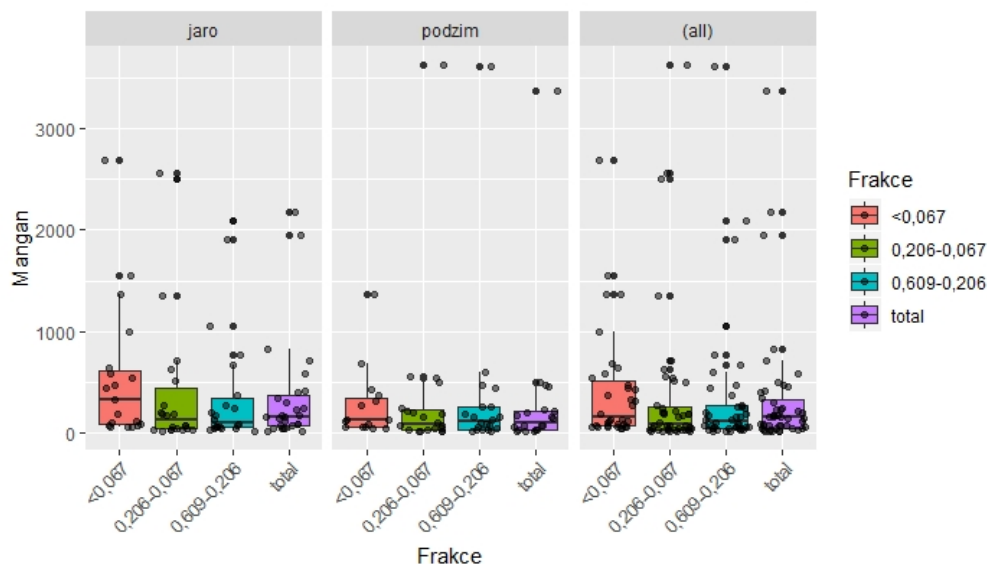
5.6.3 Závislost mezi koncentrací kovu v celkovém sedimentu a velikostí zrnitosti

Data byla rozdělena na dvě sady pro jednotlivá období (jaro a podzim) a zobrazena v krabicových grafech (boxplotech), které zároveň zobrazují i data v případě nerozlišení období. K testování otázky, zda množství pozorovaného prvku závisí na období, byl použit Dvouvýběrový T-test. Následně byl použit Kruskal-Wallis Test, který testuje, zda je střední hodnota naměřeného množství daného prvku stejná pro jednotlivé frakce.

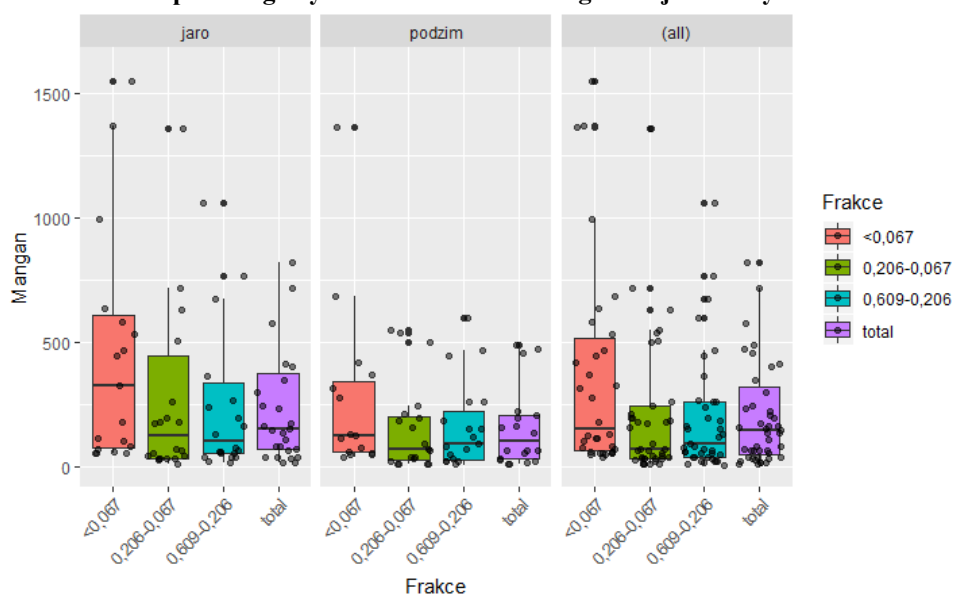
5.6.3.1 Mangan

Z výsledku statistické analýzy nelze mezi obdobími sledovat rozdíl (viz Obrázek č. 51), pouze v případě jara v rámci frakce $<0,067$ mm lze pozorovat větší rozptyl dat. T-test toto tvrzení potvrzuje a stejně tak z výsledku Kruskal-Wallis Testu lze konstatovat, že mezi frakcemi v rámci obsahu manganu není rozdíl. Rozdělení těchto dat je také ovlivněno odlehlými hodnotami v případě podzimu, které dosahují hodnot až 3000 mg/kg kovu v sedimentu (v porovnání s průměrem 330 mg/kg). K lepšímu vykreslení dat byly některé extrémní hodnoty, které ovlivňovaly celková data, odebrány a znovu zobrazeny pomocí krabicového grafu (viz Obrázek č. 52).

	Výsledná p-hodnota
T-test	0.3106
Kruskal-Wallis Test	0.2475



Obrázek 5112 Boxplotové grafy závislosti obsahu manganu v jednotlivých frakcích a období



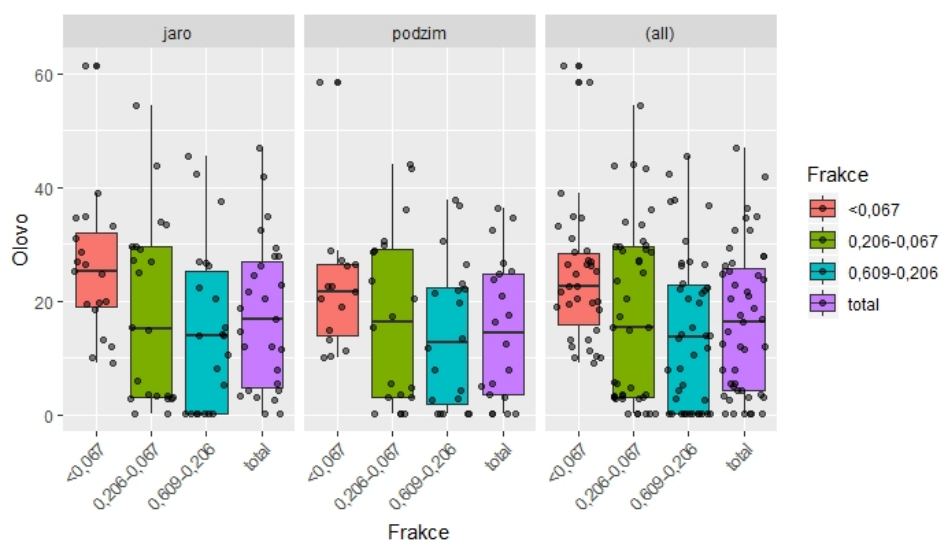
Obrázek 52 Boxplotové grafy závislosti obsahu manganu v jednotlivých frakcích a období (bez extrémních hodnot)

5.6.3.2 Olovo

Výsledný graf je zobrazen na Obrázku č. 53. V rámci obsahu olova T-test neprokázal rozdíl mezi jednotlivými obdobími. Naopak Kruskal-Wallis Test, který testuje, zda je střední hodnota naměřeného množství daného prvku stejná pro jednotlivé frakce, hypotézu zamítl. Tudíž mezi frakcemi v rámci obsahu olova je

statisticky signifikantní rozdíl. Důvodem může být frakce $< 0,067$, jak naznačuje boxplot.

	Výsledná p-hodnota
T-test	0.3558
Kruskal-Wallis Test	0.01912

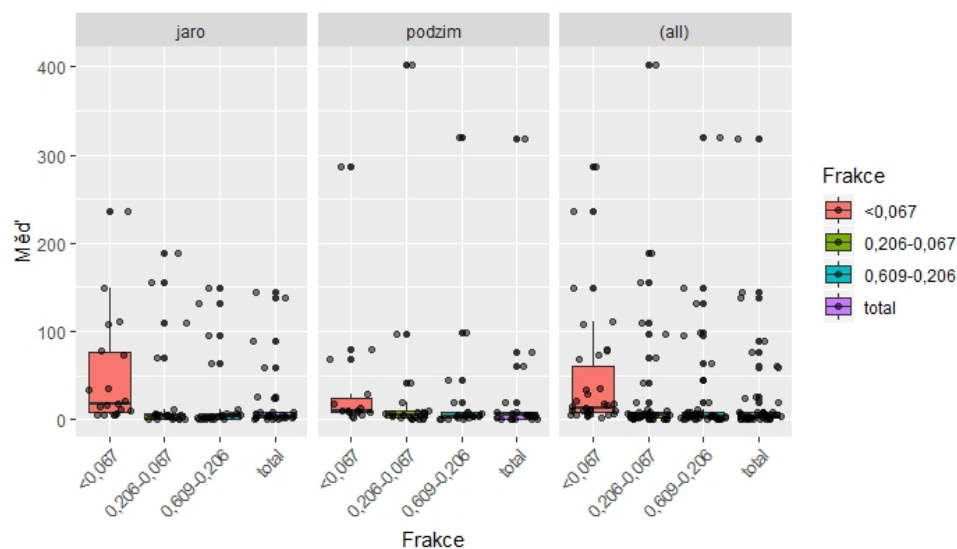


Obrázek 53 Boxplotové grafy závislosti obsahu olova v jednotlivých frakcích a období

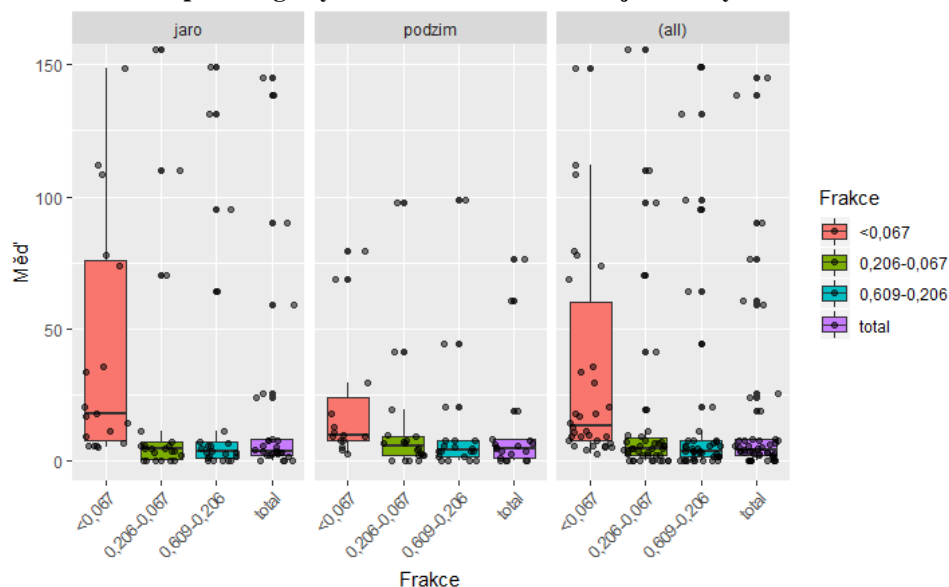
5.6.3.3 Měď

V rámci obsahu mědi nelze pozorovat rozdíl v závislosti na období (viz Obrázek č. 54). T-test toto tvrzení nezamítá. V případě jara v rámci frakce $<0,067$ mm lze pozorovat větší rozptyl dat. Z výsledku Kruskal-Wallis Testu lze konstatovat, že mezi frakcemi v rámci obsahu manganu je rozdíl. Rozdělení těchto dat je také ovlivněno odlehlými hodnotami v případě podzimu, které dosahují hodnot až 400 mg/kg kovu v sedimentu. K lepšímu vykreslení dat byly některé extrémní hodnoty (stejně jako v případě manganu), které ovlivňovaly celková data odebrány a znovu zobrazeny pomocí krabicového grafu (viz Obrázek č. 55). Na tomto grafu lze pozorovat velký rozdíl v rozptylu dat mezi jarem a podzimem v rámci frakce $<0,067$ mm. U ostatních frakcí žádný významný rozdíl viditelný není.

