

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



Toxické kovy v sedimentech pramenů Lužických hor a okolí

Toxic metals in sediments of the Lusatian Mountains area springs

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

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

Autor práce: Hana Králíčková

2018

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Bc. Hana Králíčková

Územní technická a správní služba

Název práce

Toxické kovy v sedimentech pramenů Lužických hor a okolí

Název anglicky

Toxic metals in sediments of the Lusatian Mountains area springs

Cíle práce

Cílem práce je sledovat výskyt toxických kovů v sedimentech vybraných pramenů Lužických hor a vyhodnotit jejich výskyt v závislosti na různém geologickém podloží.

Metodika

Práce zahrnuje sběr sedimentů ve vybraných pramenech Lužických hor a jejich následný kyselinový mikrovlánný rozklad (metodika US EPA 3050) a stanovení obsahu toxických kovů.

Výsledky budou vyhodnoceny ve vztahu k geochemickému pozadí a geologickému podloží a bude vyhodnocen vliv antropogenních aktivit na zatížení sedimentů toxickými kovy.

Doporučený rozsah práce

40 stran

Klíčová slova

sediment; toxické kovy; prameny; Lužické hory

Doporučené zdroje informací

Pitter, P. 1999. Hydrochemie. VŠCHT

Siegel, F.R., 2002. Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals, Springer-Verlag

Singh, V.P. 2005. Toxic Metals And Environmental. Sarup and Sons

Předběžný termín obhajoby

2017/18 LS – FŽP

Vedoucí práce

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 25. 4. 2017

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 28. 4. 2017

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Řečník

V Praze dne 11. 04. 2018

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením prof. RNDr. Dany Komínkové, Ph.D. a všechny prameny, ze kterých jsem čerpala, jsou uvedeny v seznamu použitých zdrojů.

V Praze 25. 4. 2018

.....

Hana Králíčková

Poděkování

Nejvíce bych chtěla poděkovat své vedoucí prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. za její trpělivost, cenné připomínky a veškerou pomoc při zpracování této bakalářské práce. Dále Ing. Lucii Součkové za její skvělé vedení v laboratoři i při terénních výjezdech a Mgr. Miroslavu Khýrovi za odborné konzultace při vyhodnocování výsledů. V neposlední řadě bych ráda poděkovala mojí rodině a všem svým blízkým, kteří mě podporovali po celou dobu mého studia a stále mě motivovali jít kupředu.

V Praze dne 25. 4. 2018.

.....

Hana Králíčková



PRAMENY SPOJUJÍ QUELLEN VERBINDEN

Tato bakalářská práce byla zpracována v rámci mezinárodního projektu Prameny spojují krajiny a státy – environmentální vzdělávání a kooperace v regionu Liberec – Zittau (registrační číslo 100249739). Jenž byl financován evropským rozvojovým fondem v období 2016 – 2019.



European Union
European Regional
Development Fund



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

Veškerá níže využitá data vznikla v rámci tohoto projektu díky mezioborové spolupráci odborníků ze tří univerzit zapojených do projektu, a to Technickou univerzitou v Liberci, Technickou univerzitou v Drážďanech a Českou zemědělskou univerzitou v Praze.

Hlavním cílem projektu bylo mapování pramenných oblastí a vyhodnocení jejich chemických, hydrologických, geologických, ekologických a kulturně-společenských charakteristik. Získané výsledky budou podkladem pro využití krajiny a její role pramenů při zachování či zlepšení ekologické a biologické diverzity v přeshraniční oblasti Liberec-Zittau. Mezi trvalé výstupy budou mimo jiné patřit atlas pramenů a geodatabáze pramenů v oblasti Liberec-Zittau.



TECHNICAL
UNIVERSITY
OF LIBEREC
www.tul.cz



ČESKÁ
ZEMĚDĚLSKÁ
UNIVERZITA V PRAZE



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DRESDEN

Abstrakt

Na území Lužických hor byl sledován výskyt toxických kovů (Cr, Cd, Ni, Cu, Pb, Sr, V, Zn) v sedimentech 9 pramenů. Po získání vysušeného homogenního vzorku sedimentu byl proveden mikrovlnný rozklad podle mezinárodní metodiky US EPA 3052 (1996) a poté stanovena koncentrace prvků ve výluhu optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES) dle ČSN EN ISO 11885. Při vyhodnocení dat bylo zjištěno, že některé prvky jsou vzájemně korelovány. Úzce spolu souvisí Cr, Ni, V dále Zn, Sr a třetí korelace vznikla mezi Pb a Cd. Vztah mezi Pb a Cd je třeba brát s rezervou z důvodu malého množství dat pro Cd (často pod mezí detekce). Na základě koncentrací toxických kovů v sedimentu byly metodou mnohorozměrného škálování vytvořeny 2 skupiny pramenů. Ukázalo se, že typ pramene (limnokrén, rheokrén, helokrén) nemá vliv na akumulaci toxických kovů v sedimentu stejně tak viditelné antropogenní ovlivnění. Prameny viditelně pozměněné člověkem vykazovali nižší koncentrace všech prvků než odlehlé lesní prameny. Ze všech získaných informací lze usuzovat, že výskyt toxických kovů v pramenech Lužických hor není ovlivněn lokální antropogenní činností a sezóností, ale více závisí na hydrogeologických podmínkách daného pramene.

Klíčová slova

sediment, toxické kovy, prameny, Lužické hory

Abstract

The presence of toxic metals (Cr, Cd, Ni, Cu, Pb, Sr, V, Zn) in the sediments of 9 springs was monitored in the Lusatian Mountains. Dried homogeneous sediment samples were microwave digested according to the international methodology of US EPA 3052 (1996). The content of metals was analysed by inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) according to ČSN EN ISO 11885. The results have indicated that some elements are mutually correlated. Toxic metals Cr, Ni, V are closely related then the metals Zn and Sr too and the third correlation is between Pb and Cd. The correlation between Pb and Cd can not be taken as a fact due to little available Cd data (often below detection limit). Based on the concentration of toxic metals in the sediment 2 groups of springs were created by method of multidimensional scaling. It turned out that the type of spring (limnocrene, rheocrene, helocrene) has not an effect on the accumulation of toxic metals in the sediment as well as visible anthropogenic influences. Springs clearly altered by humans have lower concentrations of all elements than outlying forest springs. The obtained data indicate that the presence of toxic metals in the springs in the Lusatian Mountains is not affected by the local anthropogenic activities and seasonality but depend more on the hydrogeological conditions of the spring.

Keywords

sediment, toxic metals, springs Lusatian mountains

OBSAH

1. ÚVOD	10
2. CÍLE PRÁCE	10
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE	11
3.1. Voda	11
3.1.1. Hydrologický cyklus	11
3.1.2. Povrchová voda	12
3.1.3. Podzemní voda	12
3.1.4. Prameny	14
3.1.5. Sediment	16
3.2. SLEDOVANÉ FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ SORBCI TOXICKÝCH KOVŮ V SEDIMENTU	17
3.3. ZNEČIŠTĚNÍ PODZEMNÍ VODY	19
3.4. TOXICKÉ KOVY	20
3.4.1. Vybrané prvky a jejich vlastnosti	21
3.5. LUŽICKÉ HORY	24
4. METODIKA	26
4.1. Lokalizace a výběr pramenů	26
4.2. Odběr vzorků a jejich úprava	27
4.3. Laboratorní analýza	28
4.4. Matematické vyhodnocení dat	29
5. VÝSLEDKY	30
6. DISKUSE	38
7. ZÁVĚR	40
8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	41
9. SEZNAM PŘÍLOH	46

1. ÚVOD

Akumulace podzemní vody a její trvalý výskyt v dostatečném množství vyžadují vhodné geologické, klimatické i hydrologické podmínky (Krásný a kol. 2012). Pramenné oblasti a jejich prameniště hrají z hlediska hydrologických poměrů v oblasti Lužických hor významnou roli. Lužické hory představují srážkově bohatou oblast s ročním úhrnem srážek v rozmezí 700 – 1 100 mm, která zásobuje pitnou vodou z několika jímacích zařízení přilehlé oblasti jak na české, tak i saské straně hor (Eckhardt 2015).

Proudění podzemní vody v kolektoru se odvíjí od hydrogeologických vlastností na dané lokalitě. Voda se zde může zdržet v řádech několika hodin až tisíce let (Krásný a kol. 2012). Udržení kvality vody v pramenech a zabránění případné kontaminaci těchto zdrojů podzemní vody v Lužických horách je pro její využívání zásadní.

Tato oblast sice nepatří mezi vyhledávané turistické cíle České republiky a zůstává poměrně zachovalým územím, ale riziko antropogenního znečištění či kontaminace pramenů znečišťujícími látkami až po těžké kovy tu nelze vyloučit (Kühn 2018). Vzhledem k tomu, že oblast pramenů leží především na křídových pískovcích riziko transportu znečišťujících látek podzemní vodou v takto propustném podloží je nezanedbatelné. Dlouhodobý monitoring přítomnosti těžkých kovů v dnových sedimentech na prameništích může přinést cenné informace o vývoji znečištění na jednotlivých lokalitách a přispět k případnému řešení nastalé nepříznivé situace.

2. CÍLE PRÁCE

Cílem této bakalářské práce bylo sledovat výskyt toxických kovů v sedimentech vybraných pramenů Lužických hor a vyhodnotit jejich výskyt v závislosti na různém geologickém podloží.

3. LITERÁRNÍ REŠERŠE

3.1. Voda

Planeta Země je tvořena z velké části vodou, jak už napovídá její často využívané označení „modrá planeta“. Konkrétně pokrývá voda 71 % zemského povrchu. V oceánech se nachází převážná část vody a to 97,2 %. Zbýlých 2,8 % představuje vodu kontinentální, tedy vodu sladkou. I z tohoto zlomku ($37\,631\,800 \cdot 10^9 \text{ m}^3$) z celkového množství vody na planetě je stále 2,13 % objemu nedostupné ve formě polárního ledu a ledovců. Dostupná voda pro potřeby člověka, ať už se jedná o vodu stojatou, tekoucí, podzemní či vázanou v organismech, představuje pouze něco okolo 0,67 % z celkového množství vody na Zemi (Bumerl 2003).

Souhrn veškeré vody na planetě bývá označován jako hydrosféra. Množství vody v ní je neměnné, pouze průběžně dochází k jejímu přeskupování mezi třemi základními formami – plynnou, kapalnou a pevnou fází. Hydrosféra není jen samostatný systém. Její propojení s atmosférou a litosférou jí umožňuje komplexní fungování v rámci světových ekosystémů a životního prostředí (Pačes 2009).

3.1.1. Hydrologický cyklus

Voda na zemském povrchu představuje jednu ze základních složek životního prostředí a je neodmyslitelně provázána jak s lidskou činností, tak i neustále probíhajícími biologickými či hydrologickými cykly (Pačes 2009). Neustálý koloběh vody v biosféře je poháněn sluneční energií, která způsobuje vypařování vody a dále také zemskou přitažlivostí. Ta je příčinou pohybu vody na povrchu Země i pod ním (Šilar 1996).

Na Zemi se rozlišuje malý a velký koloběh vody, přičemž malý koloběh zajišťuje výměnu vláhly pouze nad oceány. Velký koloběh je poněkud složitější a kromě výparu, srážek v podobě deště, sněhu, mlhy či rosy, odvedení vody v korytech potoků a řek, zahrnuje zachycení na povrchu rostlin (s možným opětovným vypařením) či infiltraci a zvětšování zásob podzemní vody (Kemel 2000).

V celém hydrologickém cyklu platí pro vodu rovnice hmotnostní bilance:

$$S = O + E + Z \quad (l/m^2/rok) \quad (\text{rov. 1})$$

kde S představuje srážky, O je odtok z území, E je evapotranspirace a Z znamená retenci vody v rezervoáru, který je oddělen od okolních hydrologických procesů. Tato bilance bývá obvykle měřena v konkrétním povodí (Pačes 2009).

3.1.2. Povrchová voda

Veškerá přirozeně se vyskytující voda na zemském povrchu je vodou kontinentální nebo mořskou. V podmínkách České republiky lze vodu mořskou opomenout a zaměřovat se především na kontinentální povrchovou vodu, jak v její tekoucí, tak i stojaté podobě. Za jejím vznikem stojí kombinace srážkových a podzemních vod. V případě, že převažujícím zdrojem jsou atmosférické srážky, pak se povrchová voda stává málo mineralizovanou. Rozdíl v chemickém složení podzemní a povrchové vody je ovlivněn obohacením podzemní vody z okolního prostředí (Pitter 1999).

Neznečištěné povrchové vody mají menší chemickou rozmanitost s převažujícím hydrochemickým typem $\text{HCO}_3\text{-Ca}$. Obsah organických látek je častým důsledkem antropogenního znečištění a jejich množství může dosahovat různě vysokých hodnot, poněvadž povrchové vody nejsou proti těmto vlivům nijak chráněny (Pitter 1999). Fyzikální, chemické i mikrobiální procesy probíhají v těchto vodách odlišně od podzemních vod a ovlivňují její jakost různou měrou. Mezi nejvýznamnější z nich patří sedimentace nebo rozptýlení pevných částic, které se do vod dostávají splachem z okolí, reakce mezi jednotlivými složkami, aerobní či anaerobní rozklad organických látek (Žáček 1998).

3.1.3. Podzemní voda

Jako podzemní vodu lze označit takovou, která se přirozeně akumuluje v horninovém prostředí (v dutinách a zvodních) a není nijak vázána kapilárními silami. Podzemní voda se může nacházet až do hloubky 10 kilometrů, přičemž je doplňována především infiltrací povrchových a srážkových vod v jarním období (Pitter 1999). Podzemní voda je důležitým zdrojem kvalitní pitné vody (Salgado a kol. 2003). Obsahuje množství minerálů důležitých pro lidské zdraví a díky samočisticí schopnosti horninového prostředí, ve kterém proudí, má vyšší kvalitu než povrchová

voda (Virkutyte, Sillanp 2005; Pitter 1999). Podle obsahu rozpuštěných látek jsou podzemní vody rozdělovány na vody minerální a prosté.

Existuje několik typů podzemní vody z hlediska horninového prostředí, kde je akumulována. Voda průlinová v oblastech usazených a sopečných hornin, zvětralin a půd, voda puklinová v pevných horninách a jejich kombinace voda průlinovo-puklinová (Zelina 2013; Ruda 2014).

Voda průlinová proudí pod zemí v průlinách nesoudržných nezpevněných hornin (především šterkopísky), méně také v soudržných nezpevněných horninách (jílovo-hlinité zeminy). Puklinová podzemní voda je přítomna ve všech pevných neporézních horninách a to především v oblastech žulových masivů jako je Benešovsko, Sedlčansko a v neposlední řadě Jizerské hory. Oběh podzemní vody probíhá pouze po puklinách a její množství je ovlivněno velikostí a charakterem puklin („zda jsou otevřené uzavřené, nebo utěsněné jiným horninovým materiálem“). Kombinací těchto dvou výše uvedených typů podzemní vody je voda průlinovo-puklinová, která proudí v průlinách i po puklinách. Tento typ proudění podzemní vody se vyskytuje v pevných porézních horninách a to zejména v porézních křídových pískovcích. Křídové sedimenty, pískovce, tvoří nejvýznamnější hydrogeologické struktury v České republice s vydatnými zásobami podzemní vody nejvyšší jakosti (Zelina 2013).

Proudění podzemní vody je ve srovnání s povrchovými vodami mnohem komplikovanější. Sledování celého procesu v horninovém prostředí od infiltrace až po místo, kde se voda znovu dostává na povrch je velmi obtížné. Výskyt podzemní vody a její pohyb v určitém území je dán především jeho hydrogeologickými charakteristikami. Ty ovlivňují jak rychlost proudění, tak i nahromadění vody v podzemí a dobu jejího proudění. Množství infiltrované vody do hydrogeologického prostředí sice závisí na klimatických podmínkách a reliéfu, ale čím dál častěji také na antropogenním působení v určité oblasti. To rozhoduje, jaké množství vody bude k dispozici pro infiltraci v daném prostoru a čase, a následně tedy kolik vody se v určitém hydrogeologickém celku pohybuje. Podzemní voda setrvává v kolektorech různě dlouho, přičemž (až na výjimky) stále proudí ve směru hydraulického gradientu. Postupně dochází k přibližování hladiny podzemní vody k úrovni terénu a jejímu vystupování na povrch.

Vznikají tak podmáčená místa – mokřady, a za vhodných podmínek dochází k soustředěným vývěrům a vzniku pramenů (Krásný a kol. 2012).