	Výsledná p-hodnota
T-test	0.8961
Kruskal-Wallis Test	2.742e-05



Obrázek 54 Boxplotové grafy závislosti obsahu mědi v jednotlivých frakcích a období

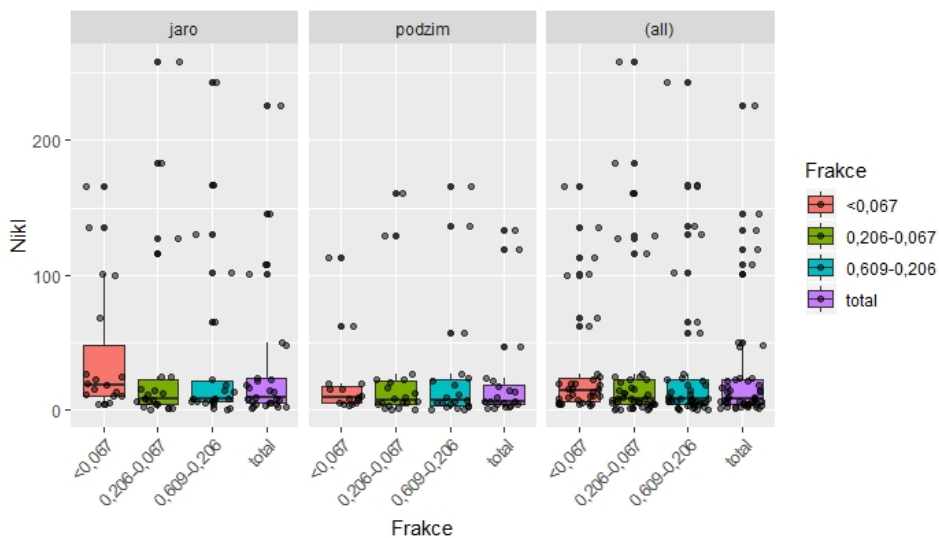


Obrázek 55 Boxplotové grafy závislosti obsahu mědi v jednotlivých frakcích a období (bez extrémních hodnot)

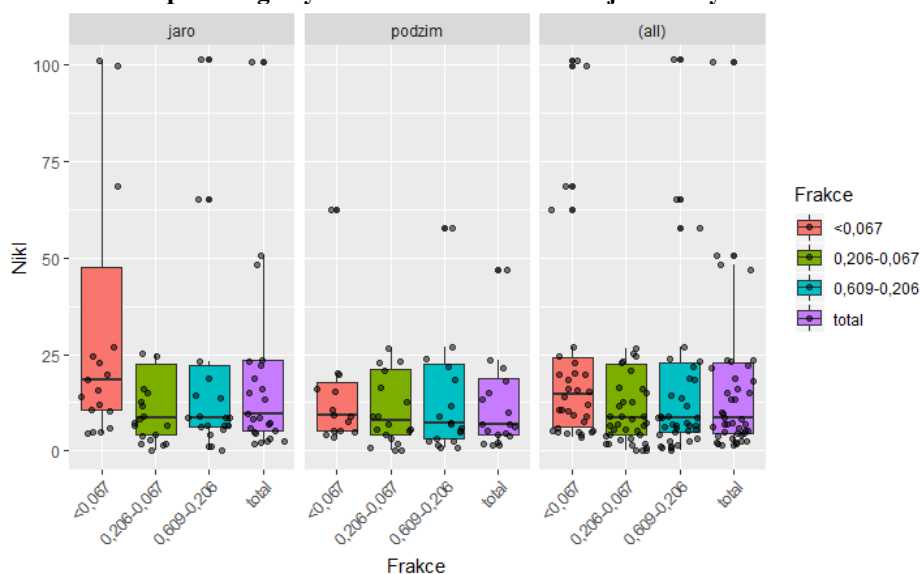
5.6.3.4 Nikl

V případě analýzy obsahu niklu byla výsledná hodnota T-testu (p-value) velice blízká limitní hodnotě 0,05, tedy stále nelze zamítnout hypotézu o nulovém rozdílu mezi jarem a podzimem s pěti procentní hladinou spolehlivosti. Pro tato období byl proto vypočítán Kruskal-Wallis Test zvlášť. Ani jeden z testů neprokázal, že by byl rozdíl mezi frakcemi. Stejně jako v případě mědi a manganu, lze u niklu sledovat odlehle hodnoty v případě jara (viz Obrázek č. 56), které byly na druhém boxplotovém grafu k lepšímu vykreslení hodnot odebrány (viz Obrázek č. 57). Stejně jako u mědi lze pozorovat velký rozdíl v rozptylu dat mezi jarem a podzimem v rámci frakci $<0,067$ mm. U ostatních frakcí žádný významný rozdíl viditelný není.

	Výsledná p-hodnota
T-test	0.06654
Kruskal-Wallis Test (jaro)	0.3795
Kruskal-Wallis Test (podzim)	0.9218



Obrázek 56 Boxplotové grafy závislosti obsahu niklu v jednotlivých frakcích a období

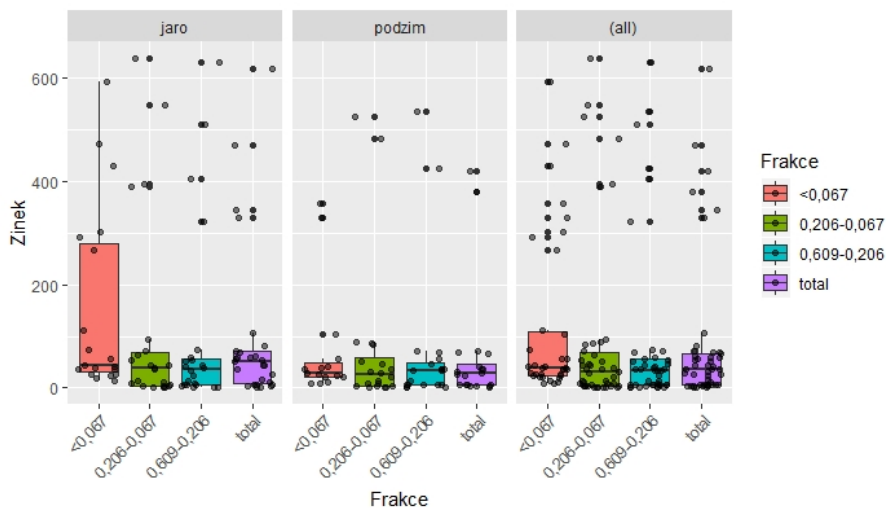


Obrázek 57 Boxplotové grafy závislosti obsahu niklu v jednotlivých frakcích a období (bez extrémních hodnot)

5.6.3.5 Zinek

Výsledný boxplotový graf pro zinek je zobrazen na Obrázku č. 58. Výsledek T-testu v rámci zinku se stejně jako v předchozím případě, blížil hodnotě 0,05. Pro obě období byl proto Kruskal-Wallis Test počítán zvlášť. Ani jeden z testů poté neprokázal, že by byl rozdíl mezi frakcemi v obsahu zinku.

	Výsledná p-hodnota
T-test	0.06819
Kruskal-Wallis Test (jaro)	0.2715
Kruskal-Wallis Test (podzim)	0.7124

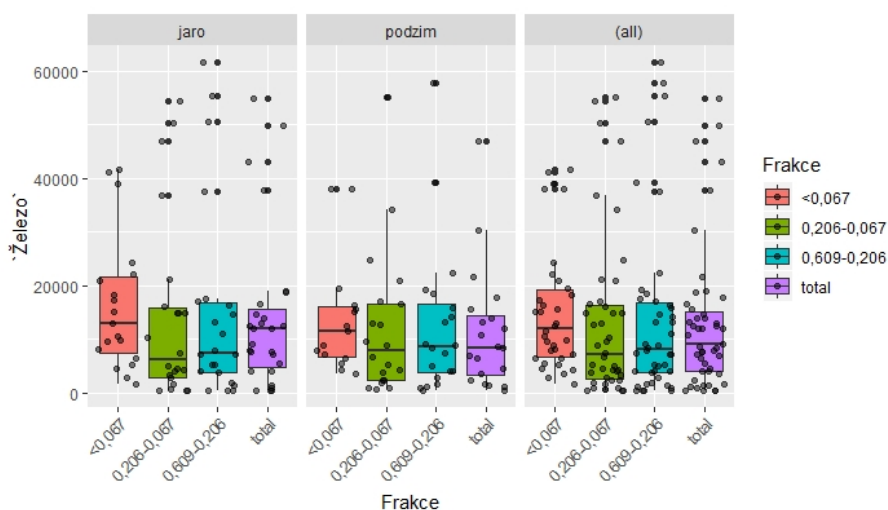


Obrázek 58 Boxplotové grafy závislosti obsahu zinku v jednotlivých frakcích a období

5.6.3.6 Železo

Dvouvýběrový T-test neprokázal, že by byl rozdíl v obsahu železa mezi obdobími. Stejně tak Kruskal-Wallis test nezamítl hypotézu, že není rozdíl mezi frakcemi v rámci obsahu železa. V případě železa lze sledovat extrémní hodnoty v obou obdobích (na jaře i na podzim). Výsledný boxplotový graf je zobrazen na Obrázku č. 59.

	Výsledná p-hodnota
T-test	0.2375
Kruskal-Wallis Test	0.2564

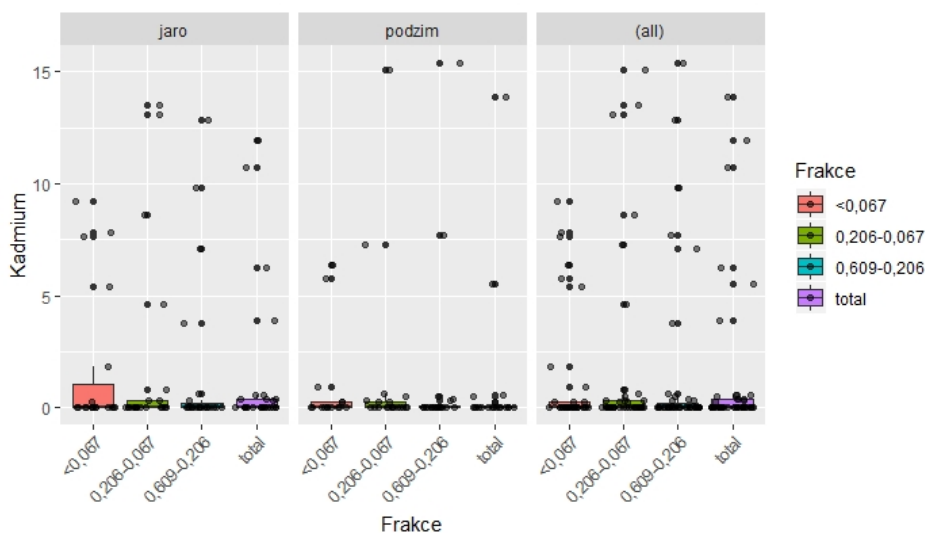


Obrázek 59 Boxplotové grafy závislosti obsahu železa v jednotlivých frakcích a období

5.6.3.7 *Kadmium*

Výsledný obsah kadmia v jednotlivých frakcích a obdobích je zobrazen pomocí krabicových grafů (viz Obrázek č. 60). Mezi obdobími není možné sledovat rozdíl, pouze v případě jara v rámci frakce <0,067 mm lze pozorovat větší rozptýlení. Na základě T-testu nelze zamítnout hypotézu, že není rozdíl mezi jednotlivými obdobími. Stejně tak Kruskal-Wallis test nezamítl hypotézu, že se jednotlivé frakce neliší v obsahu kadmia. Tento výsledek je patrně velice ovlivněn faktem, že přibližně 80% výsledků bylo pod mezí detekce a nahrazeno minimální hodnotou 0,005 mg/kg (viz Příloha 5). Ve výsledku tedy není rozdíl mezi jednotlivými obdobími ani mezi jednotlivými frakcemi.

	Výsledná p-hodnota
T-test	0.3566
Kruskal-Wallis Test	0.9398



Obrázek 6013 Boxplotové grafy závislosti obsahu kadmia v jednotlivých frakcích a období

5.6.4 Závislost mezi koncentrací kovu ve vodě/sedimentu a hodnotou pH

V poslední analýze bylo testováno, zda lze sledovat závislost mezi hodnotou pH a koncentrací kovu. Test byl proveden stejně jako v předchozích případech lineární regrese pro každý prvek zvlášť. Spolu s hodnotou pH byl zkoumán vliv sezónnosti.

Pro modely lineární regrese sloužící k ověření závislosti obsahu kovu na pH spolu s vlivem sezónnosti byl zjednodušený zápis modelu následující, např. mangan ~ období + pH. Ve všech případech se ukázalo, že období nemá signifikantní vliv na obsah kovu. Z tohoto důvodu byl vliv sezónnosti z výpočtu eliminován jeho

odstraněním z modelu. Výsledné modely lineární regrese tedy zkoumají pouze závislost obsahu kovu na pH. Jejich zjednodušený zápis vypadá následovně, např. mangan ~ pH. V tabulkách níže (Tabulka č. 17 a 18) jsou uvedeny pro každý výsledný lineární model (tedy pro každý kov) p-hodnoty testu nulového vlivu pH na obsah daného kovu.

Tabulka 17 P-hodnoty testu nulového vlivu pH na obsah kovu v sedimentu

kov	P-hodnota
kadmium	0,3332
mangan	0,6238
olovo	0,04687
měď	0,2387
nikl	0,4839
zinek	0,4112
železo	0,2926

Z tabulky je patrné, že v rámci sedimentu má pH vliv na obsah olova.

Tabulka 18 P-hodnoty testu nulového vlivu pH na obsah kovu ve vodě

kov	P-hodnota
kadmium	0,1885
mangan	0,03821
olovo	0,04726
měď	0,0433
nikl	0,1631
zinek	0,269
železo	0,301

V případě vody má pH vliv na obsah manganu, olova a mědi.

6 Diskuse

Výsledky koncentrací kovů ve vzorcích vody ukázaly, že nejvyšších hodnot dosahuje železo. Tři nejčastěji zastupované kovy dle jejich průměrného obsahu byly následující: Fe>Mn>Zn. Koncentrace železa byla několikanásobně vyšší než v případě manganu, tuto skutečnost potvrzuje Pitter (1999), který tvrdí, že koncentrace železa ve vodách obvykle převyšuje koncentraci manganu a také, že se koncentrace kovů u podzemních vod mohou značně lišit podle toho, zda se jedná o vody v oxidační, přechodné nebo redukční zóně. Tadiboyina et Ptsrk (2016) ve své práci studovali koncentrace 12 kovů v indických podzemních vodách. Ve svých výsledcích označují za nejvíce se vyskytující kovy Cd, Cu, Fe, Pb a Ni. Koncentrace těchto kovů v místních vodách nebyla na úrovni, která by mohla mít extrémně škodlivý dopad, avšak upozorňuje na nutnost dalšího monitoringu.

Výsledky obsahu kovů v sedimentu ukázaly, že nejvíce obsaženým kovem byl mangan (s průměrnou hodnotou 359,95 mg/kg). Nejvyšších průměrných hodnot dosahoval v nejjemnější frakci (<0,067 mm). Olovo bylo také nejvíce nalezeno ve frakci o velikosti <0,067 mm a dále ve frakci 0,206-0,068 mm. Dále např. měď dosahovala nejvyšších průměrných hodnot v nejjemnější frakci (<0,067 mm), u které došlo k poklesu jejího obsahu při podzimním odběru. Druhou nejzastoupenější frakcí byla frakce o velikosti zrn 0,206-0,068 mm. Silva (2017) ve své práci tyto výsledky z části potvrzuje. V této práci byl měřen obsah Zn, Cu, Pb a Cd, kdy měď a olovo byly označeny za nejvíce obsažené kovy v sedimentu. Pb dosahovalo nejvyšších hodnot ve frakci nejjemnější (<0,061 mm) a ve frakci 0,609-0,206 mm, Cu ve frakci o velikosti < 0.061 mm.

Vuković et al. (2011) uvádí, že často dochází k rozdílu v obsahu kovů v sedimentu mezi jarem a podzimem. Jejich výsledky ukázaly, že je koncentrace kovů v sedimentu vyšší na podzim (přibližně o 20%) v porovnání s jarním obdobím. Jedná se o kovy Pb a Cd, naopak u kovů Cu a Zn je rozdíl zanedbatelný. V případě této diplomové práce byly často naopak vyšší hodnoty kovů v sedimentu pozorovány v jarních měsících v porovnání s podzimem. Avšak výsledky statistické analýzy neprokázaly, že by sezónnost měla vliv na obsah kovů v sedimentu. Každopádně Stecko et Bendell-Young (2000) tvrdí, že sezónnost distribuce kovů je závislá na

změnách teploty. Jiní autoři tento jev přisuzují sorpční afinitě (schopnosti slučovat se a absorbovat se s jinými chemikáliemi) (Byrne et al., 1988; Johnson, 1990).

Vesper et White (2003) ve své práci tvrdí, že obsah kovů v pramenech lze obecně srovnat s výsledky obsahu kovů, které byly nalezeny v řekách a jezerech. Stejně jako u pramenů se např. Fe nejčastěji vyskytuje v reziduální frakci. Ve své práci Vesper et White (2003) zkoumali sedimenty z 6 pramenů a měřili koncentrace Fe, Mn, Cr, Cd, Ni, Pb a Zn. Stejně jako v této diplomové práci byl obsah Cd ve všech vzorcích minimální, koncentrace se pohybovala při hodnotě <5 mg/kg (pokud nebylo Cd pod mezí detekce). Z výsledků sekvenční analýzy lze olovo označit jako prvek, který je primárně vázán v redukovatelné frakci, méně již byl nalezen ve frakci reziduální. V práci Vespera et Whita (2003) bylo olovo primárně vázáno na reziduální a oxidovatelnou frakci. Ale např. u obsahu zinku, který se primárně vyskytoval ve frakci reziduální, jsou již tyto výsledky, v porovnání s touto diplomovou prací, shodné. Silva (2017) ve své práci označila zinek za prvek relativně rovnoměrně rozdělený do všech frakcí, avšak nejčastěji převládal v redukovatelné frakci, která je vázaná na organickou hmotu.

V rámci projektu *Prameny spojují krajiny a státy - environmentální vzdělávání a kooperace v regionu Liberec- Zittau* bylo v předchozím roce provedeno již několik měření jak fyzikálně-chemických vlastností vody, tak např. obsahu kovů ve vzorcích vody. V porovnání s jarem 2016 bylo sledováno několik rozdílů. V případě obsahu rozpuštěného kyslíku došlo ke snížení těchto hodnot v porovnání s jarem 2016, je tomu tak např. u pramene ES1008 (jaro 2016 = 11,62 mg/l, jaro 2017 = 8,98 mg/l), ES1009 (jaro 2016 = 11,81 mg/l, jaro 2017 = 9,22 mg/l). V rámci konduktivity nebyly pozorovány rapidní změny, pouze u pramene BS2231 lze sledovat pokles z 201 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (jaro 2016) na hodnotu 127,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (jaro 2017). Tento pramen byl během měření v rámci této práce velice proměnlivý, často docházelo k velkému snížení množství vody. Tuto proměnlivost dokazuje i sledovaná teplota, která dosahovala na jaře 2016 6,60°C, naopak na jaře 2017 již byla teplota velice ovlivněna minimální výměnou vody (14 °C), při které docházelo často k zadržování vody z důvodu malého průtoku v oddělených malých tůňkách. Porovnání podzemních měření v obou letech již neprokazuje nadměrné kolísání hodnot. Oba tyto roky byly v porovnání s dlouhodobými srážkovými normály poměrně suché (ČHMÚ, 2018). Dalším důvodem kolísání podzemních vod, mimo srážek, může být i antropogenní vliv. Zollhöfer (1999) považuje za největší problém modifikaci krajiny

(odvodnění půd pro zemědělské a lesnické činnosti- např. ve Švýcarsku došlo k poklesu množství pramenů na polovinu) a modifikace vodních toků, která je další příčinou negativního ovlivnění až ztráty pramenů (Hancock, 2002).

Champion et Starks (2001) ve své studii tvrdí, že v případě snižování pH dochází ke zvýšení koncentrace kovů, zároveň se v kyseljším prostředí zvyšuje schopnost uvolňování kovů, tato skutečnost platí pro uvolňování kovů ze sedimentu do vody (Murdoch et al., 1991). Obecně toto tvrzení nelze vyvrátit, ani potvrdit. V případě této diplomové práce nebylo provedeno dostatečně rozsáhlé měření. O tomto faktu lze uvažovat pouze v případě podzemních odběrů, které v některých případech vykazují nižší obsah kovů při $\text{pH} > 7$. Al-Kashman (2007) tvrzení Championa et Starkse (2001) potvrzuje a ve své studii říká, že u většiny vzorků vody, které měly $\text{pH} > 7$, lze pozorovat nízký obsah kovů. K ovlivňování hodnoty pH u podzemních vod dochází i přirozeně z důvodu rozpuštěného oxidu uhličitého, jakmile se voda poté objeví na povrchu, pH se rychle mění, jelikož se CO_2 uvolňuje do atmosféry (Barqui'n et Scarsbrook, 2008).

Z výsledků statistické analýzy závislosti obsahu kovu na typu pramene nelze říci, že by typ pramene ovlivňoval množství kovu v totálním sedimentu. Jedinou výjimkou jsou antropogenně upravené prameny, které do analýzy vstupovaly pouze tři a v grafu tvořily blízké seskupení, které by mohlo ukazovat určitou závislost. K potvrzení této teorie je nutné provést více měření antropogenně upravených pramenů. Vuković et al. (2011) uvádí, že nejvíce rozptýlených znečišťujících látek vyskytujících se v pramenech pochází z využívání pozemků pro zemědělství, lesnictví, průmysl a městskou zástavbu a zvýšený obsah kovů je často primárně způsoben antropogenními zdroji. Mělo by se tedy primárně uvažovat a využití okolní krajiny.

Při výpočtu HQ byla mezi rizikové kovy zařazena měď a kadmium, které dosahovaly hodnot vyšších než $\text{HQ} > 10$. Dle Silva (2017) může být měď do vody dotována z průmyslových odpadních vod nebo odtoku z obytných oblastí.

V rámci této diplomové práce vyšlo, že lze označit mangan, olovo a železo za prvky, u kterých může docházet k jejich uvolňování z pevné fáze do kapalné. Nábělková et Komínková (2012) ve své práci naopak zmiňují hlavně kadmium, u kterého může docházet k uvolňování ze sedimentu např. během kritických událostí (dešťové nebo jiné přírodní události).

Analýza závislosti obsahu kovu na pH ve vodě a sedimentu ukázala, že ve vodě je hodnotou pH nejvíce ovlivňován mangan, olovo a měď. V případě sedimentu hodnota pH nejvíce ovlivňuje olovo. Tento fakt potvrzuje Pitter (1999), který označuje olovo a měď za kovy přímo závislé na hodnotě pH.

7 Závěr

U fyzikálně-chemické parametrů vody v oblasti nebyla nalezena významnější kolísavost mezi obdobími, lze však zmínit několik výjimek. V rámci hodnoty pH byl u pramene BS2236 pozorován výrazný pokles z hodnoty 7,5 na 4,3. V případě konduktivity byl nalezen u 3 z 20 pramenů posun v hodnotě, tj. ES2220 (jaro 324 $\mu\text{S/cm}$, podzim: 494 $\mu\text{S/cm}$), DN1012 (jaro: 128,3 $\mu\text{S/cm}$, podzim: 83,9 $\mu\text{S/cm}$) a BS2231 (jaro: 127,4 $\mu\text{S/cm}$, podzim: 73,3 $\mu\text{S/cm}$). Ostatní prameny byly relativně stálé. Teplota pramenů se mezi jednotlivými obdobími podstatně neměnila, výjimkou je pramen DN1012 a BS2231, u kterých došlo na podzim k poklesu teploty cca o 5-10°C.

Výsledky obsahů kovů v sedimentu naznačily, že nejvíce obsaženým prvkem v rámci průměrných hodnot, je mangan, který byl nejvíce přítomen v nejjemnější frakci (<0,067 mm). U manganu byl jeho obsah v průměru vyšší u jarních odběrů v porovnání s podzimními. Stejně tak nikl, olovo, měď a zinek byly v průměru obsaženy nejvíce v nejjemnější frakci <0,067 mm, pouze u mědi byl častěji vyšší obsah nalezen u podzimních odběrů. Obsah kovů v jednotlivých geochemických frakcích ukázal, že mangan byl nejvíce vázán ve frakci výměnné, kde jeho průměrná hodnota dosahovala 47,06 mg/kg. Olovo a měď byly nejčastěji vázány na redukovatelnou frakci. Nikl a zinek dosahovaly nejvyšších průměrných hodnot v reziduální frakci.

Z testování obsahu toxických kovů v biotě lze říci, že byly vyšší obsahy kovů nalezeny ve smíšených vzorcích bioty v porovnání se samostatně separovaným druhem (v tomto případě blešivci). Ale vzhledem k tomu, že nebylo možné u všech pramenů separovat minimálně jeden samostatný druh, bylo by vhodné tuto analýzu doplnit, aby byly výsledky relevantní.

Nejvyšších průměrných hodnot ve vodě dosahovalo železo (jaro 213,72 mg/l; podzim 49,50 mg/l). Při neuvažování pramenu DN1012 z důvodu mnohonásobného překročení průměrných hodnot vyšlo, že dochází k poklesu obsahu železa na podzim. Druhým nejvíce zastoupeným kovem je mangan a třetím zinek, u kterého lze sledovat nárůst obsahu na podzim.