V podzemních vodách se stejně jako v povrchových nacházejí různé formy živých organismů. I když jsou zastoupeny v mnohem menším počtu, o to více jsou specifické. Životní prostředí podzemních vod určuje fyziologii organismů i strukturu zde přítomných společenstev, která je velmi odlišná od situace v povrchových vodách, a to zejména díky absenci světla. Dalšími velmi významnými faktory ovlivňujícím život v těchto podmínkách je stálost teploty podzemní vody a trvale nízká hladina rozpuštěného kyslíku (Štěrbá 1986).

Kolísání zásob podzemních vod bývá v regionálním měřítku nejvíce ovlivněno nerovnoměrnou infiltrací srážek (za určitou dobu) a může tak docházet k trvalým nebo dočasným změnám v proudění podzemních vod. Doplnění zásob podzemní vody lze vyjádřit bilanční rovnicí (rov. 2) (Krásný a kol. 2012).

Bilanční rovnice akumulace podzemní vody:

$$I - O_z \pm dV_{pz} = 0 \quad (l/s, m^3/s, m^3/rok) \quad (rov. 2),$$

kde I je infiltrace, O_z představuje základní odtok podzemní vody a dV_{pz} změnu zásob podzemní vody. Tato rovnice popisující vodní bilanci ve vybraném místě akumulace podzemní vody a je součástí celkové hydrologické bilance proudění vod. Bilanci podzemní vody lze sestavovat pro jakýkoli vybraný hydrogeologický celek v různém čase. Změna režimu podzemních vod při dlouhodobém pozorování nastává nejen v důsledku změn infiltrace, ale také vlivem dalšího přírodního (zemětřesení, tlak vzduchu,...) a antropogenního působení (Krásný a kol. 2012).

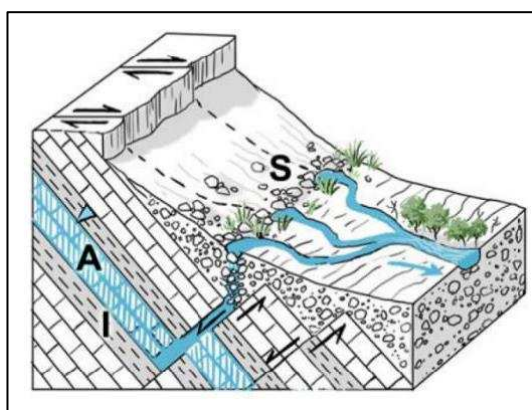
3.1.4. Prameny

Pramen je z hydrogeologického hlediska definován jako přísně vymezené a definované místo, kde se podzemní voda dostává na povrch (Odum 1971). Pramenitá voda má na svém vývěru určité specifické vlastnosti. Jednou z nich je téměř konstantní teplota po celý rok. Tyto teplotní vlastnosti poskytují unikátní životní podmínky pro vybrané druhy fauny a flóry (Spechler, Schiffer 1995).

Prameny je možné třídit podle mnoha kritérií. Podle jejich vydatnosti a stálosti jsou rozlišovány na stálé prameny, prameny periodické a dočasné prameny, které jsou

aktivní pouze část roku (Štěrbá 1986). Dále také podle geologických vlastností podloží na puklinové, zlomové, krasové a suťové, nebo podle pohybu podzemní vody při vývěru (MŽP ©2010). Z hlediska této práce je ale hlavní dělení hydrologické, které rozděluje prameny podle způsobu vývěru na povrch na limnokrén, rheokrén a helokrén (Štěrbá 1986).

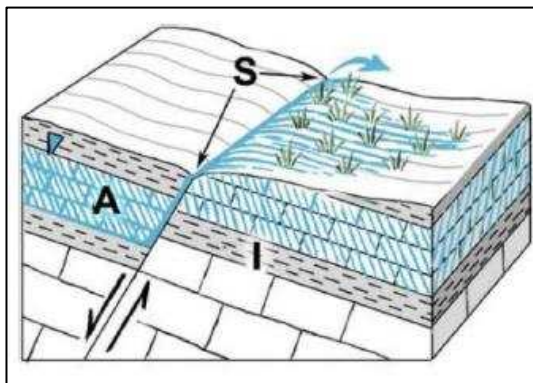
Pro rheokrén je charakteristický jasně viditelný vývěr utvářející stružku, která okamžitě odtéká (obrázek č. 1). Pod pramenem se přirozeně formují odtokové stružky (jeden nebo více samostatných kanálků), které se přizpůsobí terénu a formují žlábek (Springer a kol. 2008). Tento typ je častý v horských oblastech na prudkých stráních. V nížinách se vyskytuje ojediněle (Štěrbá 1986). I přes to, že voda z tohoto typu pramene poměrně rychle odtéká, zůstává poměrně stabilním stanovištěm. Menší adaptace zajišťují druhům, které se zde vyskytují přizpůsobení životním podmínkám. Okraje těchto pramenů a jejich odtokových kanálů jsou velmi rychle kolonizovány rostlinami běžně se vyskytujícími v okolním prostředí (McCabe, 1998).



Obrázek č. 1: Nákres typu pramene rheokrén (Springer a kol. 2008).

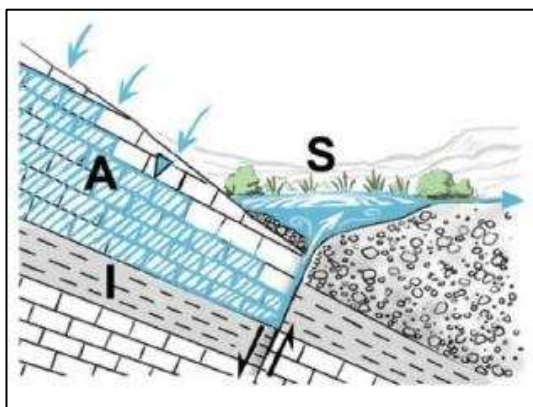
Helokrénní prameny (obrázek č. 2) mohou být dvojího typu. Může docházet k pramenným vývěrům z více míst na určité zamokřené ploše, nebo vývěry nejsou zřetelné a voda prosakuje na větší ploše a tvoří bažiny (Springer, Stevens 2009). Odtokové stružky se tvoří v nejnižší položené části pramenné oblasti. To často bývá poměrně daleko od místa (nebo míst) vývěru podzemní vody (Štěrbá 1986). Pramenná oblast tohoto typu je směsicí vody, bláta, hlíny a rostlin (Springer, Stevens 2009). Biodiverzita je zpravidla u těchto typů pramenů nejvyšší (Cantonati a kol. 2006). Vyskytují se zde specifické bažinné druhy a reliktní druhy rostlin a živočichů. Takové bažiny představují určitá refugia a díky jejich možnosti

rozlivu a dočasnému zamokření větších ploch se mohou reliktní druhy šířit i na velkou vzdálenost (Grasby, Londry 2007).



Obrázek č. 2: Vyobrazení helokrenního typu pramene. S – vývěr pramene, A – saturovaná zóna a I – nepropustná vrstva (Springer a kol. 2008).

Limnokrén je typ pramene, který má zřetelný vývěr a voda se poté akumuluje a vytváří jezírko (obrázek č. 3). Prostor vývěru i akumulace vody někdy může být uměle ohraničen. Tento typ vývěru se může nacházet i pod zemí a to zejména v krasových útvarech. Limnokrén má stálou teplotu i chemické složení což vytváří podmínky pro výskyt specifických druhů (Springer, Stevens 2009).



Obrázek č. 3: Nákres limnokrenního pramene. S – vývěr pramene s akumulací vody, A – saturovaná zóna a I – nepropustná vrstva (Springer a kol. 2008).

3.1.5. Sediment

Dnový sediment je ve vodním prostředí jedním z nejcitlivějších míst, kde dochází k ukládání suspendovaných látek a kontaminantů (Champan, Man 1999).

K hromadění kovů v dnovém sedimentu může docházet z přírodních i antropogenních zdrojů (Balintova a kol. 2016). Toxické kovy se v sedimentu váží na jednotlivé frakce odlišně. Race a kol. (2015) uvádí, že se zmenšujícím se průměrem zrna sedimentu dochází k nárůstu vazby kovů na sediment.

Přítomnost toxických kovů a jejich potenciální dopad na životní prostředí se obtížně hodnotí z toho důvodu, že jejich mobilita, uvolňování do vodního prostředí a biologická dostupnost závisí na chemické formě v jaké jsou v sedimentu přítomny (Baran, Tarnawski 2015). Chování těchto prvků bývá ovlivněno faktory jako jsou pH, obsah organické hmoty, teplota vody, nebo velikostí částic sedimentu (Cantwell a kol. 2002). Znečištění sedimentů kovy je kvůli jejich stabilitě, nerozložitelnosti, perzistenci, bioakumulaci a toxicitě velmi problematické a dlouhodobé zatížení systému (Paramasivam a kol. 2015).

Vysoké koncentrace stopových kovů v sedimentu mohou mít toxické účinky a ovlivňovat přežití a prosperitu bentických organismů (Roman a kol. 2007). Pro odhad účinků úrovně toxických kovů ze sedimentu na biotu může sloužit srovnání s koncentrací prahového efektu (TEC). Při jeho překročení lze očekávat chronický účinek na organizmy. Dále také srovnání s koncentrací pravděpodobného účinku (PEC), při které již dochází k akutnímu toxickému účinku.

3.2. SLEDOVANÉ FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ SORBCI TOXICKÝCH KOVŮ V SEDIMENTU

Teplota vody patří ke stěžejním ukazatelům její kvality (Horáková 2003). Její hodnota zásadně ovlivňuje chemickou i biochemickou reaktivitu ve vodách, kde se pohybuje v rozmezí od 0 °C maximálně do 30 °C. Průběh biochemických procesů se s teplotou klesající k nule výrazně zpomaluje (Pitter 1999).

V povrchových vodách teplota ovlivňuje zejména chemickou rovnováhu a biochemickou spotřebu kyslíku. Rostoucí teplota několikanásobně zvyšuje množství toxického nedisociovaného amoniaku ve vodě (Pitter 1999). Především u vodních nádrží jsou tyto ukazatele velmi závislé na změnách teploty (Žáček 1998).

Teplota podzemní vody má obvykle konstantní hodnotu a téměř není závislá na ročním období. Ve střední Evropě dosahuje přibližně 9,5 °C v hloubce 10 metrů

(Žáček 1998). V České republice se teplota vody v pramenech během celého roku pohybuje okolo osmi až devíti stupňů (Štěrbá 1986). Výkyvy a kolísání teploty podzemní vody bývají zapříčiněny dotováním povrchovými a srážkovými vodami (Žáček 1998).

Hodnota pH představuje jeden z nejcitlivějších ukazatelů rovnovážného stavu v přírodních vodách. Tato veličina posuzuje kyselost a zásaditost kapaliny a pohybuje se na škále od nuly do čtrnácti. Neutrální pH je dosaženo v destilované vodě při teplotě 25 °C a je rovno sedmi. pH je definováno jako záporný dekadický logaritmus aktivity vodíkových iontů:

$$\text{pH} = -\log \alpha_{\text{H}^+} \quad (\text{rov. 3}) \quad (\text{Martoň a kol. 1984}).$$

Změny pH mohou silně ovlivnit remobilizaci kovů ve vodě. V závislosti na hodnotě pH může docházet ke srážení, rozpouštění, adsorpci, nebo desorpci toxických kovů ze sedimentu (Race 2017). Nízké pH vody snižuje povrchové napětí částic sedimentu a dochází tak snadněji k uvolňování oxidů železa a hliníku, které zároveň podporují uvolňování, pohyb a biologickou dostupnost toxických kovů ze sedimentu (Du Laing a kol. 2009)

Konduktivita neboli vodivost patří k základním aditivním vlastnostem roztoků. Její jednotkou je Siemens (S). Při měření konduktivity ve vodním prostředí se výsledky udávají v mikro-siemens ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (Horáková 2003). Při zvyšování teploty dochází i k nárůstům konduktivity o 2–4 % za 1°C. Díky tomu také dochází ke změnám konduktivity během roku (Langland a kol. 2003). U pramenů, které rychle odtékají (rheokrén) může v jarním období dojít k tomu, že díky rychlému odtoku dosahuje konduktivita nižších hodnot než v zimě i přes to, že došlo k nárůstu teploty (Furukawa a kol. 1996).

Množství rozpuštěného kyslíku je pro organismy nezbytné. Aktuální hodnota rozpuštěného kyslíku je závislá na teplotě a tlaku. S rostoucí teplotou množství rozpuštěného kyslíku klesá (Wetzel 2001). Snížení koncentrace rozpuštěného kyslíku vlivem přítomnosti biologicky rozložitelných látek může ovlivnit uvolňování toxických kovů ze sedimentu do vody (Race 2017).

3.3. ZNEČIŠTĚNÍ PODZEMNÍ VODY

Vliv člověka na životní prostředí se celosvětově mnohonásobně zvýšil během 20. a 21. století. Oblast podzemních vod patří také k těm, kde dochází ke stále výraznějšímu kvalitativnímu i kvantitativnímu ovlivnění přirozených vlastností (Krásný a kol. 2012). Podzemní voda může být znečišťována mnoha zdroji z lidské činnosti, jako jsou výluhy ze skládek odpadu, chemikálie užívané v životním prostředí, špatné nakládání s odpadními vodami a čistírenskými kaly, nebo kontaminace půdy chemickými látkami v průmyslových areálech (Al-Kharabsheh, Ta'any 2003). Tyto vlivy zaujímají stále větší plochu, ale také stále větší hloubku a rozsah znečištění. Díky novějším technologiím, možnostem dostat se do větší hloubky a narůstající produkci uměle vytvořených látek se zvyšuje množství potenciálních polutantů v prostředí (Krásný a kol. 2012). Nejvíce rizikové jsou v tomto směru městské a urbanizované oblasti, kde dochází vinou nedostatečné těsnosti septiků a kanalizace, nebo vědomého vypouštění odpadních vod volně do přírody ke kontaminaci podzemních vod (Jeong 2001).

Významným, ale stále málo viditelným znečišťovatelem podzemní vody je zemědělství. Nadměrné hnojení, agrochemikálie a intenzifikace zemědělské produkce s sebou přinesla mnoho nebezpečných organických látek infiltrujících se do podzemní vody (Štěrba 1986). Užíváním průmyslových hnojiv se do prostředí nejvíce uvolňují dusičnany, sírany, amoniak a chloridy (Al-Kharabsheh, Ta'any 2003). Hlavní rizikovou skupinou, která kontaminuje většinu podzemních vod, především těch mělkých, jsou dusičnany a dusitany (Štěrba 1986). Legislativa limitující obsah dusičnanů udává jako maximální přípustnou hodnotu 10 mg/l pro balenou kojeneckou vodu a 25 mg/l pro pramenitou vodu (vyhláška č. 275/2004 Sb.). Všeobecně dodržovanou hranicí pro pitnou vodu ve vodovodní síti je 50 mg/l (vyhláška č. 252/2004 Sb.). Problémy s kontaminací podzemní vody dusičnany ve velkém měřítku byly v České republice zjištěny již na počátku 70. let minulého století (Štěrba 1986).

3.4. TOXICKÉ KOVY

Toxické kovy jsou považovány za znečišťující látky, které mají v životním prostředí velký význam, a to zejména z důvodu jejich toxických vlastností na živé organismy, stálosti v životním prostředí a nedegradovatelnosti (Kumar a kol. 2008). Toxicita kovů je závislá na hodnotě pH, teplotě a celkovém složení vody. Častěji tak působí více toxicky jednoduché iontové formy daného prvku než ty komplexnější (Pitter 1999). U těchto látek bylo zaznamenáno, že dlouhodobé vystavení organismu účinkům toxických kovů z okolního prostředí vedlo k nadměrné akumulaci tohoto prvku (například měď, kadmium, arsen) v organismu, což vedlo k poškození zdraví, nebo dokonce smrti. Naopak některé z těchto prvků v malých koncentracích patří mezi esenciální látky pro lidský organismus (například zinek, selen, měď), ale při vyšších dávkách jsou škodlivé a mohli by mít na organismus destruktivní účinky (Siegel 2002).

Alespoň stopové množství přirozeně se vyskytujících kovů a polokovů je možné prokázat ve všech vodách. Obsah jednotlivých prvků se liší na různých stanovištích. Odvíjí se od více faktorů, jako jsou půdní a geologické podmínky dané lokality, typ vodního zdroje a také antropogenních vlivů (Pitter 1999). Zvýšené množství stopových prvků v podzemních vodách může být zapříčiněno cirkulací nekontaminované vody v určitém geologickém prostředí, které je na dané prvky bohaté a dochází tak k obohacení cirkulující vody. Pokud nejsou zvýšené koncentrace důsledkem geologického prostředí tak dochází k vnější kontaminaci podzemní vody (Tourková 1996). Hlavní antropogenní zdroj kovů obecně v prostředí je metalurgický a oděvní průmysl, agrochemikálie a atmosférické srážky znečištěné exhalacemi těchto látek ze spalovacích procesů (Pitter 1999).