Z výsledků prvního statistického vyhodnocení nelze říci, že by typ pramene ovlivňoval množství kovu v totálním sedimentu. Výjimkou jsou antropogenně ovlivněné prameny, u kterých by výsledek mohl naznačovat určitou závislost.

K potvrzení této domněnky je však nutné provést více měření na větším vzorku antropogenně ovlivněných pramenů. Další jednoduchou analýzou bylo zjišťováno, zda existuje závislost mezi množstvím kovu v sedimentu a typem horniny. Největší shluk byl tvořen prameny, které se nacházely na sedimentu zpevněném a v rámci tohoto podloží jsou si tedy podobny v obsahu kovů. Při testování závislosti obsahu kovu na hodnotě pH bylo zjištěno, že v rámci sedimentu má pH vliv na olovo. V rámci výsledků vody má hodnota pH vliv na obsah manganu, olova a mědi.

Z výsledků všech analýz lze označit prameny EN2240 a EN1022 za prameny extrémní, které se po celou dobu měření vymykaly průměrným hodnotám a obsahovaly velké množství kovů. Tyto dva prameny se nachází blízko u sebe v oblasti Ostašovského potoka. Příčinu odlišností těchto dvou pramenů oproti ostatním nebylo možné v rámci této práce vysvětlit, vhodné by bylo hledat důvod ve využití území, blízkosti znečišťujících zdrojů v okolí, případně použití všech dat, které byly získány v rámci projektu *Prameny spojují krajiny a státy* a hledat další vysvětlení ve všech dotčených oborech, tj. hydrochemii, hydrobiologii, botanice a geologii.

8 Seznam použitých zdrojů

1. Al Dahaan S.A.M., Al-Ansari N., Knutsson S., 2016: Influence of Groundwater Hypothetical Salts on Electrical Conductivity Total Dissolved Solids. *Engineering*, Vol. 8, 823-830.
2. Al-Kharabsheh A., Ta'any R., 2003: Influence of urbanization on water quality deterioration during drought periods at south Jordan. *Journal of Arid Environments* Vol. 53, 619–630.
3. Al-Khashman O.A., 2007: Study of water quality of springs in Petra region, Jordan: A three-year follow-up. *Water Resour Manage* 21: 1145–1163.
4. Albright A., Dillon S., Leaver J., Saari E., 2012: Leaching of metals into groundwater – understanding the causes and an evaluation of remedial approaches. (online) [cit. 2018.09.22], dostupné z: https://web.wpi.edu/Pubs/E-project/Available/E-project-022912-093008/unrestricted/Leaching_of_Metals_into_Groundwater.pdf
5. Barnhouse L.W., 1982: *Methodology for Risk Environmental Risk Analysis*. ORNL/TM/8167. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory.
6. Barquín J., Death G.R., 2008: Physical and chemical differences in karst springs of Cantabria, northern Spain: do invertebrate communities correspond?. *Aquatic Ecology*. Vol. 43-2, 445-455.
7. Barquín J., Scarsbrook M.R., 2007: Management and conservation strategies for coldwater springs. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems* Vol.18, 580–591.
8. Bechtel Jacobs Company LLC, 1998: *Biota Sediment Accumulation Factors for Invertebrates: Review and Recommendations for the Oak Ridge Reservation, Oak Ridge, TN*. (online) [cit. 2018.08.05], dostupné z: <https://rais.ornl.gov/documents/bjcor-112a1.pdf>
9. Bonnail E., Sarmiento A.M., DelValls T.A., Nieto J.M., Riba I., 2016: Assessment of metal contamination, bioavailability, toxicity and bioaccumulation in extreme metallic environments (Iberian Pyrite Belt) using *Corbicula fluminea*. *Science of the Total Environment* Vol. 544, 1031–1044.
10. Boyd, C.E. (1999) *Water Quality: An Introduction*. Kluwer Academic Publishers Group, The Netherlands.
11. Buat-Menard P., Chesselet R., 1979: Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. *Earth and Planetary Science Letters*, Vol. 42, 398–411.

12. Burda, 2010: Prameny a studánky Jizerských hor pohledem hydrogeologa. (online) [cit. 2018.05.30], dostupné z: http://krkonose.krnep.cz/index.php?option=com_content&task=view&id=10876
13. Bryan K., 1919: Classification Of Springs. The Journal of Geology, Vol. 27, 522-561.
14. Byrne R.H., Kump L.R., Cantrell K.J ., 1988: The influence of temperature and pH on trace metal speciation in seawater. Marine Chemistry 25:163–181.
15. Caniylmaz S., 2005: Arsenic removal from groundwater by Fe-Mn oxidation and Microfiltration. University of Pittsburgh, Graduate Faculty of School of Engineering in partial fulfillment of the requirements. Pittsburgh. 112 s. (diplomová práce). (online) [cit. 2018.09.22], dostupné z: <https://core.ac.uk/download/pdf/95384155.pdf>
16. Cantonati M., Gerecke R., Bertuzzi E., 2006: Springs of the Alps-sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. Hydrobiologia Vol. 562, 59–96.
17. Carvalho A., Schropp S. J., 2002: Development of an Interpretive Tool for Assessment of Metal Enrichment in Florida Freshwater Sediment. Florida Department of Environmental Protection. Jacksonville, 61 s.
18. Cikrt M., 1995: Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Grada Publishing, Praha, 288 s.
19. Clements W.H., Carlisle D.M., Lazorchak J.M., Johnon P.H., 2000: Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. Ecological Applications, 10 (2): 626-38.
20. ČSN 75 0110, 2010: Vodní hospodářství - Terminologie hydrologie a hydrogeologie. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, Praha, 98 s.
21. ČSN 75 7051, 2007: Jakost vod - Odběr vzorků - Část 23: Návod pro pasivní odběr vzorků v povrchových vodách, Praha, 28 s.
22. Dahiya S., Kaur A., 1999: Physico chemical characteristics of underground water in rural areas of Tosham subdivisions, Bhiwani district. Materials Today Proceedings: Vol. 5-1, 422-428.
23. Dallinger, R., 1993: Strategies of metal detoxification in terrestrial invertebrates. In: Ecotoxicology of metals in invertebrates. (R.P. Eds: Dallinger R, Ed.) Boca Raton: Lewis Publisher, 246-332.
24. Datry T., Malard F., Gibert. J., 2004: Dynamics of solutes and dissolved oxygen in shallow urban groundwater below a stormwater infiltration basin. Science of The Total Environment, Vol. 329/1–3, 215-229.

25. Death R.G., Barquín J., Scarsbrook M.R., 2004: Coldwater and geothermal springs. In: Harding J.S., Mosley M.P., Pearson C., Sorrell B. (eds) *Freshwaters of New Zealand*. New Zealand Hydrological Society Inc. & New Zealand Limnological Society Inc., Christchurch, 30.31–30.14
26. Detay, M., 1997: *Water Wells—Implementation, Maintenance and Restoration*. John Wiley and Sons, 379 p.
27. Dub O., Němec J. et al., 1969: *Hydrologie*. 1. vyd. Státní nakladatelství technické literatury. Praha, 380 s.
28. Everdingen R. O., 1991: Physical, chemical and distributional aspects of Canadian springs. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* Vol. 155, 7-28.
29. Geoffrey S., Plumlee G., Nash S. T., 1995: Geoenvironmental models of mineral deposits fundamentals and applications. In: Bray E. A., 1995: Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models. U.S. Geological Survey: Open-File Report, 95-831.
30. Geologická mapa České republiky 1 : 50 000 (GEOČR50). [Online] Česká geologická služba [Citace: 20. 8. 2018.] <https://mapy.geology.cz/geocr50/>
31. Google Maps. [Online] Google. [Citace: 26. 9. 2018.] <https://www.google.com/maps>
32. Hahladakis J. N., Vasilaki G., Smaragdaki E., Gidaracos E., 2016: Application of ecological risk indicators for the assessment of Greek surficial sediments contaminated by toxic metals. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188-271.
33. Hancock P.J. , 2002: Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management* 29: 763–781.
34. Hoffsten P.O., Malmqvist B., 200: The macroinvertebrate fauna and hydrogeology of springs in central Sweden. *Hydrobiologia* Vol. 436, 91–104.
35. Horáková M., 2003: *Analytika vody*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. Praha, 335 s.
36. Hose G. C., Symington K., Lott M. J., Lategan M. J., 2016: The toxicity of arsenic (III), chromium(VI) and zinc to groundwater copepods. *Environmental Science and Pollution Research* Vol. 23, 18704-18713.
37. Chalupová D., Janský B., 2005: Fluviální jezera středního Polabí – porovnání kvality vody a obsahu těžkých kovů v sedimentech. *Geografie Sborník České geografické společnosti*, 110-3, 229-242.

38. Champion K. M., Starks R., 2001: The Hydrology and Water Quality of Select Springs in the Southwest Florida Water Management District. Water Quality Monitoring Program, 165 s.
39. Chapelle F.H., 2000: Groundwater microbiology and geochemistry. John Wiley & Sons, 468.
40. Chapman D., 1996: Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition. (online) [cit. 2018.04.01], dostupné z: http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wqachapter3.pdf
41. Chen Ch.W., Kao C.M., Chen Ch.F., Dong C.D., 2007: Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. Chemosphere, Vol. 66/8, 1431–1440.
42. Jeong CH., 2001: Effect of landuse and urbanization on hydrochemistry and contamination of ground water from Taejon area, Korea. Journal of Hydrology Vol. 235, 194–210.
43. John A. D., Leventhal J. S., 1995: Bioavailability of metals. In: Bray E.A., 1995: Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models. U.S. Geological Survey: Open-File Report, 95-831. (online) [cit. 2018.07.12], dostupné z: <https://pubs.usgs.gov/of/1995/0831/report.pdf>
44. Johnson B.B ., 1990: Effects of pH, temperature, and concentrations on the adsorption of cadmium on goethite. Environmental Science & Technology 24:112–118.
45. Kafka Z., Punčochářová J., 2002: Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. Chemické listy 96, 611-617.
46. Kettner R., 1954: Všeobecná geologie: vnější geologické síly, zemský povrch, geologická činnost vody. 2. vyd., Nakladatelství Československé akademie věd, Praha, 462 s.
47. Komínková D., 2006: Vliv městského odvodnění na bioakumulaci těžkých kovů. Praha, Disertační práce. České vysoké učení technické v Praze, Fakulta stavební, Katedra zdravotního a ekologického inženýrství.
48. Komínková D., Nábělková J., 2007: Water Science & Technology: Effect of urban drainage on bioavailability of heavy metals in recipient. IWA Publishing, 43-50.
49. Koplík R., Čurdová E., Mestek O., 1997: Speciace stopových prvků ve vodách, půdách, sedimentech a biologických materiálech. Chemické listy 91, 38-47.
50. Kovařík P., 1998: Studánky a prameny Čech, Moravy a Slezska. Nakladatelství Lidové novin, Praha, 261 s.

51. Krásný J. et al., 2012: Podzemní vody České republiky: regionální hydrogeologie prostých a minerálních vod. Česká geologická služba, Praha, 1143 s.
52. Kříž V. et al., 1988: Hydrometrie. 1. vyd. Státní pedagogické nakladatelství. Praha, 176 s.
53. Kudlička L., 2015: Kontaminace a obohacení antimonem v půdách Slovenska. Acta Environmentalica Universitatis Comenianae, Vol. 23/2, 36-40.
54. Kumar, K. S., Sajwan, K. S., Richardson, J. P., Kannan, K., 2008: Contamination profiles of toxic metals, organochlorine pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons and alkylphenols in sediment and oyster collected from marsh/estuarine, Savannah GA, USA. Marine Pollution Bulletin Vol. 56, 136-149.
55. Lindegaard C., Brodersen K. P., Wiberg-Larsen P., Skriver J., 1998: Multivariate analyses of macrofaunal communities in Danish springs and springbrooks. In: Botosaneanu L. (ed) Studies in crenobiology the biology of springs and springbrooks. Backhuys publishers, Leiden, 201-220.
56. Loring D. H., 1991: Normalization Of Heavy-Metal Data From Estuarine And Coastal Sediments. ICES Journal of Marine Science Vol. 48, 101-115.
57. Loska K., Cebula J., Pelczar J., Wiechula D., Kwapulinski J., 1997: Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Bybnik water reservoir in Poland. Water, Air and Soil Pollution, Vol. 93, 347-365.
58. Luoma, S.N., Rainbow, P.S., 2005: Why is metal bioaccumulation so variable? Biodynamics as a unifying concept. Environmental Science & Technology Vol. 39, 1921-1931.
59. Mahsa T., Hochwimmer B., Francis Q. B., 2017: Geochemical assessment of metal transfer from rock and soil to water in serpentine areas of Sabah (Malaysia). Environmental Earth Sciences Vol. 76, 281.
60. Makovníková, J., Barančíková G., Dlapa P., Dercová K., 2006: Anorganické kontaminanty v pôdnom ekosystéme. Chemické Listy 100, 424-432.
61. Malard F, Hervant F., 1999: Oxygen supply and the adaptations of animals in groundwater. Freshwater Biology, Vol. 41, 1-30.
62. McCaffrey S., 2013: Namoi Catchment Management Authority-Water Quality Parameters and Indicator. New South Wales (online) [cit. 2017.08.30], dostupné z: <https://www.yumpu.com/en/document/view/11272622/water-quality-parameters-amp-indicators-namoi-catchment>
63. McLean J. E., Bledsoe B. E.: Ground water issue: Behavior of metals in soil. Vol. EPA/540/S 92/018) U.S. EPA.

64. Mwanamoki P. M., Devarajan N., Niane B., Ngelinkoto P., Thevenon F., Nlandu J.W., Mpiana P.T., Prabakar K., Mubedi J., Kabele C. G., Wildi W., Poté J., 2015: Trace metal distributions in the sediments from river-reservoir systems: case of the Congo River and Lake Ma Vallée, Kinshasa (Democratic Republic of Congo). *Environmental Science and Pollution Research* 22, 586–597.
65. Müller G., 1979: Schwermetalle in den sedimenten des Rheins- Veränderungen seit 1971. *Umschau* 24, 778-783.
66. Murdoch T., Cheo M., Whittemore T., 1991: *The Streamkeeper's Field Guide: Watershed Inventory and Stream Monitoring Methods*. 300 s.
67. Nábělková J., Komínková D., 2012: Trace Metals in the Bed Sediment of Small Urban Streams. *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal* 5, 48-55.
68. Nagajyoti P.C., Lee K.D., Sreekanth V.M., 2010: Heavy metals, occurrence and toxicity for plants. *Environmental Chemistry Letters*, Vol. 8, 199-216.
69. Ngelinkoto P., Thevenon F., Devarajan N., Birane N., Maliani J., Buluku A., Musibono D., Mubedia I. J., Poté J., 2014: Trace metal pollution in aquatic sediments and some fish species from the Kwilu-Ngongo River, Democratic Republic of Congo (Bas-Congo). *Toxicological & Environmental Chemistry* 10, 48-57.
70. Nováková M., 2010: *Turistická encyklopedie České republiky. Readers Digest Výpěr. Praha*, 744 s.
71. Page S. D. et al., 1999: Understanding variation in partition coefficient, K_d , Values. US EPA, Office of Air and Radiation. EPA 402-R-99-004A. Washington DC, 341 s.
72. Pitter P., 1999: *Hydrochemie. 2. přepracované a rozšířené vydání, VŠCHT, Praha*, 579 s.
73. Pokorná D., Zábranská J., 2008: *Hydrologie a hydroopedologie. VŠCHT, Praha*, 218 s.
74. Poté J., Haller L., Loizeau J. L., Garcia Bravo A., Sastre V., Wildi W., 2008: Effects of a sewage treatment plant outlet pipe extension on the distribution of contaminants in the sediments of the Bay of Vidy, Lake Geneva, Switzerland. *Bioresour Technol* 9, 7122–7131.
75. Portál ČHMÚ (2018): Historická data: Počasí: Územní srážky. Portál ČHMÚ: Home [online]. Dostupné z: <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky>
76. Prasad M., Muralidhara R. B., Ramakrishna R. M., Sunitha V., 2014: Studies on physicochemical parameters to assess the water quality in Obulavaripalli Mandal of YSR (Kadapa) District, Andhra Pradesh, India. *International Journal of*

Current Research 2-12, 31-41. (online) [cit. 2017.08.30], dostupné z: http://www.academia.edu/27150534/Studies_on_physicochemical_parameters_to_assess_the_water_quality_in_Obulavaripalli_Mandal_of_YSR_Kadapa_District_Andhra_Pradesh_India

77. Rand G.M., 1995: Fundamentals of aquatic toxicology: Effects. Environmental fate and risk assessment. CRC Press: 1148 s.
78. Rauret G. et al., 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, 57-61.
79. Rose S. et Long A., 1988: Monitoring Dissolved Oxygen in Ground Water: Some Basic Considerations. Groundwater Monitoring & Remediation Vol. 8/1, 93-97.
80. Salomons W., 1995: Environmental impact of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention. Journal of Geochemical Exploration Vol. 52, 5–23.
81. Scarsbrook M.R., Barquín J., Gray D., 2007: New Zealand coldwater springs and their biodiversity. In: Department of Conservation. Science for Conservation 278: Wellington, New Zealand, 74.
82. Seddique A. A., Masuda H., Honque A., 2016: Radionuclide and heavy metal contamination in the paleobeach groundwater, Cox's Bazar, Bangladesh: potential impact on environment. Arabian Journal of Geosciences Vol. 9, 488.
83. Singh M., Ansari A.A., Müller G., Singh I.B. (1997): Heavy Metals in Freshly Deposited Sediments of the Gomati River (a Tributary of the Ganga River): Effects of Human Activities, Environmental Geology Vol. 29 No. 3, 246-252.
84. Starr R.C., Gillham R.W., 1993: Denitrification and organic carbon availability in two aquifers. Ground Water, Vol. 31, 934–947.
85. Stecko J.R.P., Bendell-Young L.I., 2000: Contrasting the geochemistry of suspended particulate matter and deposited sediments within an estuary. Applied Geochemistry 15: 753–775.
86. Shyamala R., Shanthi M., Lalitha P., 2008: Physicochemical analysis of borewell water samples of Telungupalayam area in Coimbatore District, Tamilnadu, India, European Journal of Chemistry Vol. 5, 924-929.
87. Schwarzenbach, R.P., Gschwend, P.M., Imboden, D.M., 2003: Environmental Organic Chemistry. Wiley, New York, 1026 s.
88. Silva R.E.A.N., 2017: Accumulation of toxic metals in sediment and biota of the Lužické mountains springs. Faculty Of Environmental Sciences, CZECH UNIVERSITY OF LIFE SCIENCES PRAGUE, Praha, 110 s. Diplomová práce. „nepublikováno“.

89. Slavík L., Neruda M., 2014: Hospodaření s vodou v krajině. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně, Fakulta životního prostředí, Praha, 108 s.
90. Sommer M., 1985: Hydrologie. 3 vyd., Státní nakladatelství technické literatury, Praha, 206 s.
91. Sparks D. L., 2005: Toxic metals in the Environment: The role of the Surfaces. Elements, Vol. 1, 193-197.
92. Spechler R. M., Schiffer D. M., 1995: Springs of Florida, Science for the changing world. U.S. Geological Survey Fact Sheet Vol. 151, 95.
93. Stankovic S., Jovic M., 2013: Native and invasive mussels. In: Nowak Jarek, Kozłowski Michal (eds) MUSSELS: ecology, life habits and control, chap 1. NOVA Publisher, 1–45.
94. Stankovic S., Kalaba P., Stankovic A.R., 2014: Biota as toxic metal indicators. Environmental Chemistry Letters, Vol. 12, 63–84.
95. Staudacher K., Füreder L., 2007: Habitat complexity and invertebrates in selected alpine springs (Schütt, Carinthia, Austria). International Review of Hydrobiology Vol. 92, 465–479.
96. Svoboda J. et al., 1964: Regionální geologie ČSSR, díl 1 Český masív. Ústřední ústav geologický, Praha, 380 s.
97. Svobodová Z., 1987: Toxikologie vodních živočichů. SZN-Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 231 s.
98. Sýkora V., Kujalová H., Pitter P., 2016: Hydrochemie pro studenty bakalářského studia. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha, 219 s.
99. Szyczewski P., Siepak J., Niedzielski P., Sobczyński T., 2009: Research on heavy metals in Poland. Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 5, 755–768.
100. Šilar J., 1996: Hydrologie v životním prostředí. VŠB-Technická univerzita, Phare, Ostrava, 136 s.
101. Tadiboyina R., Ptsrk P.R., 2016: Trace Analysis of Heavy Metals in Ground Waters of Vijayawada Industrial Area. International Journal Of Environmental & Science Education Vol. 11/10, 3215-3229.
102. Ternes A.T. et al., 2004: A rapid method to measure the solid–water distribution coefficient (Kd) for pharmaceuticals and musk fragrances in sewage sludge. Elsevier, 4075-4084.

103. Tessier A., Campbell P. G. C., Bisso M., 1979: Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Analytical Chemistry*, Vol. 51, No. 7, 844-851.
104. Tölgyessy J., 1984: *Chémia, biológia a toxikológia vody a ovzdušia*. Veda, Vydavateľstvo slovenskej akadémie vied, Bratislava, 536 s.
105. Tolasz R., 2007: *Atlas podnebí Česka*. Český hydrometeorologický ústav, Olomouc, 256 s.
106. Tourková J., 2004: *Hydrogeologie*. České vysoké učení technické v Praze, Fakulta stavební, ČVUT, Praha, 165 s.
107. Van Everdingen RO, 1991: Physical, chemical, and distributional aspects of Canadian springs. *Mem Ent Soc Can* Vol. 155, 7–28.
108. Vesper D.J., White W.B., 2004: Spring and conduit sediments as storage reservoirs for heavy metals in karst aquifers. *Environmental Geology* 45/4, 481–493.
109. Vörösmarty C. J., McIntyre P. B., Gessner M. O., Dudgeon D., Prusevich A., Green P., Glidden S., Bunn S. E., Sullivan C. A., Liermann C. R., Davies P. M., 2010: Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* Vol. 467, 555–561
110. Vuković Ž., Radenković M., Stanković S. J., Vuković D., 2011: Distribution and accumulation of heavy metals in the water and sediments of the River Sava *Journal of the Serbian Chemical Society* 76 (5), 795–803.
111. Wang W. X., 2013: Dietary toxicity of metals in aquatic animals: Recent studies and perspectives. *Chinese Science Bulletin* Vol. 58, No. 2, 203-213.
112. Werkema D.D., 2002: *Geoelectrical Response of an Aged LNAPL Plume: Implications for Monitoring Natural Attenuation*. Unpublished PhD Dissertation, 136.
113. Zhong, A. P., Guo S. H., Li F. M., Li G., Jiang K. X., 2006: Impact of anions on the toxic metals release from marine sediments. *Journal of Environmental Sciences* Vol. 18, 1216–1220.
114. Zollhöfer J.M., 1999: *Spring biotopes in northern Switzerland: habitat heterogeneity, zoobenthic communities and colonization dynamics*. Swiss Federal Institute of Science and Technology. PhD thesis. „nepublikováno“.

9 Přílohy

Příloha 1 Fotodokumenace pramenů

Příloha 2 Druhy nalezené v pramenech a použité do vzorků MIXU

Příloha 3 Výsledné obsahy kovů ve vodě

Příloha 4 Výsledný obsah kovů v celkovém sedimentu

Příloha 5 Obsah kovů v jednotlivých frakcích sedimentu

Příloha 6 Výsledky Sekvenční analýzy

Příloha 7 Obsah kovů v biotě

Příloha 8 Boxplotový graf závislosti obsahu kovů a typu pramene (jaro)

Příloha 9 Boxplotový graf závislosti obsahu kovů a typu pramene (podzim)