Obecně lze říct, že přítomnost kovů ve vodním prostředí je až z 90 % vázána na suspendované pevné látky nebo dnový sediment. Díky tomu dochází k jejich akumulaci a obohacení sedimentů (Wei a kol. 2016). Zde přítomné toxické kovy mohou být opětovně uvolněny do vody, což vážně ovlivňuje její kvalitu a může dojít ke kontaminaci celého vodního prostředí (Laing a kol. 2007; Zhong a kol. 2006). Jejich koncentrace ve vodách běžně dosahuje méně jak 1 mg.l^{-1} , jsou to tedy mikrokomponenty. Vyšší koncentrace se objevují ve vodách s vyšším obsahem

huminových látek. Ty také ovlivňují pohyb kovů v povrchových i podzemních vodách (Pitter 1999).

3.4.1. Vybrané prvky a jejich vlastnosti

Vybrané prvky a jejich vlastnosti (chrom, kadmium, měď, nikl, olovo, stroncium vanad a zinek) byly pro přehlednost zorganizovány do následující tabulky č. 1.

Tabulka č. 1: Monitorované toxické kovy a jejich vlastnosti.

	Vlastnosti	Přírozený výskyt	Antropogenní zdroje	Vliv na životní prostředí	Vliv na člověka
Chrom	esenciální a zároveň toxický prvek; dobře rozpustný ve vodě; velká komplexotvornost ve vodách	minerály obsahující Cr; ve vodách nejčastěji jako jednoduchý iont Cr^{3+} a komplexy; koncentrace v prostých podzemních vodách 5 – 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$; koncentrace v přírodních vodách do 50 $\mu\text{g.l}^{-1}$	barevná metalurgie a její odpadní vody; úprava kovů; oděvní průmysl	ve vyšších koncentracích toxický pro živočichy i rostliny	vliv na syntézu nukleových kyselin a regulaci glukosy v krvi; ve vyšších koncentracích je toxický (genotoxický a má karcinogenní účinky)
Kadmium	všudypřítomné v přírodě (0,1 – 0,35 mg/m^3), sorbováno v sedimentech; vysoce toxické – jed s kumulativním vlivem	v rudách spolu se zinkem; ve vodě nejčastěji jako jednoduchý iont Cd^{2+} nebo tvoří komplexy; přirozené pozadí v podzemních vodách je koncentrace do 1,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$	fosforečnanová hnojiva; čistírenské kaly; odpadní vody z úpravy kovů; spalování termoplastů, fosilních paliv a olejů; polygrafický průmysl	inhibuje růst organismů a činnost enzymů; nepříznivě ovlivňuje samočistící schopnost přírodní vody; u zvířat může způsobit akutní potíže; toxické pro vodní organismy	může způsobovat akutní nebo chronické potíže
Měď	esenciální prvek (2 – 5 mg/den); bioakumulace; rozpustnost ve vodě je ovlivněna hodnotou pH a koncentrací CO_2	nejčastěji ve formě sulfidů; ve vodách má mnoho forem – to závisí na složení vody (nejčastěji ionty Cu^{2+} , hydroxokomplexy a uhličitanové komplexy); koncentrace v prosté podzemní vodě 2 – 8 $\mu\text{g.l}^{-1}$	odpadní vody z povrchové úpravy kovů; algicidní látky a fungicidy	snadno se uvolňuje do podzemní vody; nezbytná látka pro správný vývoj rostlin i živočichů, ale silně toxická látka pro ryby a vodní organismy při vyšších koncentracích	nezpůsobuje akutní ani chronická onemocnění
Nikl	stálý kov, odolný vodě i vzduchu	minerály a ultrabazické horniny; ve vodách přítomen jako jednoduchý iont Ni^{2+} a komplexy; přirozené pozadí Ni v podzemních vodách je do 20 $\mu\text{g.l}^{-1}$	odpadní vody z úpravy kovů a barevné metalurgie, keramický a sklářský průmysl	vysoce toxický pro některé vodní organismy	málo toxická látka; potencionální karcinogen, teratogenní účinky, kožní alergie

	Vlastnosti	Přírodní výskyt	Antropogenní zdroje	Vliv na životní prostředí	Vliv na člověka
Olovo	toxické; hromadí se v sedimentech a kalech; bioakumulace; koncentrace ve vodě roste za přítomnosti H ₂ SO ₄ a chloridů a je ovlivněna pH	výskyt v horninách vázán na sulfidy, sírany a karbonáty; ve vodách nejčastěji iont Pb ²⁺ , nebo komplexy; koncentrace v prostých podzemních vodách 1 – 8 µg.l ⁻¹ ; pozadová koncentrace v podzemních vodách je do 20 µg.l ⁻¹	výfukové plyny; odpadní vody ze zpracování olověných rud; akumulátory; sklářský průmysl	inhibuje růst organismů a činnost enzymů; nepříznivě ovlivňuje samočisticí schopnost přírodních vod	může způsobit akutní nebo chronické obtíže; hromadí se v kostech; působí neurotoxicky; potencionální karcinogen
Stroncium	netoxická látka; stopový prvek	minerály (SrCO ₃ , SrSO ₄); v malém množství běžně přítomné v půdě; běžná součást vod – nejčastěji jednoduché ionty; vysoká koncentrace v minerálních vodách (př. Vincentka)	vedlejší produkt jaderného štěpení (⁹⁰ Sr), jaderný odpad	v malém množství růstový stimulant pro rostliny	radioaktivní izotop se usazuje v kostech; nemá toxické účinky
Vanad	velmi stabilní látka; katalyzátor některých chemických reakcí; esenciální prvek; ve větších koncentracích je pro organismy toxický	rozptýlen v zemské kůře, minerály, ropa a uhlí; nejčastější výskyt ve vodách je ve stabilní formě – vanadičnan, v hodně alkalických vodách iont VO ₄ ³⁻ ; koncentrace v prostých podzemních vodách 0,5– 2 µg.l ⁻¹	spalování uhlí, nafty a mazutu; výroba oceli, vedlejší produkt zpracování železa	toxické pro vodní prostředí	katalyzátor enzymatických reakcí; napomáhá snižování cholesterolu
Zinek	esenciální prvek pro člověka (10 – 20 mg denně); bioakumulace, rozpustnost ve vodě je ovlivněna hodnotou pH a koncentrací CO ₂	součást hornin, půd a sedimentů; v povrchové i podzemních vodách (oxidací sulfidových rud); přirozené pozadí v podzemních vodách jsou koncentrace do 150µg/l, v prostých podzemních i povrchových vodách je koncentrace 5 – 200 µg.l ⁻¹	spalování fosilních paliv a zpracování rud s následným atmosférickým spadem; výroba viskózy; odpadní vody z galvanizace	toxický pro ryby a jiné vodní organismy (koncentrace v povrchové vodě nesmí přesáhnout hodnotu 0,05 mg.l ⁻¹)	pro člověka není běžně ve vodách toxický (práh toxicity je 30 mg/l)

(Zdroje: Pitter 1999; Tourková 1996; Österreicher, Vávrová 2003; Nielsen 2004; Singh 2005; Herčík 2006)

3.5. LUŽICKÉ HORY

Chráněná krajinná oblast Lužické hory byla vyhlášena 1. 3. 1976 výnosem 6927/1976 ministerstva kultury ČSR (AOPK ©2000). Na jejím území s celkovou plochou 264 km² se nachází 18 maloplošných zvláště chráněných území a 11 evropsky významných lokalit (AOPK ©2014). CHKO se nachází na území chráněné oblasti přirozené akumulace vod – Středočeská křída a je významnou pramennou oblastí (Němec, Pojer 2007). Říčky Svitávka a Kamenice, které z oblasti odtékají, jsou zahrnuty do soustavy NATURA 2000 (Besta 2016). CHKO je územím s harmonicky a esteticky utvářenou krajinou, výraznými geologickými útvary, výskytem vzácných druhů v oblasti fauny i flory, přírodovědecky hodnotnými zbytky přirozených lesů v nejvyšších polohách a charakteristickým krajinným rázem s prvky lidové architektury (AOPK ©2000; Besta 2016).

Geologicky velmi významným obdobím pro formování vzhledu Lužických hor byly druhoهورy, ve kterých se vytvářely mohutné vrstvy písčitých sedimentů na dně mělkých a teplých moří (Besta 2016). Ty daly vzniknout kvádrovým pískovcům, které tvoří horninový podklad oblasti na většině území. Vulkanickou činností a horotvornými procesy došlo ve třetihorách k popraskání kompaktní pískovcové desky, rozlivu magmatu a jeho vystoupení až k povrchu díky němuž došlo ke vzniku puklin, příkopů a otevřených údolí. Mezi třetihorní vyvřeliny nacházející se v Lužických horách patří znělec, čediče a trachyty (Němec, Pojer 2007). Geologické podloží a skladba jednotlivých hornin společně s klimatickými podmínkami přímo ovlivňují kvalitu půdy a tím také složení zdejších porostů (Besta 2016).

Tato pohraniční oblast byla až do 13. století minimálně obydlena a stále zde byly neprostupné převážně listnaté lesy s dominujícím bukem. Ve smíšených lesích se nacházela příměs jedle (Němec, Pojer 2007). K velkému odlesňování a přeměně zdejší krajiny začalo masivně docházet v 16. století s rozvojem sklářství v oblasti. Extenzivní obhospodařování zde bylo provozováno až do konce 2. světové války, po níž došlo k vysídlení původního obyvatelstva a přirozená jemná mozaika pastvin, luk a malých políček byla kolektivizována v lány obhospodařované státními statky. Velkým zásahem bylo odvodňování rozsáhlých pramenišť, vlhkých luk a mokřadů spolu s odvedením vody z krajiny melioracemi (Besta 2016). Oblast Lužických hor

je v současné době řídce osídlena a dochází zde k úpadku zemědělství (Němec, Pojer 2007).

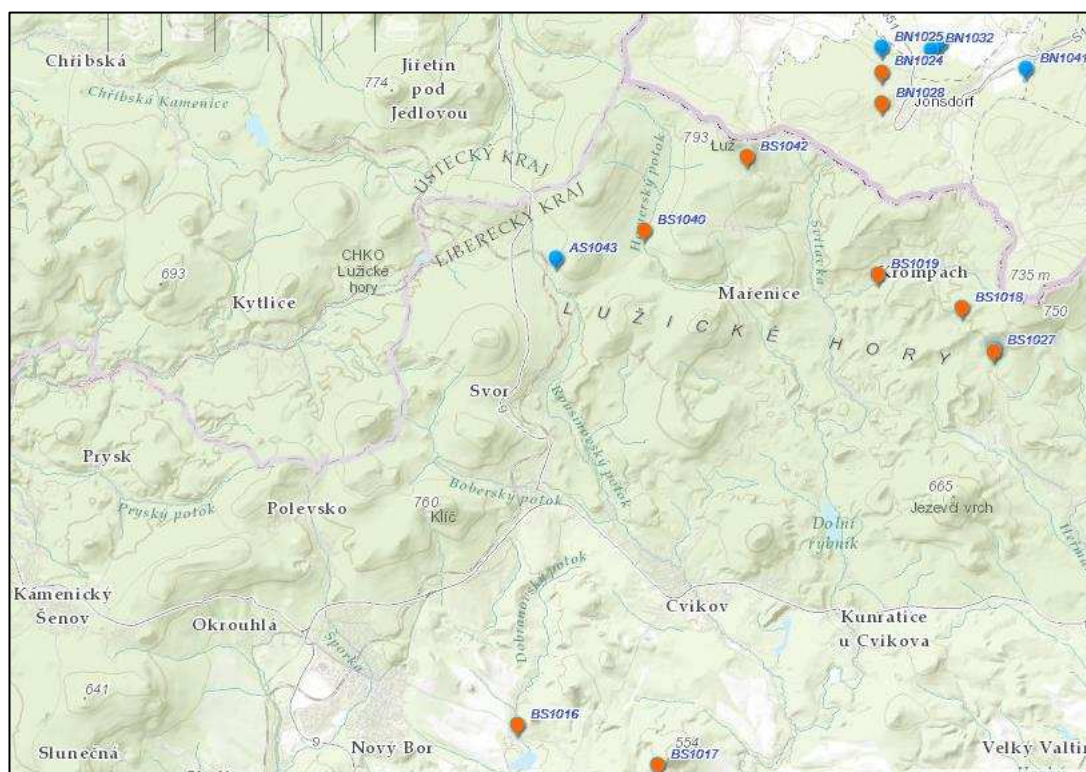
Z hlediska vegetace dochází v oblasti ke střetu vlivů Krušnohorské flory, vegetace Jizerských hor a středních Čech (Němec, Pojer 2007). Vlhké podnebí by umožňovalo druhovou skladbu potencionálně přirozené vegetace tvořené květnatými, bikovými, nebo smrkovými bučinami, bikovými a/nebo jedlovými doubravami, i třtinovými smrčínami na vybraných místech. V menší míře by se zde mohli vyskytovat také komplexy ostřicových a ostřicovomechových společenstev minerotrofních rašelinišť a výjimečně také horská vrchoviště nebo podmáčené rohozcové smrčiny (CENEIA ©2010–2018). Klimaxové bučiny by mohli potencionálně pokrývat téměř celé území (Němec, Pojer 2007).

V současnosti se lesnatost Lužických hor pohybuje vysoko nad průměrem České republiky a dosahuje 66 % (Besta 2016). Druhová skladba je poněkud chudá, převažují smrkové případně borové monokultury, méně častý je smíšený buko-smrkový les. V málo přístupných oblastech z hlediska hospodářského využití přetrvávají roklínové a suťové lesy na prudkých skalních stráních (Němec, Pojer 2007). V současnosti jsou snahy o zvýšení pestrosti a druhové skladby porostu při obnově lesa a upouštění od zranitelných monokultur, které zde trpí problémy. Provádí se zmlazení a dosadba chybějících dřevin jako je jedle bělokorá, jilm horský, nebo kupříkladu třešeň ptačí (Besta 2016). Zdejší monokultury byly na počátku 90. let zasaženy a významně poškozeny imisemi z průmyslu v pohraniční oblasti Polska, Německa a severozápadních Čech (Němec, Pojer 2007).

4. METODIKA

4.1. Lokalizace a výběr pramenů

V rámci projektu „Prameny spojují krajiny a státy“, ve kterém byla zpracována tato bakalářská práce, bylo k monitoringu vybráno 43 pramenů v oblasti Žitavské pánve, Lužických a Jizerských hor. Pro potřeby této práce bylo vzorkováno 9 pramenů (fotografie v příloze č. 1) v Lužických horách v hraniční oblasti České republiky s Německem. Vzorkování proběhlo dvakrát během roku 2016. Odběry sedimentů byly provedeny na všech pramenech uvedených v tabulce č. 2. První odběr proběhl na přelomu května a června a druhý odběr v říjnu. Lokalizace pramenů je vizualizována na mapě s širším kontextem Lužických hor (obrázek č. 4).



Obrázek č. 4: Vyznačení monitorovaných pramenů v oblasti Lužických hor. Vyhodnocované prameny jsou zvýrazněny oranžovou barvou. (zdroj: <http://tuliberec.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=12b41d82c18648a2b37bc8f502de95fe>)

Tabulka č. 2: Seznam pramenů s určením jednotlivých typů a vlastností jejich geologického podloží.

pramen		typ pramene	geologie
BN 1024	Jonsdorf	Rheokrén	křemenné pískovce, lokální ložiska glaukonitů; břidlice, jíly, slíny
BN 1028	Jonsdorf	Helokrén	křemenné pískovce, lokální ložiska glaukonitů; břidlice, jíly, slíny
BS 1016	Radvanec	Rheokrén (upravený)	pískovce - převážně křemenné
BS 1017	Ortel	Helokrén	pískovce - převážně křemenné
BS 1018	cesta ke Krompachu	Rheokrén	křemenné pískovce, lokální ložiska glaukonitů; břidlice, jíly, slíny
BS 1019	Krompach	Limnokrén	křemenné pískovce, lokální ložiska glaukonitů; břidlice, jíly, slíny
BS 1027	Heřmanický vodopád	Reokrén	křemenné pískovce, lokální ložiska glaukonitů; břidlice, jíly, slíny
BS 1040	Sirný pramen	Limnokrén	pískovce - převážně křemenné
BS 2229	Myslivny mokřad	Helokrén	křemenné pískovce

4.2. Odběr vzorků a jejich úprava

V květnu 2016 bylo navštíveno všech 9 pramenů. Byly měřeny základní fyzikálně chemické parametry vody vyvěrající z každého pramene. Teplota, pH, konduktivita a obsah rozpuštěného kyslíku byly zjišťovány multimetrem (HACH, HQd Field Case). Všechny výsledky jsou zaznamenány v tabulce č. 3. Odběr vzorku dnového sedimentu byl prováděn výhradně plastovými pomůckami a to z důvodu zamezení kontaminace vzorku použitím kovových nástrojů. Naběračkou byl odebrán sediment z více míst dna prameniště pro větší homogenitu zorku a umístěn do plastové dózy o objemu 500 mililitrů.