Příloha 1 Fotodokumenace pramenů









ES2220



ES1014



ES1108



ES1104

Příloha 2 Druhy nalezené v pramenech a použité do vzorků MIXU

ID pramene	MIX	
	jaro	podzim
ES1008	chrostíci (larvy), žížalice, tiplice (larvy), ploštěnky, pakomáři (larvy), komáři (larvy)	blešivci, chrostíci (larvy), ploštěnky, tiplice (larvy), žížalice
ES1009	pošvatky (larvy), nítěnky, ploštěnky, tiplice (larvy), žížalice, chrostíci (larvy)	-
ES1104	ploštěnky, žížalice, hlístice, pošvatky (larvy), tiplice (larvy)	ploštěnky, blešivci, tiplice (larvy), žížalice
ES1108	ploštěnky, tiplice (larvy), chrostíci (larvy)	blešivci, ploštěnky, žížalice, tiplice (larvy)
ES1014	berušky, blešivci, chrostíci (larvy), pošvatky, pakomáři (larvy), nítěnky	blešivci, berušky, žížalice, nítěnky, chrostíci (larvy), pošvatky (larvy)
ES2220	ploštěnky, pošvatky (larvy), blešivci, chrostíci (larvy), tiplice (larvy)	žížalice, ploštěnky, blešivci, nítěnky
EN1011	žížalice, tiplice (larvy), pakomáři (larvy), jepice (larvy), blešivci	tiplice (larvy), chrostíci (larvy), ploštěnky, blešivci
EN1005	blešivci, chrostíci (larvy), tiplice (larvy)	blešivci, beruška, nítěnky, chrostíci (larvy)
EN1006	tiplice (larvy), žížalice, ploštěnky	chrostíci (larvy), ploštěnky, tiplice (larvy), žížalice
EN1022	pošvatky (larvy), chrostíci (larvy), tiplice (larvy)	tiplice (larvy), pošvatky (larvy), blešivci
EN2240	hlístice, ploštěnky, tiplice (larvy), nítěnky, pošvatky (larvy)	tiplice (larvy), pošvatky (larvy), blešivci
CS2227	ploštěnky, komáři (larvy), nítěnky, blešivci, pošvatky (larvy), tiplice (larvy)	chrostíci (larvy), pošvatky (larvy), ploštěnky, tiplice (larvy), nítěnky
DN1012	nítěnky, chrostíci (larvy), pakomáři (larvy), tiplice (larvy)	tiplice (larvy), chrostíci (larvy), nítěnky
BS2231	žížalice, chrostíci (larvy), blešivci	tiplice (larvy), pošvatky (larvy), žížalice, nítěnky
BS2228	chrostíci, žížalice	-
BS2236	chrostíci, blešivci, ploštěnky, chrostíci (larvy)	tiplice (larvy), chrostíci (larvy), ploštěnka, blešivci
BS1027	chrostíci (larvy), tiplice (larvy), ploštěnky, nítěnky, pakomáři (larvy)	tiplice (larvy), chrostíci (larvy), ploštěnky
EN2238	-	pošvatky (larvy)
EN2239	-	žížalice, chrostíci (larvy), pošvatky (larvy)
EN2241	-	tiplice (larvy), pošvatky (larvy), chrostíci (larvy)

Příloha 3 Výsledné obsahy kovů ve vodě

ID pramene	období	Cd [mg/l]	Mn [mg/l]	Pb [mg/l]	Cu [mg/l]	Ni [mg/l]	Zn [mg/l]	Fe [mg/l]
ES1008	spring	pmd	0,13	pmd	1,10	2,10	0,23	3,00
ES1008	autumn	pmd	0,84	0,04	1,60	3,10	0,28	6,00
ES1009	spring	pmd	0,31	pmd	0,34	2,10	1,30	3,00
ES1009	autumn	pmd	0,08	pmd	0,34	3,20	0,11	1,50
ES1104	spring	pmd	0,43	pmd	0,29	2,00	0,34	5,00
ES1104	autumn	pmd	0,34	pmd	0,31	2,10	0,16	1,00
ES1108	spring	pmd	1,60	pmd	0,18	1,40	0,61	10,00
ES1108	autumn	pmd	6,20	pmd	0,34	2,10	0,17	114,00
ES1014	spring	pmd	4,40	0,02	2,40	0,96	0,56	4,00
ES1014	autumn	pmd	7,80	pmd	0,14	1,40	0,19	6,00
ES2220	spring	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES2220	autumn	pmd	0,22	pmd	0,24	2,00	0,06	2,00
EN1011	spring	0,01	3,40	0,17	0,27	1,30	0,42	26,00
EN1011	autumn	pmd	0,21	pmd	0,11	1,50	0,10	1,00
EN1005	spring	pmd	0,34	pmd	0,03	0,83	0,49	4,00
EN1005	autumn	pmd	0,13	pmd	0,04	1,20	0,27	1,00
EN1006	spring	0,03	0,77	pmd	0,07	1,00	1,10	1,50
EN1006	autumn	0,03	0,20	pmd	0,22	1,30	0,95	0,60
EN1022	spring	0,84	69,20	0,02	2,30	7,40	13,50	4,00
EN1022	autumn	1,90	306,00	0,02	5,00	11,90	31,10	2,00
EN2240	spring	1,60	35,60	pmd	0,35	27,50	86,00	1,00
EN2240	autumn	2,10	46,50	pmd	0,65	31,60	117,00	1,00
CS2227	spring	pmd	1,10	pmd	0,14	1,70	0,79	9,00
CS2227	autumn	pmd	0,45	pmd	0,11	1,70	1,40	pmd
DN1012	spring	0,06	270,00	1,70	2,20	3,40	3,60	3550,00
DN1012	autumn	0,13	51,10	1,50	39,70	5,80	5,70	786,00
BS2231	spring	0,02	0,53	pmd	0,09	4,20	3,80	1,00
BS2231	autumn	0,02	1,10	0,05	0,24	3,90	2,30	23,00
BS2228	spring	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS2228	autumn	0,14	18,40	0,08	0,46	17,70	22,30	20,00
BS2236	spring	0,03	0,51	pmd	0,05	3,90	5,20	0,30
BS2236	autumn	0,04	0,73	0,02	0,14	5,60	5,70	2,00
BS1027	spring	0,01	0,39	pmd	0,04	2,50	1,40	0,50
BS1027	autumn	0,01	0,11	pmd	0,12	2,50	2,20	1,00
EN2238	spring	0,44	136,00	0,14	0,82	1,10	3,50	6,00
EN2238	autumn	0,35	104,00	0,07	0,12	0,74	1,70	2,00
EN2239	spring	0,07	12,20	pmd	0,54	0,77	4,20	5,00
EN2239	autumn	0,06	4,30	pmd	0,13	0,58	1,40	0,80
EN2241	spring	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2241	autumn	0,08	11,60	0,20	0,75	1,30	2,60	19,00

Příloha 4 Výsledný obsah kovů v celkovém sedimentu

ID pramene	období	Kadmium	Mangan	Olovo	Měď	Nikl	Zinek	Železo
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
ES1008	jaro	NA	108,89	4,15	NA	3,32	6,19	7738,40
ES1008	podzim	NA	33,32	NA	1,40	1,35	6,42	1046,63
ES1009	jaro	NA	351,66	9,85	8,22	49,45	94,46	8439,24
ES1009	podzim	NA	139,63	4,94	8,12	46,72	31,85	8282,01
ES1104	jaro	NA	41,85	4,15	3,01	9,26	5,64	2500,47
ES1104	podzim	NA	66,51	5,38	4,87	14,98	4,87	3625,10
ES1108	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES1108	podzim	NA	223,39	3,10	NA	5,34	5,13	13093,20
ES1014	jaro	0,41	346,92	29,45	7,86	9,49	43,25	11990,69
ES1014	podzim	NA	68,27	17,61	5,13	6,11	29,36	6518,84
ES2220	jaro	NA	39,75	5,50	2,70	4,48	11,65	4020,68
ES2220	podzim	NA	16,69	NA	NA	1,98	3,12	1517,83
EN1011	jaro	0,32	715,57	27,93	7,63	23,53	44,74	16590,69
EN1011	podzim	NA	474,11	23,81	8,04	21,57	40,75	15515,31
EN1005	jaro	NA	209,78	12,68	4,11	15,72	56,07	15752,66
EN1005	podzim	NA	206,31	12,53	5,67	18,00	67,05	17742,93
EN1006	jaro	0,58	143,71	21,57	3,12	8,45	70,23	7330,16
EN1006	podzim	0,49	166,23	34,71	6,71	13,48	70,93	10829,54
EN1022	jaro	10,72	2184,63	47,02	145,12	100,91	328,22	37710,92
EN1022	podzim	13,89	3368,78	36,35	317,89	118,80	380,28	30324,40
EN2240	jaro	7,37	1116,31	30,53	95,93	160,10	476,96	49168,42
EN2240	podzim	5,53	455,12	26,71	76,38	133,27	420,88	46828,91
CS2227	jaro	NA	74,77	18,77	5,14	7,32	15,41	5340,90
CS2227	podzim	0,26	57,60	25,31	60,78	6,92	26,53	6817,46
DN1012	jaro	0,40	84,34	33,70	24,87	22,66	56,70	12755,83
DN1012	podzim	0,59	65,43	32,55	18,99	23,38	36,42	8473,67
BS2231	jaro	NA	20,64	3,38	NA	5,20	6,36	1311,33
BS2231	podzim	NA	22,22	NA	NA	4,19	4,61	1331,28
BS2228	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS2228	podzim	NA	13,24	7,94	3,62	1,58	4,74	4486,66
BS2236	jaro	NA	38,11	2,79	1,74	2,14	3,12	449,02
BS2236	podzim	NA	27,60	NA	NA	2,09	NA	499,41
BS1027	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS1027	podzim	NA	14,24	3,52	NA	3,84	6,19	2384,76
EN2238	jaro	NA	166,00	26,11	3,26	4,96	26,32	12048,94
EN2238	podzim	NA	195,36	20,93	2,68	4,59	24,23	12010,31
EN2239	jaro	NA	173,89	16,71	1,98	5,94	36,34	12390,67
EN2239	podzim	NA	160,67	16,23	3,69	10,01	36,92	13920,99
EN2241	jaro	NA	413,38	24,62	3,62	6,81	58,16	18966,38
EN2241	podzim	NA	491,27	24,67	6,10	6,73	67,85	21617,93

Příloha 5 Obsah kovů v jednotlivých frakcích sedimentu

ID pramene	frakce	období	Kadmium	Mangan	Olovo	Měď	Nikl	Zinek	Železo
			mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
ES1008	<0,067	jaro	NA	326,88	18,49	5,71	11,92	26,17	24301,52
ES1008	0,206-0,067	jaro	NA	62,66	2,72	NA	4,05	4,21	4102,18
ES1008	0,609-0,206	jaro	NA	62,19	NA	NA	8,46	6,86	5159,51
ES1008	total	jaro	NA	108,89	4,15	NA	3,32	6,19	7738,40
ES1008	<0,067	podzim	NA	78,48	11,32	7,98	5,07	10,89	4204,13
ES1008	0,206-0,067	podzim	NA	15,17	NA	NA	0,96	NA	782,63
ES1008	0,609-0,206	podzim	NA	23,20	NA	NA	1,35	NA	1097,46
ES1008	total	podzim	NA	33,32	NA	1,40	1,35	6,42	1046,63
ES1009	<0,067	jaro	NA	2684,86	25,28	33,90	101,02	591,79	22150,13
ES1009	0,206-0,067	jaro	NA	183,08	3,39	4,96	25,19	42,72	4553,47
ES1009	0,609-0,206	jaro	NA	199,09	13,82	11,26	65,12	58,18	11102,22
ES1009	total	jaro	NA	351,66	9,85	8,22	49,45	94,46	8439,24
ES1009	<0,067	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES1009	0,206-0,067	podzim	NA	96,35	3,42	4,64	23,15	21,16	4195,73
ES1009	0,609-0,206	podzim	NA	155,80	2,91	7,85	57,60	35,49	8942,29
ES1009	total	podzim	NA	139,63	4,94	8,12	46,72	31,85	8282,01
ES1104	<0,067	jaro	NA	57,14	10,48	14,57	14,49	19,98	6189,87
ES1104	0,206-0,066	jaro	NA	56,88	2,87	3,40	6,98	4,87	2013,69
ES1104	0,609-0,206	jaro	NA	59,02	5,17	2,76	12,03	5,01	2960,24
ES1104	total	jaro	NA	41,85	4,15	3,01	9,26	5,64	2500,47
ES1104	<0,067	podzim	NA	131,85	10,16	7,82	19,75	7,71	7139,73
ES1104	0,206-0,067	podzim	NA	38,72	4,77	2,23	8,98	NA	2216,09
ES1104	0,609-0,206	podzim	NA	92,92	4,20	3,74	21,80	NA	3986,71
ES1104	total	podzim	NA	66,51	5,38	4,87	14,98	4,87	3625,10
ES1108	<0,067	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES1108	0,206-0,067	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES1108	0,609-0,206	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES1108	total	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES1108	<0,067	podzim	NA	687,19	14,80	29,83	10,71	35,03	38098,24
ES1108	0,206-0,067	podzim	NA	161,17	NA	NA	3,29	3,02	8893,92
ES1108	0,609-0,206	podzim	NA	261,84	2,56	NA	4,82	6,82	14145,55
ES1108	total	podzim	NA	223,39	3,10	NA	5,34	5,13	13093,20
ES1014	<0,067	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES1014	0,206-0,067	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES1014	0,609-0,206	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES1014	total	jaro	0,41	346,92	29,45	7,86	9,49	43,25	11990,69
ES1014	<0,067	podzim	NA	38,63	13,06	5,14	5,09	26,83	5496,56
ES1014	0,206-0,067	podzim	0,26	68,72	20,30	6,82	6,77	32,11	6767,39
ES1014	0,609-0,206	podzim	0,31	83,19	21,36	7,55	7,14	36,61	7497,33
ES1014	total	podzim	NA	68,27	17,61	5,13	6,11	29,36	6518,84