Vzorky sedimentů byly ihned po převozu do laboratoře zmrazeny a následně procesem lyofilizace vysušeny. Ze získaného vysušeného sedimentu musely být odstraněny hrubé částice a nečistoty (kamínky, větvičky, listí a jiné), které by mohli poškodit mechanickou síťovačku. K těmto účelům bylo využito běžné plastové síto. Po přesetí byla oddělena jemnější část vzorku o průměru zrna menší než 2 milimetry, která již mohla být umístěna do mechanické síťovačky (FRITSCH, SPARTAN, Germany) s frekvencí 50 Hz/s. Nejprve byl získán celkový homogenizovaný sediment o požadovaném průměru zrna menším než 0,609 mm, jehož část byla

následně rozšívána na 3 frakce (první frakce s velikostí zrna 0,609 – 0,206 mm; druhá – o velikosti 0,206 – 0,061 mm a nejjemnější frakce menší než 0,061 mm).

4.3. Laboratorní analýza

Po získání celkového sedimentu a frakcí z každého vysušeného vzorku následoval mikrovlnný rozklad podle mezinárodní metodiky US EPA 3052 (1996) s cílem vyluhovat ze vzorku sedimentu přítomné kovy do roztoku kyseliny dusičné s peroxidem vodíku.

Odvážený vzorek 0,85 – 1 gram vysušeného sedimentu byl umístěn do inertní teflonové nádoby (obrázek č. 5). Automatickou pipetou bylo do nádoby přidáno 9 mililitrů kyseliny dusičné (65 % roztok) a 1 mililitr peroxidu vodíku (30 % roztok). Teflonové lahvičky byly utěsněny, po deseti vloženy do mikrovlnné trouby (BERGHOF, MWS-2, Germany (obrázek č. 6)) a zahřáty na 180 °C po dobu 30 minut (program P2). Po vychladnutí nádob byl vzorek přefiltrován přes filtrační papír do baněk s objemem 50 mililitrů (obrázek č. 7). Filtrát byl dvakrát prolit destilovanou vodou pro maximální využití vzorku. Vzniklý výluh byl naředěn destilovanou vodou na objem 50 mililitrů. Vzorky byly uchovávány v plastových lahvičkách při teplotě 4 °C až do analýzy v externí laboratoři.



Obrázek č. 5: Teflonové nádoby pro mikrovlnný rozklad.



Obrázek č. 6: Mikrovlnná trouba využitá pro rozklad sedimentu.



Obrázek č. 7: Filtrace roztoku s rozloženým sedimentem do baňky o objemu 50 ml v digestoři.

Ve výluzích bylo následně provedeno stanovení vybraných prvků optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES) dle ČSN EN ISO 11885 v akreditované laboratoři firmou AQUATEST a.s.

4.4. Matematické vyhodnocení dat

Naměřené hodnoty základních fyzikálně chemických vlastností vody ve studovaných pramenech byly dány do souhrnné tabulky pro jarní i podzimní odběr pomocí programu MS excel 2016.

Hodnoty koncentrací toxických kovů v celkových sedimentech a jednotlivých frakcích u všech pramenů byly zpracovány do přehledné tabulky. Následně byly v programu MS excel 2016 vytvořeny grafy zobrazující koncentraci jednotlivých prvků v celkových sedimentech pramenů při jarním a podzimním odběru spolu s vyznačením mezinárodního geochemického standardu dle Turekiana a Wedepohla (1961). Podrobněji byly znázorněny koncentrace prvků ve frakcích sedimentu za jarní a podzimní odběr u každého z 9 pramenů.

Nejprve na data byla aplikována korelační analýza provedená v programu R Studio, stejně jako všechny následující testy a statistiky (RStudio Team 2017). Za účelem zjištění zda výskyt toxických kovů v sedimentech pramenů Lužických hor je ovlivněn různým geologickým podložím byly dále použity mnohorozměrné analýzy, a to konkrétně faktorová analýza a mnohorozměrné škálování. Pomocí faktorové

analýzy byly analyzovány koncentrace toxických kovů. Díky tomu byly získány indicie, které by mohli pomoci vysvětlit, jak spolu jednotlivé prvky souvisí. Pomocí metody mnohorozměrného škálování byla snaha zjistit, které prameny vykazují podobnost z hlediska vlastností, zda se dají rozdělit do skupin.

Na závěr byly provedeny párové t-testy, pomocí nichž bylo testováno, zda koncentrace daného prvku při jarním odběru sedimentu je stejná s koncentrací daného prvku při podzimním odběru sedimentu. Oproti alternativě, že koncentrace daného prvku při jarním odběru sedimentu se nerovná koncentraci daného prvku při podzimním odběru. Tyto t-testy byly provedeny pro každý prvek napříč všemi prameny.

5. VÝSLEDKY

Základní fyzikálně chemické parametry vody v jednotlivých pramenech byly sledovány při realizaci obou odběrů a dány do tabulky č. 3. Hodnota pH u všech pramenů mezi jarním a podzimním měřením poklesla v rozmezí půl až jednoho stupně. Výraznější změna konduktivity nastala pouze u pramenů BS 1019 a BN 1024, u ostatních pramenů byla změna minimální. Nasycenost kyslíkem byla taktéž velmi stálá a u žádného pramene nedošlo k výraznému zlepšení nebo zhoršení podmínek. Velmi málo rozpuštěného kyslíku bylo naměřeno na pramenu BS 1019, kde jeho jarní hodnota dosahovala 4,11 mg/l a podzimní mírně poklesla na 3,75 mg/l. Úplně nejnižší hodnota rozpuštěného kyslíku byla zjištěna u pramenu BS 1040, kde bylo naměřeno při jarním monitoringu pouze 0,11 mg/l a při podzimním 0,33 mg/l.

Tabulka č. 3: Hodnoty pH, konduktivity, teploty a rozpuštěného kyslíku pro všechny sledované prameny při prvním i druhém odběru sedimentu.

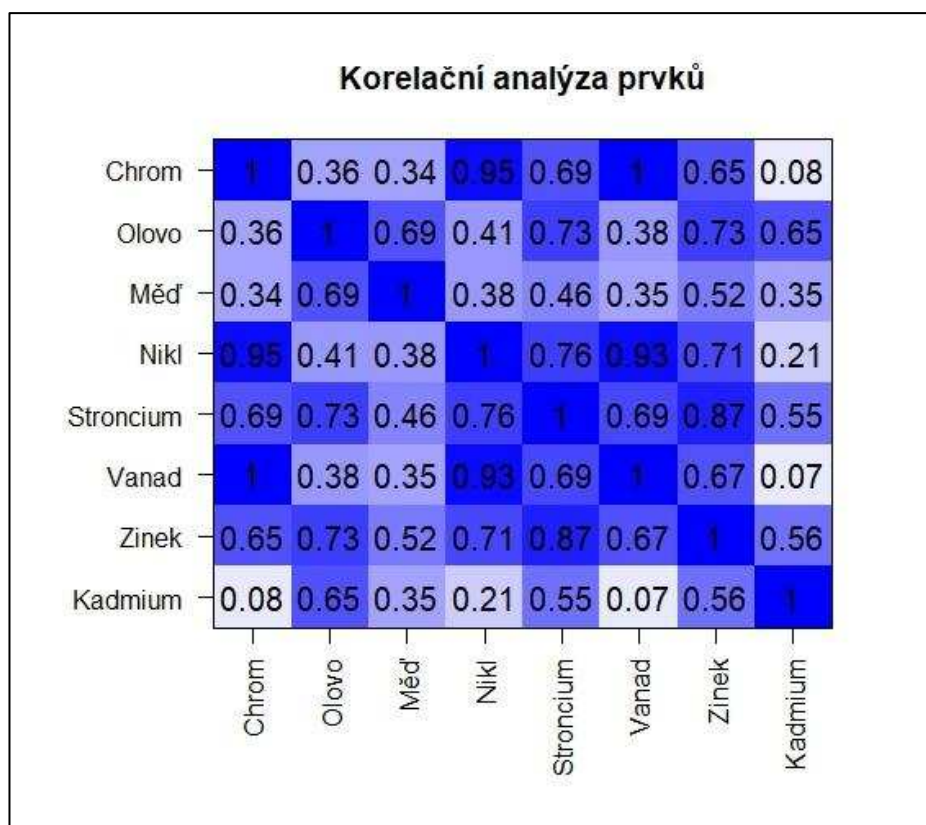
Prameny	1. odběr 2016				2. odběr 2016			
	pH	Konduktivita μS/cm	Teplota °C	LOD mg/l	pH	Konduktivita μS/cm	Teplota °C	LOD mg/l
BN1024 Jonsdorf	7,06	173,8	8,00	10,36	6,48	127,0	9,70	10,24
BN1028 Jonsdorf	5,60	153,1	9,30	8,09	4,95	169,7	9,20	7,46
BS1016 Radvanec	6,36	111,9	9,40	8,92	5,41	123,6	10,10	8,70
BS1017 Ortel	7,36	201,4	12,00	8,11	6,16	192,1	9,90	8,88
BS 1018 Cesta ke Kropbachu	7,05	152,6	12,4	9,52	/	/	/	/
BS1019 Kropbach	7,49	192,4	9,30	4,11	6,50	227,0	9,30	3,75
BS1027 Heřmanice	7,73	117,3	7,40	9,20	6,62	128,0	7,80	9,25
BS1040 Sirný pramen	8,21	211,2	7,80	0,11	7,03	233,0	7,90	0,33
BS2229 Myslivny	6,78	87,8	10,50	9,24	5,78	89,3	7,50	10,26

Dosažené hodnoty těžkých kovů v celkovém sedimentu a jeho jednotlivých frakcích jsou uvedeny v příloze č. 2. U všech pramenů byl proveden úspěšný odběr sedimentu v jarním i podzimním období vyjma pramene BN 1028, kde byl odebrán pouze jarní sediment. Z grafického vyobrazení těchto hodnot (příloha č. 3) je patrné, že pramen BS 1018 a BS 2229 jsou svými koncentracemi častěji odchýleny od ostatních. Dosahují všeobecně vyšších koncentrací prvků v sedimentu a hodnoty jarních a podzimních odběrů jsou velmi rozkolísané (příloha č.4) ve srovnání s ostatními prameny. U těchto pramenů dochází k překročení mezinárodního geochemického standardu nejčastěji (Turekian, Wedepohl 1961). Pramen BS 1018 překračuje tento standard u chromu, niklu a stroncia. V případě olova se dostává na hraniční hodnotu. Koncentrace vanadu je dostatečně pod uváděným standardem, ale zároveň několikanásobně převyšuje koncentrace u ostatních pramenů. Všechny tyto výkyvy jsou u pramene BS 1018 zaznamenány pouze v jarním období. Při podzimním odběru se koncentrace všech prvků dostali často pod mez detekce. Pramen BS 2229 překračuje geochemický standard pro olovo až trojnásobně, dále pro stroncium

a zinek. V případě niklu se zjištěná koncentrace dostává na hraniční hodnotu. Mezi další prameny s vyššími hodnotami u některých prvků patří pramen BS 1017 a BS 1040 sirný pramen, kde je větší nárůst u olova, stroncia a mírně i u zinku.

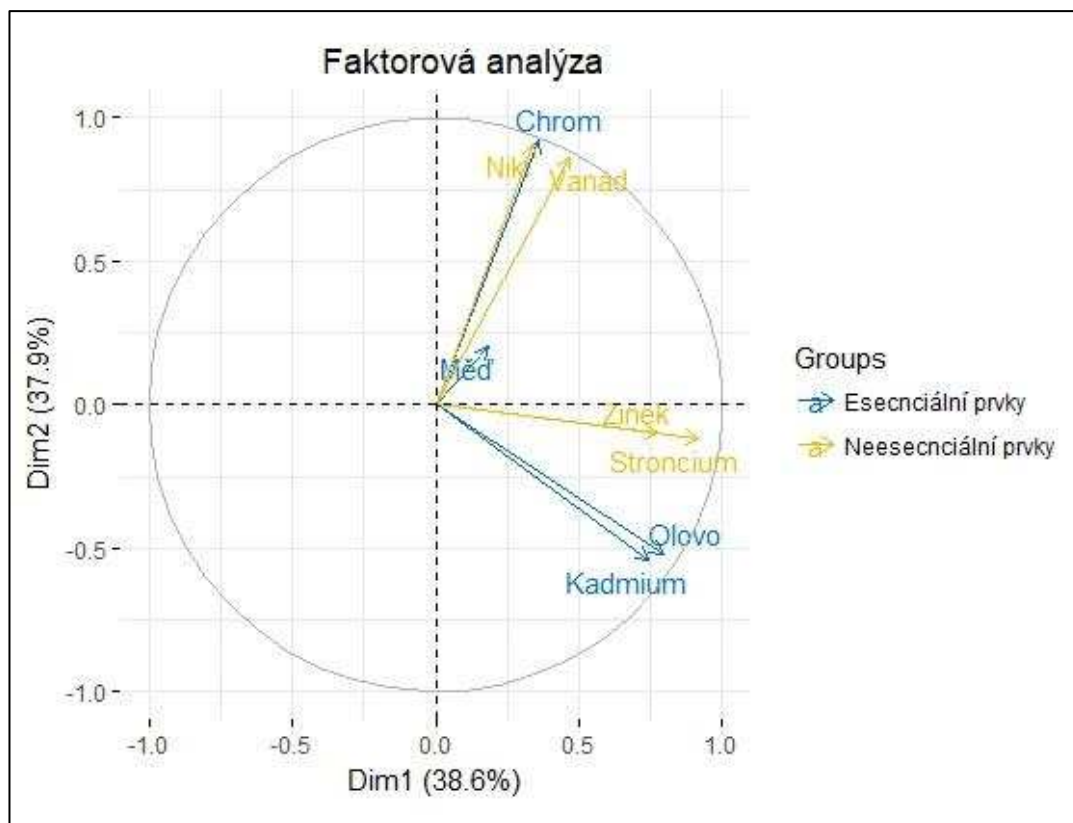
Při statistickém vyhodnocení dat byl po konzultaci s vedoucí práce vyřazen pramen BS 2229 z toho důvodu, že jeho hodnoty výrazně převyšují zjištěné koncentrace prvků ve srovnání s ostatními prameny. Při korelační a mnohorozměrné faktové analýze by s největší pravděpodobností došlo k výraznému zkreslení výsledků. Toto tvrzení částečně potvrzuje i hodnocení provedené metodou mnohorozměrného škálování, které bylo provedeno pro všechny prameny včetně BS 2229 (příloha č. 5) a následně pouze pro zbylých 8 pramenů (obrázek č. 10).

Jako první byla na datech provedena korelační analýza, jejíž výsledky jsou vidět na obrázku č. 8. Z výsledného vyobrazení je patrné, že chrom, vanad a nikl jsou vzájemně téměř lineárně korelované. Zvýšení koncentrace jednoho z těchto prvků tedy automaticky indikuje i zvýšení koncentrace dalších dvou z výše uvedených prvků v pramenech Lužických hor. Stroncium se zdá být vysoce korelované se všemi sledovanými prvky vyjma mědi (korelační koeficient 0,46) a kadmia (korelační koeficient 0,55). Zinek vykazuje obdobné korelace s ostatními prvky jako stroncium, což bude dáno i vysokou mírou korelace mezi nimi. Hodnota korelačního koeficientu mezi stronciem a zinkem je 0,87. Kadmium vykazuje velmi malou závislost s chromem, vanadem, niklem i mědí. Naopak vyšší korelovanost se objevuje u zinku, stroncia a především u olova, kde je korelační koeficient nejvyšší. Dalšími spolu úzce souvisejícími prvky jsou měď a olovo. Hodnota odhadnutého korelačního koeficientu byla 0,69. Výsledky v případě kadmia nemusí být úplně přesné, neboť v mnoha případech byla koncentrace kadmia v celkovém sedimentu pod mezí detekce využití techniky. Při vyvozování závěrů bude na tuhle skutečnost brán zřetel.



Obrázek č. 8: Hodnoty korelačního koeficientu mezi jednotlivými prvky. Nejtmavší modrá barva se vyskytuje u dvojice s nejvyšším stupněm korelace. Se snižující se korelací dochází k zesvětlování barvy u čtverečku vyjadřujícího korelaci mezi určitými dvěma prvky.

V dalším kroku byla na datech osmi pramenů provedena faktorová analýza, jejímž cílem bylo zjistit souvislosti mezi výskytem jednotlivých prvků (obrázek č. 9). Prvky byly pro přehlednost analýzy rozděleny do dvou skupin na základě jejich nepostradatelnosti pro organismus člověka. Z grafu je zřejmé, že pomocí dvou faktorů je vysvětleno 76,5 % celkové variability datového souboru vyjma pramenu BS 2229. Prvky kadmium a olovo spolu blízce souvisí. Stejně tak se společně vyskytují nikl, vanad a chrom. Zinek a stroncium se taktéž vyskytují v pramenech spolu. Měď se vlastnostmi spíše přibližuje niklu, vanadu a chromu, ale z tabulky č. 4 je vidět, že měď nelze vysvětlit pouze pomocí dvou faktorů. Rozdělení prvků do skupin podle jejich nepostradatelnosti pro organismus není v případě jejich chování v pramenité vodě podstatné, protože z obrázku č. 10 je vidět, že skupiny prvků s podobným chováním v sedimentu jsou tvořeny nezávisle na této vlastnosti. Výsledky této analýzy jsou v souladu s předchozí korelační analýzou.



Obrázek č. 9: Faktorová analýza koncentrace vybraných toxických kovů v dnovém sedimentu pramenů v Lužických horách. Prvky jsou rozděleny do dvou skupin na esenciální prvky (modré šipky) a neesenciální (žluté šipky). Dim1 představuje vysvětlující faktor 1 a Dim2 představuje vysvětlující faktor 2.

V tabulce č. 4 jsou odhadnuty faktorové zátěže. Z nichž lze vidět, že druhý faktor ovlivňuje chrom, vanad a nikl. První faktor ovlivňuje kadmium, olovo, stroncium a zinek. Vliv na výskyt mědi nelze přisoudit ani jednomu z faktorů. Všechna tato ovlivnění jsou kladná.

Vzhledem k tomu, že prvky byly analýzou rozděleny do dvou vyhraněných skupin mimo měď. Jeden z faktorů by mohl pravděpodobně odrážet antropogenní ovlivnění. Druhý by potom mohl odrážet nejspíše geologické podloží. Výskyt vyšší koncentrace u jednotlivých prvků by mohl být odhadnutelný na základě geologického podloží, nebo blízkosti lidských sídel.

Tabulka č. 4: Hodnoty faktorových zátěží z výše provedené faktorové analýzy (obrázek č. 9).

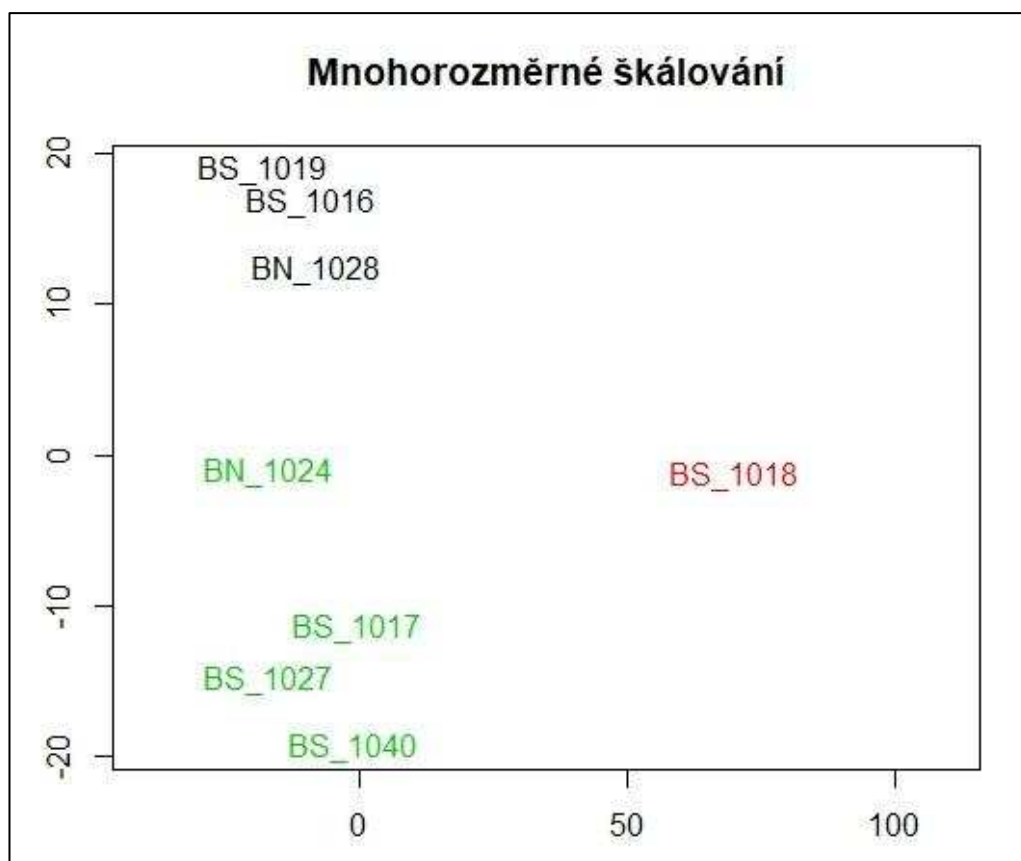
Prvek	Faktor 1	Faktor 2
Chrom	0	0,76
Vanad	0	0,72
Nikl	0	0,75
Stroncium	0,76	0
Měď	0	0
Zinek	0,66	0
Olovo	0,65	0
Kadmiu	0,61	0

Jako další analýza bylo provedeno mnohorozměrné škálování, jehož cílem bylo seskupit prameny do skupin s podobným obsahem toxických kovů v sedimentu. Jako první bylo provedeno mnohorozměrné škálování pro všech 9 pramenů (příloha č. 5). Z něj se ovšem ukázalo, že pramen BS 2229 je natolik anomální, že výsledek markatně zkreslí. Došlo k vytvoření pouze jedné skupiny, kde jsou těsně nahlučené všechny prameny a pouze pramen BS 2229 a BS 1018 jsou od této skupiny jednotlivě velmi vzdálené. Z tohoto škálování není možné vyvodit žádné směrodatné závěry, proto bylo provedeno mnohorozměrné škálování opakovaně pouze na 8 pramenů, tedy bez zanesení pramene BS 2229 (obrázek č.10).

Vznikli tak dvě skupiny pramenů a samostatný pramen BS 1018 (obrázek č. 10). Prameny BS 1016, BS 1019 a BN 1028 tvoří jeden shluk (černá barva) a prameny BS 1017, BS 1027, BS 1040 a BN 1024 tvoří druhý shluk (zelená barva) přičemž BN 1024 se od ostatních mírně vzdaluje. Pramen BN 1018 (červená barva) zůstal úplně samostatně a neblíží se ani k jedné skupině. Při srovnání těchto dvou skupin pramenů s grafickým vyobrazením koncentrací toxických kovů v celkovém sedimentu (příloha č. 3) je pozorovatelná jasná souvislost. První skupina (černá barva obrázek č. 10) zahrnující prameny BS 1016, BS 1019 a BN 1028 má vždy nižší hodnoty toxických kovů ve srovnání s druhou (zelenou) skupinou. Prameny v zelené skupině BN 1024, BS1017, BS1040 a BS1027 mají koncentrace toxických kovů rozkolísané. Některé prvky jako třeba zinek a stroncium zde dosahují mnohonásobně větší koncentrace ve srovnání s první (černou) skupinou.

Pramen BS 1018 se svými koncentracemi toxických kovů a jejich kolísáním mezi jarním a podzimním vzorkováním (příloha č. 4) úplně liší od ostatních. Také při grafickém srovnávání toxických kovů v celkovém sedimentu s ostatními prameny v příloze č. 3 je viditelné překročení nastavených mezinárodních geochemických standardů dle Turekiana a Wedepohla (1961) u chromu, niklu a stroncia. Koncentrace olova se nachází těsně pod hranicí standardu. U zinku, vanadu a mědi jsou koncentrace pod hranicí standardu, ale stále viditelně velmi vysoké.

Pramen BS 1018 představuje helokréní pramen s né příliš ideálními vlastnostmi pro dlouhodobý monitoring. Při jarním odběru byla hladina vody ještě přiměřená, ale při podzimním odběru se zde voda již téměř nenacházela. Nebylo tak možné změřit sledované fyzikálně chemické parametry (tabulka č. 3) a odebrat vzorek vody pro další analýzy v projektu Prameny spojují krajiny a státy. Sediment zde byl odebrán při jarním i podzimním odběru. Tento pramen se v první monitorovací sezóně ukázal jako nevhodně zvolený a z projektu byl pro následující roky vyřazen a nahrazen vhodnějším.



Obrázek č. 10: Výsledek analýzy mnohorozměrného škálování. Prameny jsou zde rozděleny do dvou skupin podle koncentrací toxických kovů v celkovém sedimentu na černou a zelenou skupinu. Pramen BS 1018 díky svým hodnotám a vlastnostem vybočuje a tvoří samostatnou jednotku.

V Lužických horách byl prováděn vždy jarní a podzimní monitoring pramenů. Proto by mohlo být zajímavé, zda jarní a podzimní sedimenty mají stejné vlastnosti, tedy stejné koncentrace jednotlivých toxických kovů, nebo se jejich hodnoty budou lišit. Pokud jsou koncentrace toxických kovů v sedimentu důsledkem vlivu přírodních procesů, geochemickou charakteristikou lokality, nebo celoročního působení určitého vlivu ke změnám by dojít nemělo. Pokud se ovšem u některých prvků ukáže rozdíl v jejich koncentraci mezi jarním a podzimním odběrem sedimentů, bude docházet k nárazovému či sezónnímu ovlivnění chemizmu a to s největší pravděpodobností k antropogennímu znečišťování pramenů.

Byly provedeny párové t-testy pro testování střední hodnoty jednotlivých prvků. V každém testu byla testována nulová hypotéza, že jarní a podzimní celkové sedimenty mají stejné koncentrace daného prvku. Proti alternativě, že koncentrace

daného prvku je v jarním celkovém sedimentu odlišná od koncentrace v celkovém podzimním sedimentu. P-hodnoty jednotlivých testů jsou uvedeny v tabulce č. 5. Pro žádný prvek se nepotvrdila alternativní hypotéza. U kadmia nemohl být tento test proveden, protože jeho koncentrace jsou plošně v pramenech natolik nízké, že se velmi často dostanou pod hranici detekce laboratorních přístrojů. Měřitelné hodnoty bylo u kadmia dosaženo pouze čtyřikrát, a to třikrát v jarním období a jednou v podzimním.

Tabulka č. 5: Výsledné p-hodnoty provedených párových t-testů pro jednotlivé prvky se stanoviskem rozhodujícím o zamítnutí hypotézy.

Prvek	P-hodnota	Zamítnutí hypotézy
Chrom	0,9886	ne
Měď	0,3583	ne
Vanad	0,1390	ne
Zinek	0,7240	ne
Olovo	0,3170	ne
Nikl	0,0825	ne
Stroncium	0,2669	ne
Kadmium	-	-

6. DISKUSE

V rámci monitoringu přítomnosti těžkých kovů v sedimentech u vybraných 9 pramenů v Lužických horách bylo zjištěno, že koncentrace jednotlivých prvků se na pramenech liší. Ze zpracovaných dat je zřejmé, že tyto rozdíly nijak nesouvisí s typem pramene. Tedy nelze říct, že nízká koncentrace určitých prvků byla pozorována vždy na jednom typu pramene, což potvrzuje provedené mnohorozměrné škálování (obrázek č. 10). Zde vyobrazené rozdělení pramenů do dvou kategorií sdružuje prameny, které se nacházejí ve velké blízkosti obce a jsou viditelně člověkem pozměněny do jedné skupiny a prameny přírodní ve větší vzdálenosti od lidských sídel a na první pohled neovlivněny do druhé skupiny. Je zajímavé, že právě

u první zmíněné skupiny viditelně pozměněných pramenů jsou koncentrace všech sledovaných toxických kovů v sedimentu nižší než u druhé skupiny pramenů přírodních a odlehlých. V případě lokálního antropogenního znečišťování toxickými kovy by se dal očekávat opačný výsledek.

Bylo zjištěno, že výskyt chromu a niklu spolu úzce souvisí. V případě, že poroste koncentrace jednoho z nich lze automaticky předpokládat nárůst i u druhého prvku. V sedimentech všech pramenů vyjma BS 1018 (jarní odběr) byla zjištěna velmi nízká koncentrace chromu pohybující se okolo 10 mg/kg. Stejně tak je tomu i u niklu, kde svojí vysokou hodnotou vybočuje pouze pramen BS 1018 (jarní odběr) a BS 2229. Zvýšené množství uloženého niklu a chromu v sedimentech může způsobovat smívání těchto látek uvolněných z brzdových systémů aut a otěrů pneumatik o vozovku (Sprovieri a kol. 2006). Domnívám se, že tento fakt může být jedním z možných vysvětlení vysokých koncentrací těchto prvků u pramene BS 2229, poněvadž se nachází ve stráni přímo pod lesní obslužnou cestou, stejně tak jako pramen BS 1018. Na druhou stranu není takto možné vysvětlit rozkolísanost hodnot u pramene BS 1018, kdy při jarním odběru vysoce překračoval mezinárodní geochemický standard (Turekian, Wedepohl 1961) u obou prvků a při podzemním monitoringu se jejich koncentrace dostala pod hranici detekce. Z výsledků faktové analýzy by měl s těmito dvěma prvky korelovat také vanad, k čemuž u většiny pramenů vyjma BS 2229 dochází. Jedním z možných důvodů ovlivnění koncentrací vanadu může být hodnota pH, kdy při neutrálním až kyselém pH dochází k lepšímu navázání vanadu na sedimenty, nebo množství organické hmoty v sedimentu na kterou se vanad dobře váže (Nriagu, 1998).

Zinek a stroncium jsou prvky vyskytující se v lehce zvýšených koncentracích u všech pramenů ve srovnání s ostatními prvky kromě olova. Měď se vyskytuje v malých koncentracích ve všech pramenech v malých koncentracích na základě faktorové analýzy nelze vysvětlit její koncentrace na základě ostatních prvků.

Olovo a kadmium jsou další dva prvky u kterých dochází k vzájemné korelaci. Jedinou spornou otázkou zde zůstává, zda je tento vztah opravdu natolik silný vzhledem k tomu, že koncentrace kadmia v sedimentu se velmi často dostávala pod úroveň detekce přístroje. Dle mého názoru by pro potvrzení této vazby bylo nutné provést testování na mnohem větším objemu dat. Koncentrace olova, které je karcinogenní látkou pro lidský organismus, u pramenů BS 1017, BS 1040 a BS 2229

překračuje mezinárodní geochemický standard (Turekian, Wedepohl 1961) a prameny BS 1016 a BS 1017 se mu velmi přibližují. Díky zjištění celkově vyšších úrovní olova u všech pramenů by bylo vhodné věnovat se monitoringu tohoto kovu ve vodním prostředí Lužických hor dlouhodobě.

Všechny monitorované prameny se nachází na geologickém podloží formovaném v druhohorách v období křídý a na téměř stejných horninách, jejichž základem je pískovec. Podzemní voda zde protéká svrchní vrstvou podloží, dochází zde k poměrně rychlé cirkulaci, a voda se v horninovém prostředí dlouho nezdržuje. Vydatnost pramenů je proto dlouhodobě závislá na množství a kvalitě srážek. V případě dlouhodobého sucha by s největší pravděpodobností došlo ke snížení vydatnosti pramenů až k jejich vysychání (Toporková 2017, nepublikováno).

7. ZÁVĚR

Výskyt toxických kovů v sedimentech pramenů Lužických hor není všude stejný, ale také tu nedochází k výkyvům v koncentracích jednotlivých prvků během roku. U pramenů, které jsou evidentně ovlivňovány lidskou činností, nebyly zjištěny výrazně vyšší koncentrace u žádného prvku ve srovnání s ostatními prameny. Situace je právě opačná. Vzhledem k tomu, že tyto prameny jsou viditelně upraveny pro jímání vody, lze tedy usuzovat že může být ovlivněno i proudění podzemní vody a mohlo by tak docházet ke kratšímu zdržení podzemní vody v podloží a tedy i menšímu obohacení sledovanými prvky ve srovnání s přírodními prameny, které se svojí vydatností a prouděním přizpůsobují současným hydrologickým podmínkám.