ES2220	<0,067	jaro	NA	54,28	9,99	5,63	4,92	18,77	4570,91
ES2220	0,206-0,067	jaro	NA	33,12	5,82	3,93	2,91	10,50	2773,29
ES2220	0,609-0,206	jaro	NA	66,74	8,00	5,71	8,61	23,54	7030,99
ES2220	total	jaro	NA	39,75	5,50	2,70	4,48	11,65	4020,68
ES2220	<0,067	podzim	NA	49,02	10,10	2,83	3,54	9,80	3608,34
ES2220	0,206-0,067	podzim	NA	11,47	NA	NA	NA	NA	912,64
ES2220	0,609-0,206	podzim	NA	21,72	NA	NA	3,21	5,58	2829,70
ES2220	total	podzim	NA	16,69	NA	NA	1,98	3,12	1517,83
EN1011	<0,067	jaro	NA	579,64	28,72	9,38	19,81	43,89	12962,92
EN1011	0,206-0,067	jaro	NA	628,65	27,19	7,44	24,41	43,95	14930,53
EN1011	0,609-0,206	jaro	NA	673,04	26,72	7,30	23,22	44,44	16183,72
EN1011	total	jaro	0,32	715,57	27,93	7,63	23,53	44,74	16590,69
EN1011	<0,067	podzim	0,26	371,27	22,64	9,48	15,43	38,02	11375,13
EN1011	0,206-0,067	podzim	0,33	502,21	30,60	9,21	22,99	47,35	16427,97
EN1011	0,609-0,206	podzim	NA	447,17	22,20	7,99	23,91	46,65	18444,25
EN1011	total	podzim	NA	474,11	23,81	8,04	21,57	40,75	15515,31
EN1005	<0,067	jaro	0,26	535,58	26,83	35,59	18,44	111,75	17200,36
EN1005	0,206-0,067	jaro	NA	264,39	14,77	3,75	15,04	64,06	14875,30
EN1005	0,609-0,206	jaro	NA	241,90	10,41	3,21	13,78	54,69	14566,37
EN1005	total	jaro	NA	209,78	12,68	4,11	15,72	56,07	15752,66
EN1005	<0,067	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN1005	0,206-0,067	podzim	0,26	244,06	15,37	7,18	20,71	88,75	20866,35
EN1005	0,609-0,206	podzim	NA	186,85	11,79	5,46	18,38	69,94	19092,93
EN1005	total	podzim	NA	206,31	12,53	5,67	18,00	67,05	17742,93
EN1006	<0,067	jaro	1,86	468,20	61,39	235,65	22,79	293,01	15084,80
EN1006	0,206-0,067	jaro	0,81	181,05	29,12	4,89	11,71	92,94	10368,99
EN1006	0,609-0,206	jaro	0,60	129,97	20,35	2,82	8,77	72,54	7909,00
EN1006	total	jaro	0,58	143,71	21,57	3,12	8,45	70,23	7330,16
EN1006	<0,067	podzim	0,91	276,54	58,66	12,80	19,96	104,37	15693,56
EN1006	0,206-0,067	podzim	0,61	212,11	44,15	7,83	16,33	84,95	12767,43
EN1006	0,609-0,206	podzim	0,36	120,92	22,99	4,52	11,63	55,53	8355,65
EN1006	total	podzim	0,49	166,23	34,71	6,71	13,48	70,93	10829,54
EN1022	<0,067	jaro	7,81	1545,64	39,10	148,68	68,46	267,95	20858,07
EN1022	0,206-0,067	jaro	13,07	2555,39	54,49	188,88	116,39	390,45	36770,15
EN1022	0,609-0,206	jaro	9,84	1904,66	45,55	131,21	101,58	321,68	37458,34
EN1022	total	jaro	10,72	2184,63	47,02	145,12	100,91	328,22	37710,92
EN1022	<0,067	podzim	6,36	1363,40	28,93	286,05	62,56	329,36	19408,44
EN1022	0,206-0,067	podzim	15,08	3626,78	43,23	401,75	129,74	481,40	34163,89
EN1022	0,609-0,206	podzim	15,37	3614,35	37,78	319,88	136,15	425,96	39150,93
EN1022	total	podzim	13,89	3368,78	36,35	317,89	118,80	380,28	30324,40
EN2240	<0,067	jaro	7,44	997,51	30,79	98,14	133,75	400,80	40532,54
EN2240	0,206-0,067	jaro	8,90	1524,59	34,98	112,05	189,21	527,26	50514,94
EN2240	0,609-0,206	jaro	7,90	1303,82	30,50	102,78	179,93	515,03	55807,79
EN2240	total	jaro	7,37	1116,31	30,53	95,93	160,10	476,96	49168,42
EN2240	<0,067	podzim	5,80	421,68	26,32	79,51	112,86	357,04	37961,57

EN2240	0,206-0,067	podzim	7,27	550,50	29,86	97,64	160,48	524,53	55050,06
EN2240	0,609-0,206	podzim	7,69	598,00	30,49	98,78	166,05	533,93	57664,58
EN2240	total	podzim	5,53	455,12	26,71	76,38	133,27	420,88	46828,91
CS2227	<0,067	jaro	NA	117,45	34,72	14,32	15,61	39,00	10611,66
CS2227	0,206-0,067	jaro	NA	74,16	15,23	4,81	6,41	13,13	5011,02
CS2227	0,609-0,206	jaro	NA	79,32	15,46	4,88	6,15	12,56	3778,09
CS2227	total	jaro	NA	74,77	18,77	5,14	7,32	15,41	5340,90
CS2227	<0,067	podzim	NA	56,27	27,22	68,59	8,79	29,53	7931,23
CS2227	0,206-0,067	podzim	NA	40,73	17,39	41,26	5,53	12,39	5110,07
CS2227	0,609-0,206	podzim	NA	52,51	19,72	44,42	5,87	14,54	4891,18
CS2227	total	podzim	0,26	57,60	25,31	60,78	6,92	26,53	6817,46
DN1012	<0,067	jaro	NA	58,29	24,85	6,57	14,10	37,20	6465,43
DN1012	0,206-0,067	jaro	0,31	64,27	29,70	6,01	16,12	36,33	7360,11
DN1012	0,609-0,206	jaro	0,32	57,68	26,09	7,04	14,24	33,76	7091,52
DN1012	total	jaro	0,40	84,34	33,70	24,87	22,66	56,70	12755,83
DN1012	<0,067	podzim	NA	51,32	22,57	10,89	16,07	24,26	6394,81
DN1012	0,206-0,067	podzim	0,52	74,78	36,09	19,63	26,69	36,82	9503,83
DN1012	0,609-0,206	podzim	0,53	74,84	36,88	20,26	26,94	34,43	9140,96
DN1012	total	podzim	0,59	65,43	32,55	18,99	23,38	36,42	8473,67
BS2231	<0,067	jaro	NA	84,43	13,06	17,05	26,92	40,94	5310,00
BS2231	0,206-0,067	jaro	NA	27,33	3,51	NA	6,72	8,14	1633,99
BS2231	0,609-0,206	jaro	NA	15,99	NA	NA	4,16	5,22	1247,14
BS2231	total	jaro	NA	20,64	3,38	NA	5,20	6,36	1311,33
BS2231	<0,067	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS2231	0,206-0,067	podzim	NA	24,92	3,08	2,00	5,04	7,55	1716,31
BS2231	0,609-0,206	podzim	NA	12,56	NA	1,84	2,49	4,87	871,91
BS2231	total	podzim	NA	22,22	NA	NA	4,19	4,61	1331,28
BS2228	<0,067	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS2228	0,206-0,067	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS2228	0,609-0,206	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS2228	total	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS2228	<0,067	podzim	NA	62,09	26,50	17,92	4,80	21,15	15043,36
BS2228	0,206-0,067	podzim	NA	14,57	5,37	2,94	NA	3,15	3765,65
BS2228	0,609-0,206	podzim	NA	35,92	7,86	3,96	0,79	6,38	4124,47
BS2228	total	podzim	NA	13,24	7,94	3,62	1,58	4,74	4486,66
BS2236	<0,067	jaro	NA	63,79	19,84	77,79	10,75	56,52	1699,58
BS2236	0,206-0,067	jaro	NA	32,88	2,95	2,21	1,76	2,54	412,46
BS2236	0,609-0,206	jaro	NA	40,20	NA	1,76	1,16	3,25	333,99
BS2236	total	jaro	NA	38,11	2,79	1,74	2,14	3,12	449,02
BS2236	<0,067	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS2236	0,206-0,067	podzim	NA	33,90	NA	NA	1,69	2,78	519,75
BS2236	0,609-0,206	podzim	NA	25,73	NA	NA	0,87	NA	386,84
BS2236	total	podzim	NA	27,60	NA	NA	2,09	NA	499,41
BS1027	<0,067	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS1027	0,206-0,067	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

BS1027	0,609-0,206	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS1027	total	jaro	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS1027	<0,067	podzim	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS1027	0,206-0,067	podzim	NA	14,36	3,13	1,97	4,30	9,30	2401,80
BS1027	0,609-0,206	podzim	NA	8,02	NA	1,75	2,42	6,32	1614,31
BS1027	total	podzim	NA	14,24	3,52	NA	3,84	6,19	2384,76
EN2238	<0,067	jaro	NA	72,90	19,73	5,15	4,77	24,60	8094,26
EN2238	0,206-0,067	jaro	NA	176,48	33,34	5,67	7,15	38,69	14945,31
EN2238	0,609-0,206	jaro	NA	270,08	37,60	5,72	6,61	40,17	17043,73
EN2238	total	jaro	NA	166,00	26,11	3,26	4,96	26,32	12048,94
EN2238	<0,067	podzim	NA	116,26	18,94	4,16	4,21	22,10	8769,73
EN2238	0,206-0,067	podzim	NA	197,11	28,78	4,12	5,58	28,78	12827,60
EN2238	0,609-0,206	podzim	NA	260,45	26,36	3,71	5,13	33,26	15898,75
EN2238	total	podzim	NA	195,36	20,93	2,68	4,59	24,23	12010,31
EN2239	<0,067	jaro	NA	102,59	19,56	5,93	5,93	34,90	9806,49
EN2239	0,206-0,067	jaro	0,31	196,84	24,96	5,64	8,82	52,74	16081,70
EN2239	0,609-0,206	jaro	NA	166,57	14,23	3,28	6,41	39,22	13224,84
EN2239	total	jaro	NA	173,89	16,71	1,98	5,94	36,34	12390,67
EN2239	<0,067	podzim	0,26	127,31	20,52	9,10	9,36	41,30	12521,04
EN2239	0,206-0,067	podzim	NA	187,70	23,59	7,00	12,70	50,92	17111,21
EN2239	0,609-0,206	podzim	NA	152,64	13,48	3,99	9,07	36,56	13218,49
EN2239	total	podzim	NA	160,67	16,23	3,69	10,01	36,92	13920,99
EN2241	<0,067	jaro	NA	445,58	33,25	20,51	10,20	73,47	18341,16
EN2241	0,206-0,067	jaro	NA	505,82	29,59	11,12	8,24	70,31	21198,45
EN2241	0,609-0,206	jaro	NA	362,70	13,89	1,09	6,50	51,05	17536,56
EN2241	total	jaro	NA	413,38	24,62	3,62	6,81	58,16	18966,38
EN2241	<0,067	podzim	NA	315,58	21,52	9,95	7,74	56,74	16246,75
EN2241	0,206-0,067	podzim	NA	538,14	28,51	9,78	9,06	86,41	24837,01
EN2241	0,609-0,206	podzim	NA	469,96	21,90	5,98	7,00	70,47	22407,88
EN2241	total	podzim	NA	491,27	24,67	6,10	6,73	67,85	21617,93