Je třeba brát v úvahu také fakt, že počet sledovaných pramenů v této bakalářské práci je poměrně malý pro utváření širších závěrů. Všechny úsudky lze vztahovat pouze na Lužické hory případně blízké okolí a nelze je brát jako plošné dogma. Je možné, že v případě komplexního vyhodnocení všech sledovaných pramenů Lužických hor v rámci projektu Prameny spojují krajiny a státy a zahrnutí dat získaných z oblastí hydrochemie, hydrobiologie, botaniky a geologie budou díky širším souvislostem vysvětleny i příčiny odlišností pramenů BS 1018 a BS 2229, které nebylo možné v této práci vysvětlit.

8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

Al-Kharabsheh A., Ta'any R., 2003: Influence of urbanization on water quality deterioration during drought periods at south Jordan. *Journal of Arid Environments* 53. S 619-630.

AOPK ČR ©2000: Plán péče CHKO Lužické hory (online) [cit. 2018.04.11], dostupné z <<http://www.luzicke-hory.cz/chko/doc/planpece.pdf>>.

AOPK ČR ©2014: Chráněná krajinná oblast Lužické hory – nejkrásnější výlety AOPK ČR, Blansko.

Balintova M., Singovszka E., Vodicka R., Purcz P., 2016: Statistical evaluation of dependence between pH, metal contaminants, and flow rate in the AMD-affected smolnik creek. *Mine Water Environ.* 35. S 10-17.

Baran A., Tarnawski M., 2015: Assessment of heavy metals mobility and toxicity in contaminated sediments by sequential extraction and a battery of bioassays. *Ecotoxicology* 24. S 1279-1293.

Besta T., 2016: Chráněná krajinná oblast Lužické hory. *Ochrana přírody* 2. S. 6-9.

Borovec Z., Tolar V., Mraz L., 1993: Distribution of some metals in sediments of the central part of the Labe (Elbe) River: Czech Republic. *Ambio* 22. S 200-205.

Bumerl M., 2003: Hydrologie. SOŠ ekologická a potravinářská, Veselí nad Lužnicí. (online) [cit. 2018.01.28], dostupné z <http://www.sosveseli.cz/download/hydrologie_ucebni%20_text.pdf>.

Cantonati M., Gerecke R., Bertuzzi E., 2006: Springs of the Alps-sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. *Hydrobiologia* 562: S 59–96.

Cantwell M. G., Burgess R. M., Kester D. R., 2002: Release and phase partitioning of metals from anoxic estuarine sediments during period of simulated resuspension. *Environmental science technology* 36. S 5328-5334.

CENEIA ©2010–2018: Potenciálně přirozené vegetace (online mapa) [cit. 2018.04.11], dostupný z <<https://geoportal.gov.cz/web/guest/map>>.

Du Laing G., Rinklebe J., Vandecasteele B., Meers E., Tack F. M., 2009: Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. *Science of the total environment* 407. S 3972-3985.

Eckhardt P., 2015: Charakteristiky oblastí z pohledu ochrany vodních zdrojů (online) [cit. 2018.04.20], dostupné z <<https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/projekty/grace2011/default.asp?lang=cs&tab=12>>.

Furukawa K., Wolanski E., Mueller H., 1997: Currents and Sediment Transport in Mangrove Forests. *Estuarine, coastal and shelf science* 44. S 301-310.

Herčík M. 2006: Životní prostředí, základy environmentalistiky. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Ostrava.

Horáková M., 2003: Analytika vody. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha.

Chapman P. M., Mann G. S., 1999: Sediment quality values (SQVs) and ecological risk assessment (ERA). *Marine Pollution Bulletin* 38. S 339–344.

Jeong CH. H., 2001: Effect of land use and urbanization on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejon area, Korea. *Journal of Hydrology* 253. S 194–210.

Jones D. S., Suter II. G. W., 1997: Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Sediment-Associated Biota. Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, Lockheed Martin Energy Research Corporation.

Kemel M., 2000: Klimatologie, meteorologie, hydrologie. České vysoké učení technické v Praze, Praha.

Krásný J., Císlarová M., Čurda S., Datel J. V., Dvořák J., Germela A., Hrkal Z., Kříž H., Marszłek H., Šantrůček J., Šilar J., 2012: Podzemní vody České republiky – regionální hydrogeologie prostých a minerálních vod. Česká geologická služba, Praha.

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* 56. S 136-149.

Kühn J., 2018: Základní informace o lužických horách (online) [cit. 2018.04.15], dostupné z <<http://www.luzicke-hory.cz/info/index.php?pg=lhzaklc>>.

Laing G. D., De Vos R., Vandecasteele B., Lesage E., Tack F. M. G., & Verloo M. G., 2007: Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. *Estuarine coastal and Shelf Science* 77. S 589–602.

Langland M., Cronin T. [eds.], 2003: A Summary Report of Sediment Processes in Chesapeake Bay and Watershed. *Water-Resources Investigations Report* 3. 4123. New Cumberland, Pennsylvania.

Martoň J., Tölgyessy J., Hyánek L., Piatrik M., 1984: Získavanie úprava čištění a ochrana vód. ALFA, Bratislava.

MŽP ©2010: Základní principy hydrogeologie – metodická příručka. MŽP ČR, Praha.

Nielsen P. S., 2004: The biological role of strontium. *Bone*, 35. S 583-588.

Němec J., Pojer F. [eds.], 2007: Krajina v České republice. Consult, Praha.

Odum E. P., 1971: *Fundamentals of Ecology*. Saunders, Philadelphia.

ÖSTERREICHER J., VÁVROVÁ J., 2003: Přednášky z radiobiologie. Manus, Praha.

Pačes T., 2009: Úvod do hydrogeochemie, Technická univerzita v Liberci, Liberec.

Paramasivam K., Ramasamy V., Suresh G., 2015: Impact of sediment characteristics on the heavy metal concentration and their ecological risk level of surface sediments of Vaigai river, Tamilnadu, India. *Spectrochimica acta part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy* 137. S 397-407.

Pitter P., 1999: *Hydrochemie*. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha.

Race M., 2017: Applicability of alkaline precipitation for the recovery of EDDS spent solution. *Journal of environmental management* 203. S 358–363.

Roman Y. E., De Schamphelaere K. A., Nguyen L. T., Janssen C. R., 2007: Chronic toxicity of copper to five benthic invertebrates in laboratory-formulated sediment: sensitivity comparison and preliminary risk assessment. *Science of the total Environment* 387. S 128-140.

RStudio Team (2017). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, Inc., Boston (online) [cit. 2018.02.20], dostupné z <<http://www.rstudio.com/>>.

Ruda A., 2014: Podpovrchová voda (online) [cit. 2018.02.15], dostupné z <https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/pedf/ps14/fyz_geogr/web/pages/11-podpovrchova-voda.html>.

Salgado M. J., Perez-Lopez M., Alonso J., Gracia M., Melgar M., 2003: Assessment of drinking water contamination at springs along the road to Santiago (NW Spain). *Journal Environmental Science and Health, part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* 38. S. 609-617.

Springer A. E., Stevens L. E., Anderson D. E., Parnell R. A., Kreamer D. K., Flora S. P., 2008: A comprehensive springs classification system: Integrating geomorphic, hydrogeochemical, and ecological criteria. *Ecology and Conservation*, Arizona.

Šilar J., 1996: *Hydrologie v životním prostředí*. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Ostrava.

Štěrbá O., 1986: *Pramen života*. Panorama, Praha.

Toporková A., 2017: Využití hydrochemických dat pro hodnocení vody v pramenech v oblasti Lužických hor. Nепublikováno, Česká zemědělská univerzita v Praze.

- Tourková J., 1996: Hydrogeologie. České vysoké učení technické v Praze, Praha.
- Turekian K.K., Wedepohl K. H., 1961: Distribution of the Elements in some major units of the Earth's crust. Geological Society of America, Bulletin 72. S. 175-191.
- Zelina Z., 2013: Studny. Grada Publishing, Praha.
- Žáček L., 1998: Hydrochemie. VUTIUM, Brno.
- Siegel, F. R., 2002: Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals. Springer, Washington D. C.
- Singh, V. P., 2005: Toxic Metals And Environmental. Sarup and Sons, Ujjain.
- U.S. EPA. 1996: Method 3052: microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Washington, DC (online) [cit. 2018.04.06], dostupné z <<https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-3052-microwave-assisted-acid-digestion-siliceous-and-organically-based>>.
- Virkutyte J., Sillanpää M., 2006: Chemical evaluation of potable water in Eastern Qinghai Province, China: human health aspects. Environment International 32. S 80-86.
- Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, v platném znění (online) [cit. 2018.02.25], dostupné z <http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/ostatni/Legislativa-ostatni_uplna-zneni_vyhlaska-2004-252.html>.
- Vyhláška č. 275/2004 Sb., o požadavcích na jakost a zdravotní nezávadnost balených vod a o způsobu jejich úpravy, v platném znění (online) [cit. 2018.02.25], dostupné z <http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/ostatni/Legislativa-ostatni_uplna-zneni_vyhlaska-2004-275.html>.
- Wei X., Han L., Gao B., Zhou H., Lu J., Wan X., 2016: Distribution, bioavailability, and potential risk assessment of the metals in tributary sediments of Three Gorges Reservoir: the impact of water impoundment. Ecological Indicators 61. S 667-675.

Wetzel R. G., 2001: Limnology: Lake and River Ecosystems. Academic Press, San Diego.

Zhong A. P., Guo S. H., Li F. M., Li G., Jiang, K., 2006: Impact of anions on the heavy metals release from marine sediments. Journal of Environmental Sciences 18. S 1216–1220.

9. SEZNAM PŘÍLOH

PŘÍLOHA Č. 1 – Fotodokumentace pramenů

PŘÍLOHA Č. 2 – Koncentrace sledovaných toxických kovů v sedimentu

PŘÍLOHA Č. 3 – Vyhodnocení koncentrace toxických kovů v celkovém sedimentu na všech pramenech

PŘÍLOHA Č. 4 – Vyhodnocení koncentrace toxických kovů u frakcí sedimentu na všech pramenech v jarním i podzimním období

PŘÍLOHA Č. 5 – Mnohorozměrné škálování pro všech 9 monitorovaných pramenů

PŘÍLOHA č. 1 – Fotodokumentace pramenů

Limnokrénní prameny



Obrázek č. 11: Pramen BS 1040 – Sírny pramen. Autor: Hana Králíčková, 26. 10. 2016



Obrázek č. 12: Pramen BS 1019 – Krompach. Autor: Hana Králíčková, 30. 10. 2016

Helokrénní prameny



Obrázek č. 13: Pramen BN 1028 – Jonsdorf. Autor: Hana Králíčková, 26. 10. 2016



Obrázek č. 14: Pramen BS 1017 – Ortel. Autor: Lucie Součková, 16. 8. 2017



Obrázek č. 15: Pramen BS 2229 – Myslivny mokřad. Autor: Hana Králíčková, 26. 10. 2016

Rheokrenní prameny



Obrázek č. 16: Pramen BN 1024 – Jonsdorf. Autor: Hana Králíčková, 26. 10. 2016



Obrázek č. 17: BS 1016 – Radvanec. Autor: Lucie Součková, 30. 10. 2016



Obrázek č. 18: BN 1018 – Cesta ke Krompachu. Autor: Hana Králíčková, 26. 10. 2016



Obrázek č. 19: Pramen BS 1027 – Heřmanický vodopád.
Autor: Hana Králíčková, 30. 10. 2016

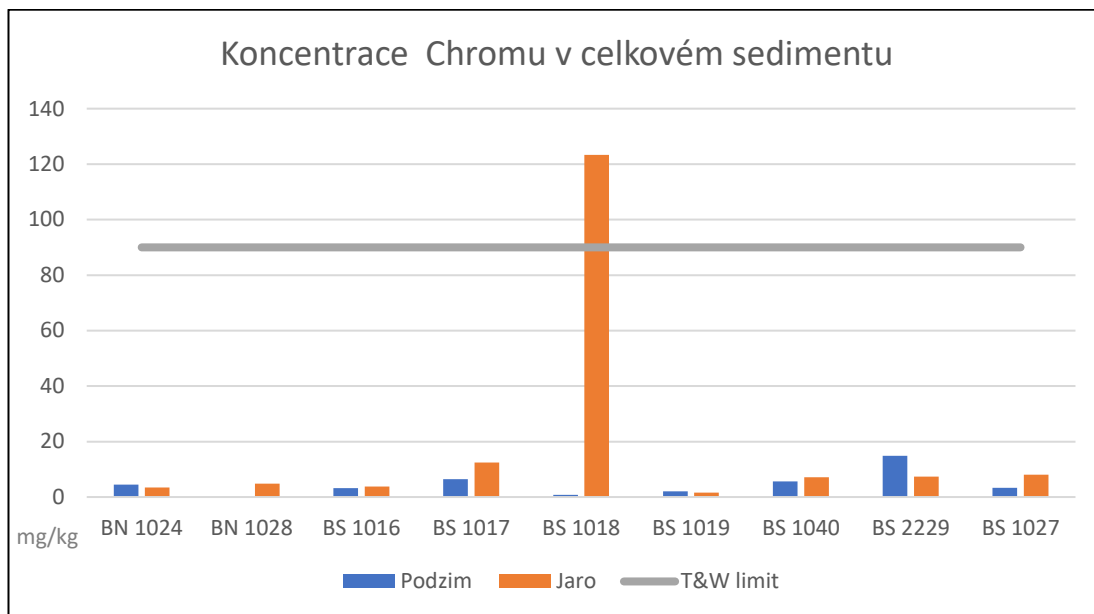
PŘÍLOHA Č. 2 – Koncentrace sledovaných toxických kovů v sedimentu

Tabulka č. 6: Koncentrace vybraných toxických kovů přítomných v celkovém sedimentu a frakcích v jarním a podzimním období. V sedimentech byly vyznačeny hodnoty překračující limit pro koncentraci pravděpodobného účinku (PEC) a koncentraci prahových efektů (TEC).

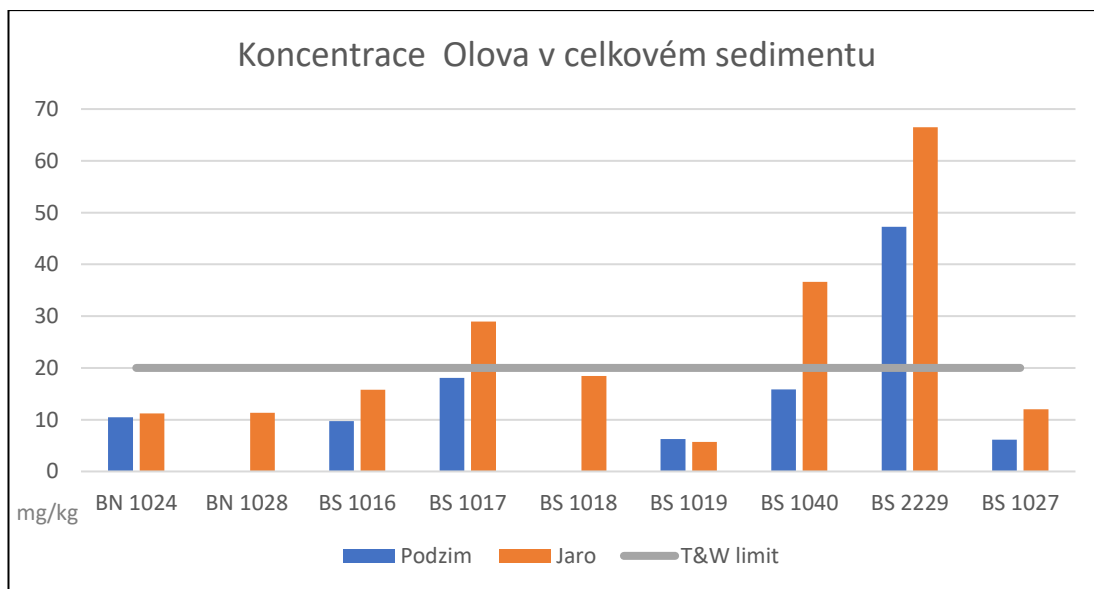
Pramen	Období	Frakce	Cr	Pb	Cu	Ni	Sr	V	Zn	Cd
		µm	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
		PEC (mg/kg)	159,00	396,00	77,70	38,50			1532,00	11,70
		TEC (mg/kg)	56	34,2	28	39,6			159	0,592
BN1024	Jaro	0-61	14,949	37,374	8,535	50,505	39,899	7,020	56,566	0,657
		61-206	3,175	9,375	2,571	13,710	8,165	1,613	26,109	0,353
		206-609	4,995	22,906	1,968	14,077	10,293	2,422	29,465	0,303
		609	3,501	11,203	2,201	15,905	9,403	1,901	23,157	0,250
	Podzim	0-61	21,355	49,524	10,198	77,240	40,488	10,652	89,861	0,858
		61-206	3,215	20,195	1,808	11,454	7,234	1,808	20,697	PMD
		206-609	3,906	31,398	1,152	11,818	8,112	2,153	22,134	PMD
		609	4,437	10,488	2,320	13,816	9,631	2,269	27,834	PMD
BN1028	Jaro	0-61	23,201	48,741	27,968	26,529	23,651	21,763	47,482	0,629
		61-206	4,844	10,595	5,752	5,197	8,174	5,247	9,334	PMD
		206-609	1,001	3,153	2,553	1,802	5,606	1,752	3,504	PMD
		609	4,858	11,318	6,560	6,160	8,263	5,208	11,869	PMD
BS1016	Jaro	0-61	27,470	61,492	22,631	22,530	26,865	22,429	64,516	0,403
		61-206	3,629	14,768	3,579	3,377	5,746	3,579	9,929	PMD
		206-609	2,778	5,051	2,778	2,980	5,455	3,182	7,525	PMD
		609	3,804	15,793	4,534	3,678	6,323	3,804	10,504	PMD
	Podzim	0-61	22,818	60,773	20,829	20,276	20,718	22,983	46,188	PMD
		61-206	5,796	48,488	5,242	5,494	7,661	6,552	11,744	PMD
		206-609	2,410	6,175	3,062	3,112	6,576	3,564	5,773	PMD
		609	3,249	9,727	4,032	3,703	6,956	4,182	7,914	PMD
BS1017	Jaro	0-61	13,370	27,447	5,954	6,761	13,219	16,347	48,234	0,454
		61-206	13,189	30,807	6,988	6,594	15,157	17,717	51,280	0,591
		206-609	22,146	48,327	11,909	11,220	24,114	30,807	80,610	0,689
		609	12,430	28,972	8,224	6,916	15,794	17,103	48,505	0,561
	Podzim	0-61	11,360	28,099	6,057	6,535	13,245	15,457	49,638	0,427
		61-206	6,117	25,732	2,960	3,421	8,250	9,982	25,638	PMD
		206-609	5,356	19,859	3,222	3,623	8,280	11,049	28,508	PMD
		609	6,439	18,064	4,342	3,717	9,421	9,732	30,703	0,252
BS1018	Jaro	0-61	365,152	58,081	14,091	232,323	72,727	292,929	145,455	0,505
		61-206	65,524	12,954	6,149	56,452	13,105	51,915	62,500	PMD
		206-609	44,808	14,365	7,056	50,907	14,063	45,817	30,796	0,252
		609	123,370	18,455	8,776	87,763	22,818	93,781	52,156	PMD
	Podzim	609	0,802	PMD	PMD	1,052	PMD	0,701	PMD	PMD

Pramen	Období	Frakce	Cr	Pb	Cu	Ni	Sr	V	Zn	Cd
BS1019	Jaro	0-61	9,990	31,988	7,770	8,224	10,595	8,829	65,590	0,303
		61-206	1,159	2,873	2,016	1,260	2,823	0,907	9,778	PMD
		206-609	0,959	PMD	1,766	1,060	2,825	0,555	10,343	PMD
		609	1,610	5,685	1,660	1,509	2,717	1,409	12,679	PMD
	Podzim	0-61	6,913	26,849	7,878	5,413	7,556	5,841	43,301	PMD
		61-206	1,512	7,359	1,865	1,109	2,772	1,210	9,627	PMD
		206-609	1,361	4,940	1,815	0,958	2,470	1,008	8,014	PMD
		609	1,610	5,685	1,660	1,509	2,717	1,409	12,679	PMD
BS1027	Jaro	0-61	12,311	16,700	6,912	21,897	12,714	14,531	41,524	PMD
		61-206	3,050	4,100	1,950	4,800	5,400	4,100	9,050	PMD
		206-609	3,169	4,678	2,314	5,584	5,584	4,879	10,312	PMD
		609	8,048	12,022	6,690	11,922	12,575	7,294	67,907	PMD
	Podzim	0-61	13,078	15,594	5,131	20,322	14,034	13,732	35,614	PMD
		61-206	3,869	5,980	2,060	5,628	5,980	4,975	12,211	PMD
		206-609	3,219	4,829	2,062	4,829	5,533	4,376	11,217	PMD
		609	3,377	6,149	2,117	6,200	5,242	5,343	12,046	PMD
BS1040	Jaro	609	7,143	36,620	4,175	7,596	24,296	10,614	38,682	0,402
	Podzim	0-61	14,953	50,348	1,057	16,313	53,369	15,860	87,102	0,655
		61-206	9,578	31,204	1,361	10,536	28,633	12,603	54,443	0,403
		206-609	6,010	20,435	2,054	9,066	16,679	9,266	35,911	PMD
		609	5,653	15,859	PMD	6,454	14,108	8,155	30,868	PMD
BS2229	Jaro	0-61	19,721	152,390	26,195	58,964	85,359	17,729	115,538	1,494
		61-206	6,188	60,878	10,479	26,946	42,615	5,289	43,313	0,898
		206-609	4,175	44,272	9,417	19,029	30,194	4,175	36,311	0,583
		609	7,401	66,507	10,151	27,653	41,054	7,351	46,755	0,850
	Podzim	0-61	64,478	9,823	49,013	124,926	299,721	94,198	89,161	PMD
		61-206	53,001	5,250	42,956	123,164	287,719	73,696	64,611	PMD
		206-609	26,908	3,207	49,206	103,222	301,649	39,435	46,350	PMD
		609	40,742	3,768	50,237	106,502	298,908	56,265	57,270	PMD

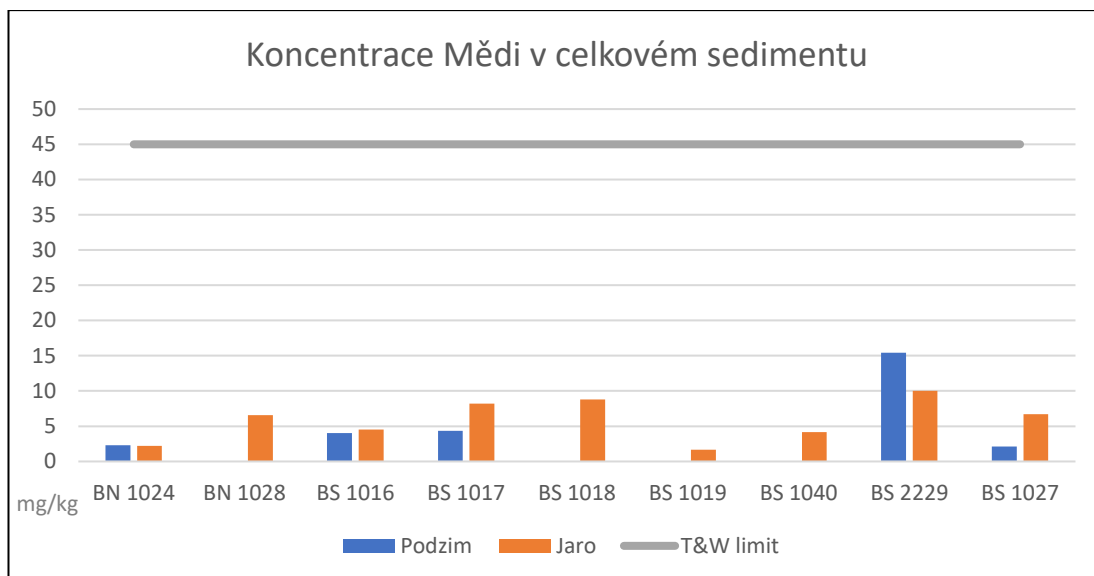
PŘÍLOHA Č. 3 – Vyhodnocení koncentrace toxických kovů v celkovém sedimentu na všech pramenech



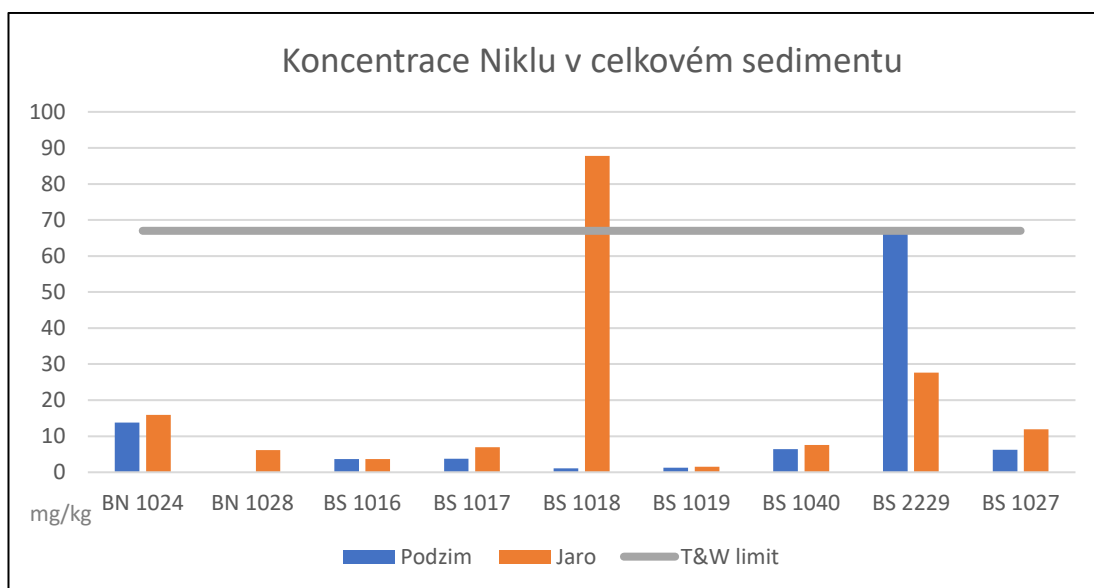
Obrázek č. 20: Množství chromu v celkovém sedimentu u monitorovaných pramenech v jarním a podzimním období s vyznačením mezinárodního geochemického standardu dle Turekiana a Wedepohla (1961).



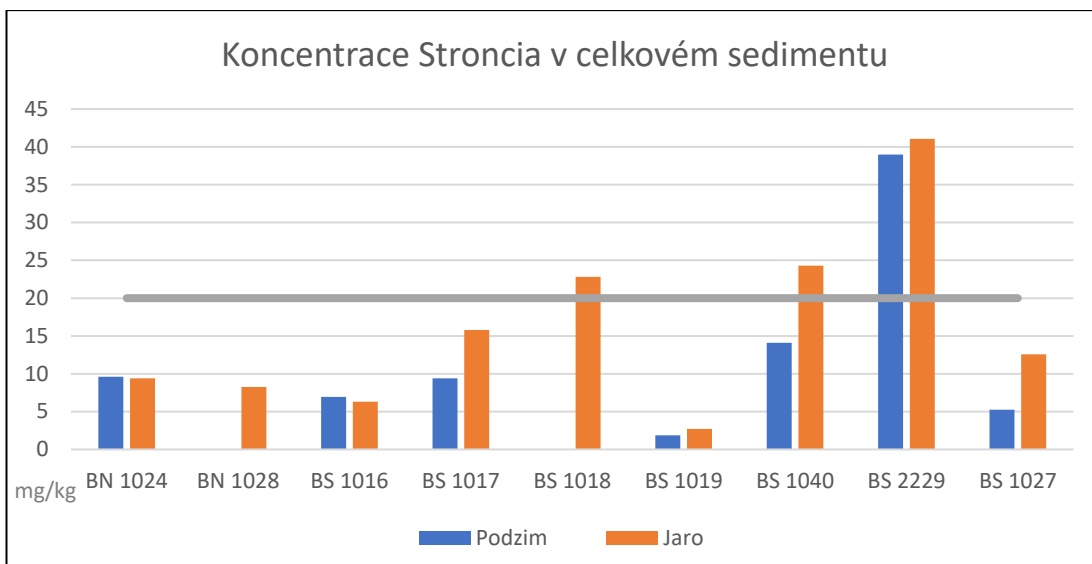
Obrázek č. 21: Množství olova v celkovém sedimentu u monitorovaných pramenech v jarním a podzimním období s vyznačením mezinárodního geochemického standardu dle Turekiana a Wedepohla (1961).



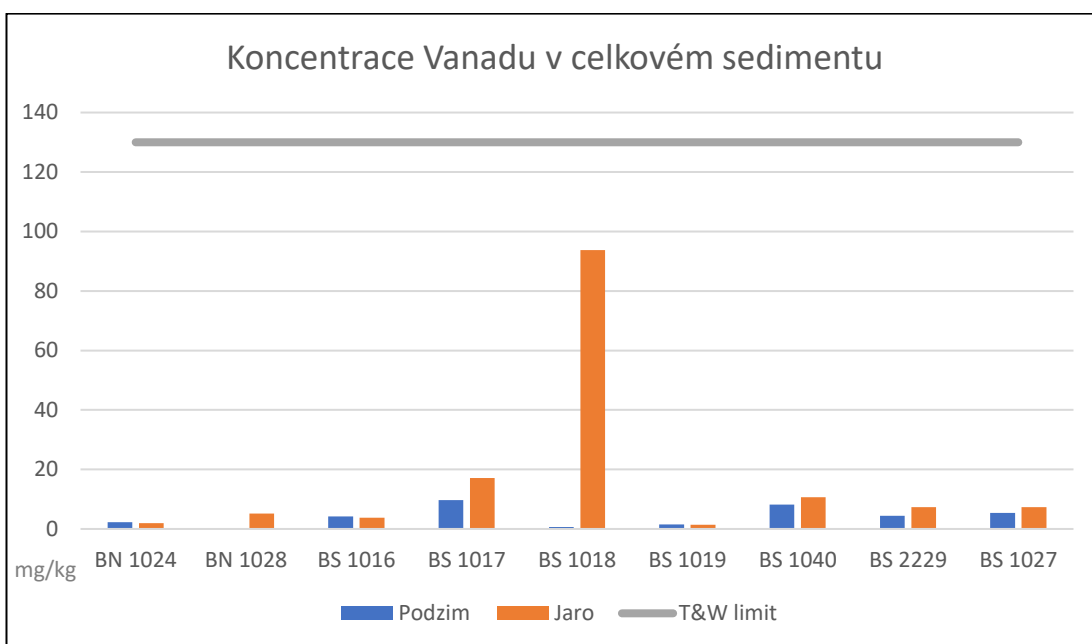
Obrázek č. 22: Množství mědi v celkovém sedimentu u monitorovaných pramenech v jarním a podzimním období s vyznačením mezinárodního geochemického standardu dle Turekiana a Wedepohla (1961).



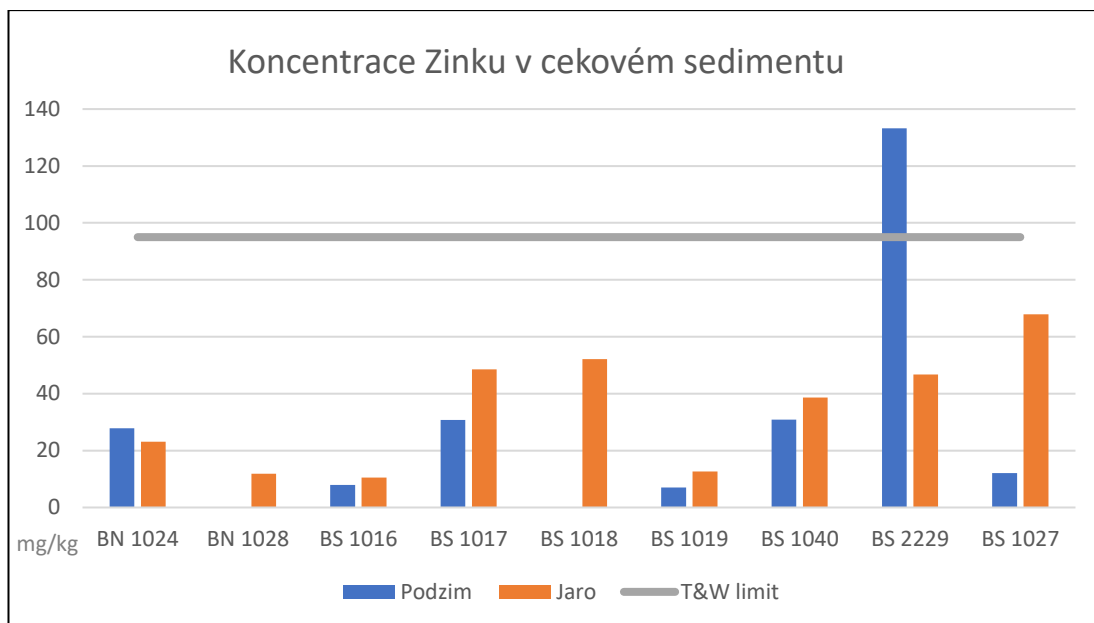
Obrázek č. 23: Množství niklu v celkovém sedimentu u monitorovaných pramenech v jarním a podzimním období s vyznačením mezinárodního geochemického standardu dle Turekiana a Wedepohla (1961).