Příloha 6 Výsledky Sekvenční analýzy

ID Pramene	Označení frakce	Kadmium	Mangan	Olovo	Měď	Nikl	Zinek	Železo
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
ES1008	výměnná	pmd	4,46	pmd	pmd	pmd	pmd	6,80
ES1008	redukovatelná	pmd	6,21	3,13	1,33	pmd	2,04	290,66
ES1008	oxidovatelná	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd
ES1008	reziduální	pmd	pmd	pmd	0,96	pmd	2,21	414,10
ES1009	výměnná	pmd	39,76	pmd	pmd	0,94	9,21	71,54
ES1009	redukovatelná	1,76	118,24	16,54	36,97	25,28	106,67	11138,48
ES1009	oxidovatelná	pmd	pmd	pmd	pmd	0,86	pmd	pmd
ES1009	reziduální	pmd	32,34	pmd	1,59	11,01	4,20	3045,95
ES1104	výměnná	pmd	16,87	pmd	pmd	pmd	pmd	12,95
ES1104	redukovatelná	pmd	23,92	3,75	2,87	6,07	2,62	1290,76
ES1104	oxidovatelná	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd
ES1104	reziduální	pmd	11,94	pmd	1,22	4,64	2,83	1349,81
ES1108	výměnná	pmd	117,41	pmd	pmd	pmd	1,86	29,19
ES1108	redukovatelná	pmd	106,66	3,43	pmd	0,83	2,23	13311,84
ES1108	oxidovatelná	pmd	2,32	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd
ES1108	reziduální	pmd	6,66	pmd	pmd	2,19	3,80	1153,42
ES1014	výměnná	pmd	12,97	pmd	pmd	2,06	2,39	47,42
ES1014	redukovatelná	pmd	14,60	16,03	3,90	1,26	8,27	2563,86
ES1014	oxidovatelná	pmd	4,62	pmd	pmd	0,76	4,32	49,51
ES1014	reziduální	pmd	7,76	pmd	1,26	1,30	6,34	1854,71
ES2220	výměnná	pmd	7,37	pmd	pmd	pmd	pmd	24,97
ES2220	redukovatelná	pmd	4,37	pmd	pmd	pmd	3,08	146,50
ES2220	oxidovatelná	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd
ES2220	reziduální	pmd	3,94	pmd	pmd	1,80	2,57	1135,15
EN1011	výměnná	pmd	188,25	pmd	pmd	1,42	2,63	8,10
EN1011	redukovatelná	pmd	229,61	19,95	4,52	4,78	11,33	3243,77
EN1011	oxidovatelná	pmd	3,92	pmd	pmd	0,73	pmd	pmd
EN1011	reziduální	pmd	40,28	2,37	3,75	11,29	22,44	9951,00
EN1005	výměnná	pmd	76,53	pmd	pmd	pmd	14,61	26,16
EN1005	redukovatelná	pmd	32,78	10,12	4,02	1,99	21,45	2654,88
EN1005	oxidovatelná	pmd	2,59	pmd	pmd	pmd	1,77	pmd
EN1005	reziduální	pmd	57,51	pmd	1,73	10,51	26,42	11415,11
EN1006	výměnná	pmd	37,01	pmd	pmd	0,71	7,96	11,59
EN1006	redukovatelná	pmd	97,95	21,51	3,50	2,50	19,13	1550,57
EN1006	oxidovatelná	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	3,54	pmd
EN1006	reziduální	pmd	19,26	4,08	3,71	6,59	30,51	6585,73
EN1022	výměnná	pmd	27,39	pmd	pmd	2,95	3,61	9,33
EN1022	redukovatelná	8,67	2791,51	22,41	231,60	60,32	175,68	6956,75
EN1022	oxidovatelná	0,40	10,44	pmd	8,41	5,06	16,16	pmd
EN1022	reziduální	0,40	77,05	9,86	36,41	31,31	125,05	21971,01
EN2240	výměnná	pmd	9,64	pmd	1,54	1,03	2,70	58,69
EN2240	redukovatelná	pmd	46,27	4,76	6,68	24,93	17,69	3444,36
EN2240	oxidovatelná	pmd	10,37	pmd	1,59	8,10	7,80	pmd

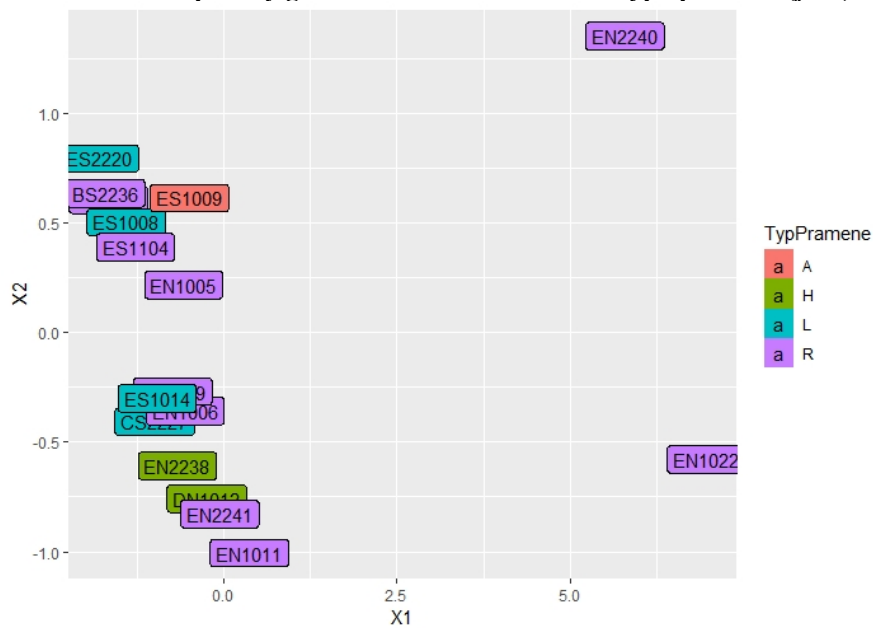
EN2240	reziduální	0,51	80,54	5,31	22,28	48,41	155,51	27760,52
CS2227	výměnná	pmd	21,68	pmd	8,00	1,26	5,93	88,49
CS2227	redukovatelná	pmd	8,16	16,32	32,51	1,22	6,58	2082,30
CS2227	oxidovatelná	pmd	3,08	pmd	1,66	pmd	pmd	pmd
CS2227	reziduální	pmd	9,25	pmd	3,61	1,83	8,28	2630,27
DN1012	výměnná	pmd	20,73	pmd	0,91	4,64	7,37	108,86
DN1012	redukovatelná	0,30	9,54	24,29	13,49	7,11	10,58	2897,17
DN1012	oxidovatelná	pmd	6,29	pmd	0,87	3,17	4,03	65,92
DN1012	reziduální	pmd	13,58	2,86	2,47	3,08	10,89	3192,09
BS2231	výměnná	pmd	28,75	pmd	pmd	pmd	7,17	171,74
BS2231	redukovatelná	pmd	3,63	pmd	pmd	pmd	pmd	554,97
BS2231	oxidovatelná	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd
BS2231	reziduální	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	3,32	374,06
BS2228	výměnná	3,06	211,04	pmd	8,46	25,51	85,88	246,42
BS2228	redukovatelná	pmd	13,46	8,80	3,24	pmd	2,42	4315,65
BS2228	oxidovatelná	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd
BS2228	reziduální	pmd	pmd	pmd	1,25	pmd	2,37	1260,17
BS2236	výměnná	pmd	20,03	pmd	pmd	1,14	1,74	10,50
BS2236	redukovatelná	pmd	4,22	2,39	1,22	pmd	pmd	227,44
BS2236	oxidovatelná	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd
BS2236	reziduální	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	133,38
BS1027	výměnná	pmd	6,09	pmd	pmd	0,89	2,17	19,76
BS1027	redukovatelná	pmd	5,96	3,45	1,58	0,68	4,17	962,46
BS1027	oxidovatelná	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd
BS1027	reziduální	pmd	pmd	pmd	0,94	1,06	3,53	868,77
BS2235	výměnná	5,21	194,45	pmd	45,33	13,64	71,17	14,32
BS2235	redukovatelná	pmd	39,65	5,55	1,36	1,69	2,75	588,86
BS2235	oxidovatelná	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd
BS2235	reziduální	pmd	pmd	pmd	pmd	1,14	3,13	349,93
BS1215	výměnná	pmd	12,56	pmd	pmd	pmd	pmd	8,64
BS1215	redukovatelná	pmd	3,96	2,17	pmd	pmd	pmd	361,08
BS1215	oxidovatelná	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd	pmd
BS1215	reziduální	pmd	pmd	pmd	pmd	0,72	1,70	255,05
EN2238	výměnná	pmd	26,15	pmd	pmd	pmd	pmd	63,42
EN2238	redukovatelná	pmd	105,11	19,68	2,30	0,65	10,25	6167,88
EN2238	oxidovatelná	pmd	15,68	pmd	pmd	0,78	4,73	145,94
EN2238	reziduální	pmd	35,14	3,08	1,39	2,08	12,29	4517,32
EN2239	výměnná	pmd	13,68	pmd	pmd	pmd	2,94	117,07
EN2239	redukovatelná	pmd	52,87	15,15	2,90	3,31	16,78	5916,35
EN2239	oxidovatelná	pmd	9,86	pmd	pmd	0,88	2,18	8,85
EN2239	reziduální	pmd	68,81	pmd	1,30	3,44	15,69	6252,03
EN2241	výměnná	pmd	55,37	pmd	pmd	pmd	3,03	20,20
EN2241	redukovatelná	pmd	190,35	16,74	4,24	1,60	24,40	6099,80
EN2241	oxidovatelná	pmd	13,19	pmd	pmd	pmd	2,86	11,90
EN2241	reziduální	pmd	109,45	2,73	1,12	2,81	27,12	10728,73

Příloha 7 Obsah kovů v biotě

ID pramene	vzorek	Kadmium	Mangan	Olovo	Měď	Nikl	Zinek	Železo
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
ES1008	blešivec	NA	17,71	NA	44,52	NA	53,63	584,93
ES1008	MIX	NA	46,02	NA	15,34	2,00	98,90	2107,76
ES1008	MIX	NA	154,65	6,86	49,64	9,23	202,05	5076,08
ES1009	MIX	1,37	40,66	NA	13,34	6,11	220,75	1459,22
ES1009	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
ES1104	blešivec	NA	9,73	NA	25,44	NA	32,68	278,12
ES1104	MIX	0,75	65,73	6,86	19,58	5,99	210,78	3591,92
ES1104	blešivec	NA	12,10	NA	28,06	NA	41,91	414,07
ES1104	MIX	1,12	144,67	7,73	20,83	13,34	296,83	6198,55
ES1108	MIX	NA	91,05	NA	10,85	2,12	164,63	5475,18
ES1108	MIX	1,00	152,16	NA	25,57	4,12	422,80	9391,37
ES1014	MIX	NA	62,98	NA	17,21	NA	46,15	1172,36
ES1014	MIX	1,12	4664,50	31,30	80,44	17,71	204,54	38912,45
ES1014	blešivec	NA	53,13	NA	28,56	NA	48,64	1833,37
ES2220	MIX	0,75	33,42	NA	21,45	NA	93,04	401,60
ES2220	blešivec	NA	NA	NA	28,56	NA	35,42	261,91
ES2220	MIX	0,87	18,46	NA	5,86	NA	92,29	860,56
ES1011	MIX	1,75	100,27	NA	18,71	2,12	81,69	2269,89
EN1011	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN1005	MIX	NA	139,69	6,36	20,08	2,87	127,21	2220,00
EN1005	MIX	1,12	222,00	NA	25,44	NA	76,33	1259,67
EN1006	blešivec	2,62	16,71	NA	27,56	NA	39,79	270,64
EN1006	MIX	35,92	144,67	42,40	25,32	8,73	391,62	3729,11
EN1006	blešivec	5,36	110,13	6,49	61,61	3,24	90,80	959,09
EN1006	MIX	6,36	331,75	16,21	29,06	6,11	294,34	3754,05
EN1022	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN1022	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2240	MIX	4,86	34,17	NA	20,70	9,35	137,19	1073,83
EN2240	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
CS2227	MIX	0,75	89,92	NA	25,19	3,12	157,15	1708,66
CS2227	MIX	NA	123,22	7,48	12,10	3,49	82,19	2656,52
DN1012	MIX	3,12	39,54	14,34	47,64	8,11	137,19	4265,40
DN1012	MIX	2,37	33,05	16,59	32,55	4,86	111,62	4015,96
BS2231	MIX	5,49	226,99	14,09	18,21	24,82	411,57	4015,96
BS2231	blešivec	1,12	25,57	NA	35,42	6,24	57,00	734,60
BS2231	MIX	4,49	99,40	12,22	28,19	34,55	415,32	2893,49
BS2228	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS2228	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
BS2236	MIX	0,87	30,93	NA	14,47	2,62	50,14	212,02
BS2236	MIX	1,50	42,65	NA	33,05	6,24	63,86	1571,46
BS1027	blešivec	NA	11,35	NA	31,06	NA	40,03	217,01

BS1027	MIX	NA	18,96	NA	18,33	4,99	45,77	540,03
BS1027	blešivec	1,25	12,35	NA	54,25	2,62	78,82	467,70
BS1027	MIX	NA	65,98	NA	17,21	8,98	94,41	934,15
EN2238	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2238	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2239	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2239	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2241	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
EN2241	MIX	5,11	64,23	NA	62,36	NA	79,82	823,15

Příloha 8 Boxplotový graf závislosti obsahu kovů a typu pramene (jaro)



Příloha 9 Boxplotový graf závislosti obsahu kovů a typu pramene (podzim)