Obrázek č. 24: Množství stroncia v celkovém sedimentu u monitorovaných pramenech v jarním a podzimním období s vyznačením mezinárodního geochemického standardu dle Turekiana a Wedepohla (1961).

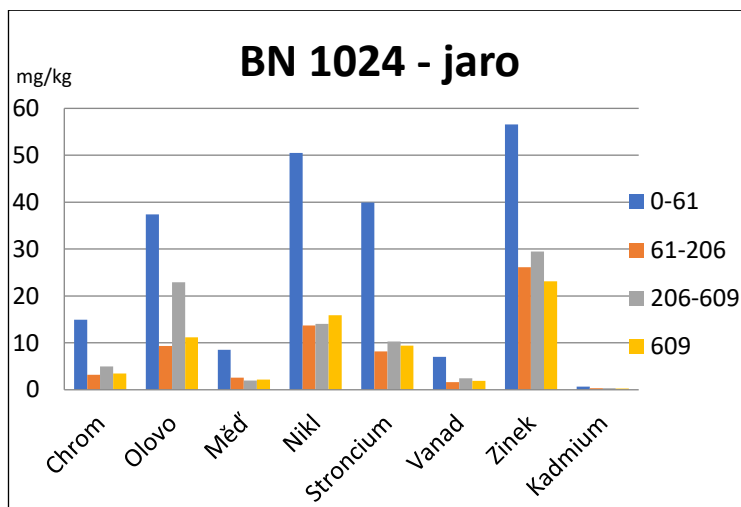


Obrázek č. 25: Množství vanadu v celkovém sedimentu u monitorovaných pramenech v jarním a podzimním období s vyznačením mezinárodního geochemického standardu dle Turekiana a Wedepohla (1961).

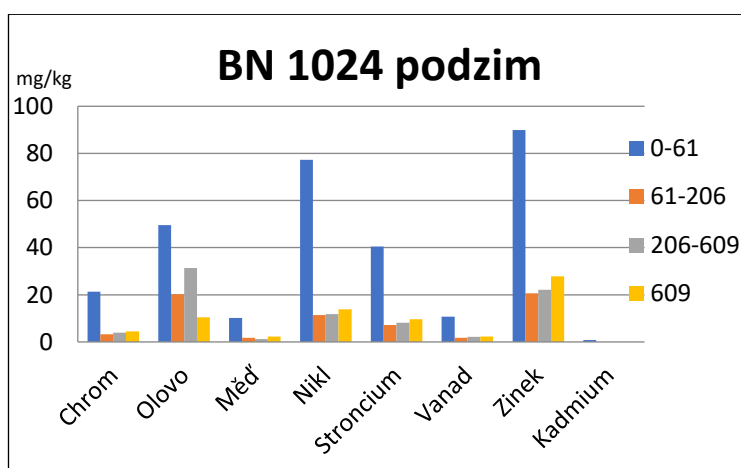


Obrázek č. 26: Množství zinku v celkovém sedimentu u monitorovaných pramenech v jarním a podzimním období s vyznačením mezinárodního geochemického standardu dle Turekiana a Wedepohla (1961).

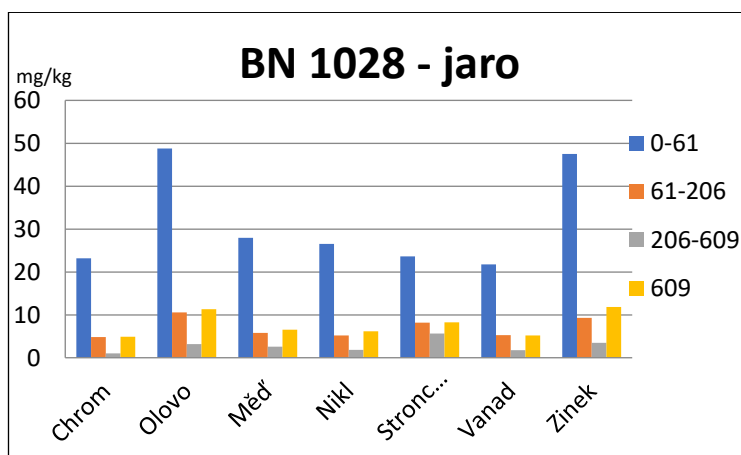
PŘÍLOHA Č. 4 – Vyhodnocení koncentrace toxických kovů u frakcí sedimentu na všech pramenech v jarním i podzimním období



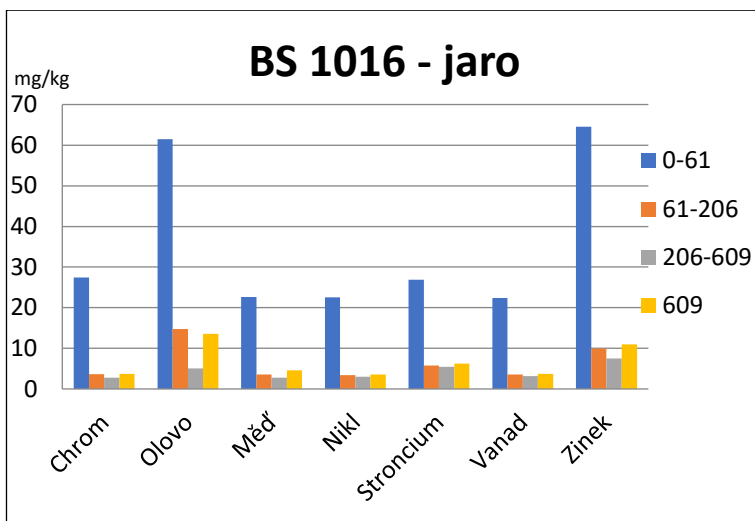
Obrázek č. 27: Koncentrace vybraných toxických kovů na pramenu BN 1024 Jonsdorf v jednotlivých frakcích a celkovém sedimentu při jarním odběru.



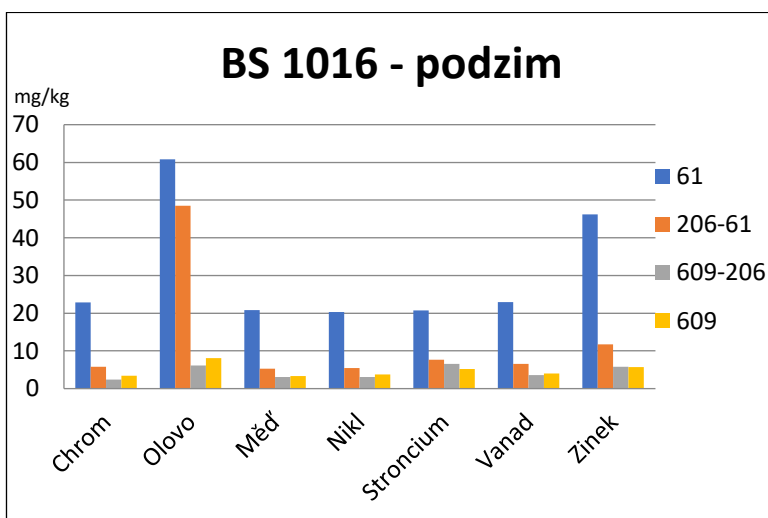
Obrázek č. 28: Koncentrace vybraných toxických kovů na pramenu BN 1024 Jonsdorf v jednotlivých frakcích a celkovém sedimentu při podzimním odběru.



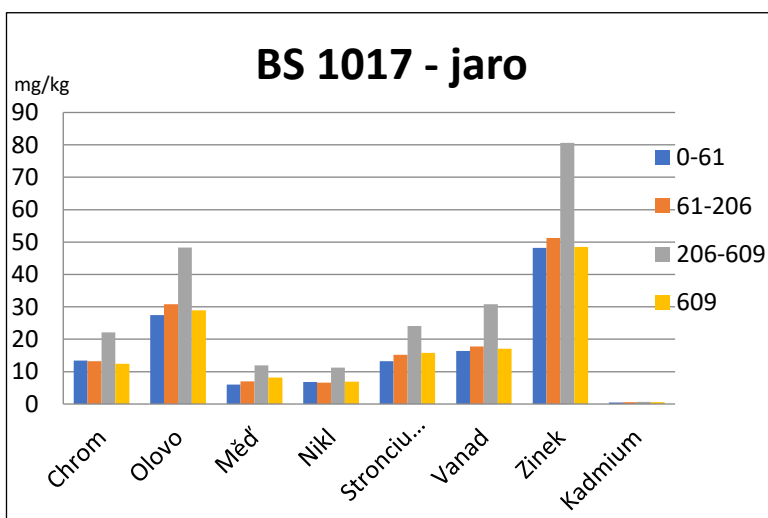
Obrázek č. 29: Koncentrace vybraných toxických kovů na pramenu BN 1028 Jonsdorf v jednotlivých frakcích a celkovém sedimentu při jarním odběru.



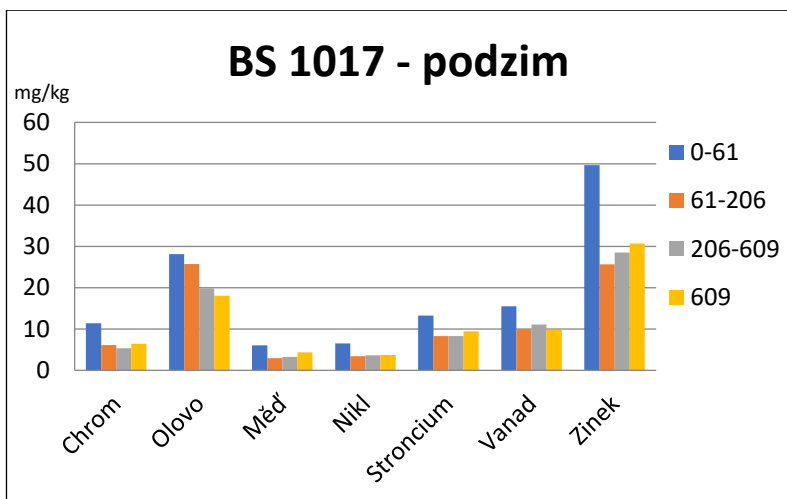
Obrázek č. 30: Koncentrace vybraných toxických kovů na prameni BS 1016 Radvanec v jednotlivých frakcích a celkovém sedimentu při jarním odběru.



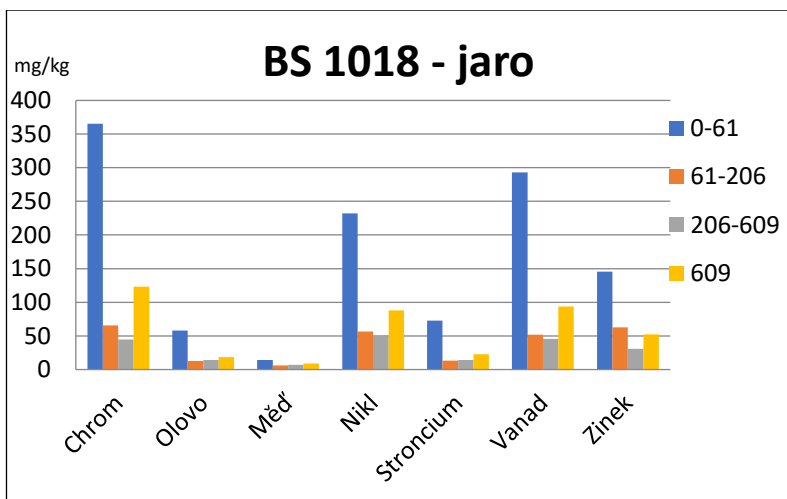
Obrázek č. 31: Koncentrace vybraných toxických kovů na prameni BS 1016 Radvanec v jednotlivých frakcích a celkovém sedimentu při podzimním odběru.



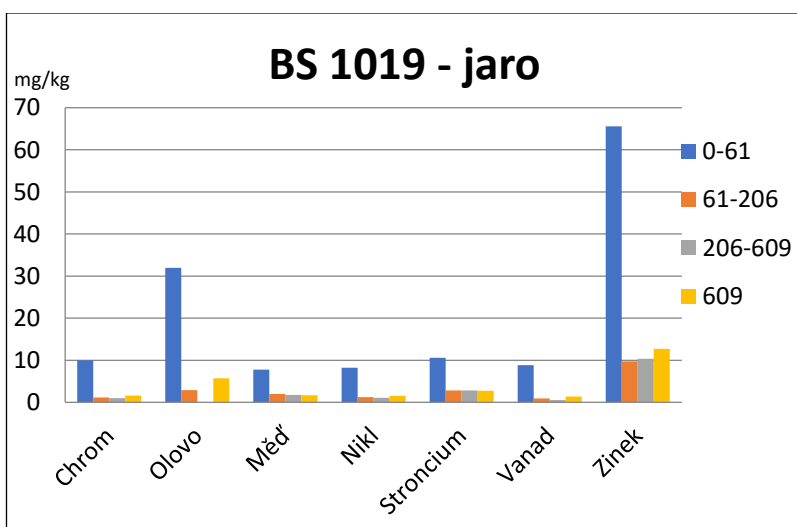
Obrázek č. 32: Koncentrace vybraných toxických kovů na prameni BS 1017 Ortel v jednotlivých frakcích a celkovém sedimentu při jarním odběru.



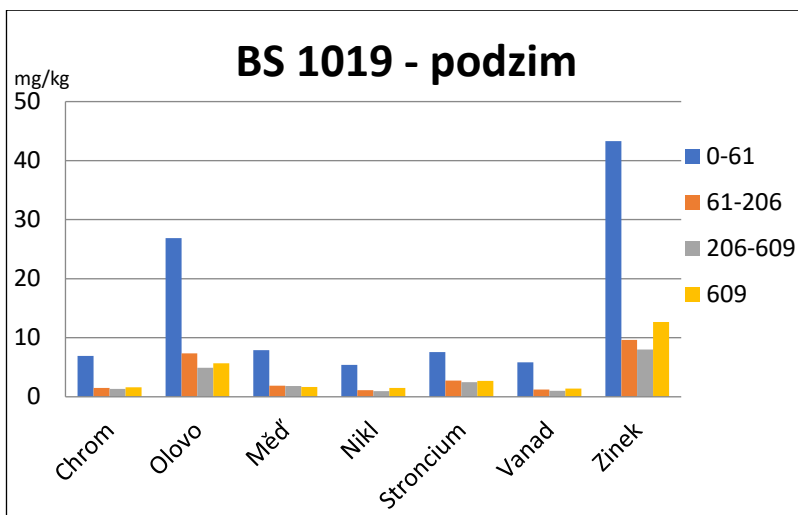
Obrázek č. 33: Koncentrace vybraných toxických kovů na pramenu BS 1017 Ortel v jednotlivých frakcích a celkovém sedimentu při podzimním odběru.



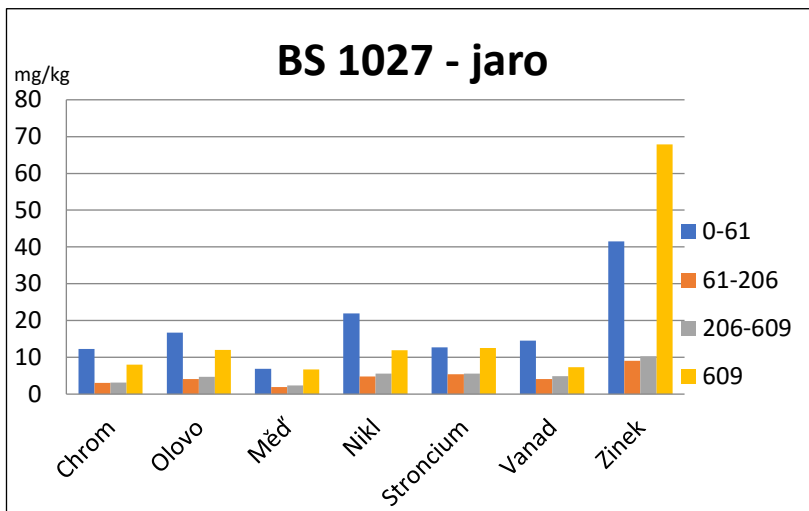
Obrázek č. 34: Koncentrace vybraných toxických kovů na pramenu BS 1018 cesta ke Krompachu v jednotlivých frakcích a celkovém sedimentu při jarním odběru.



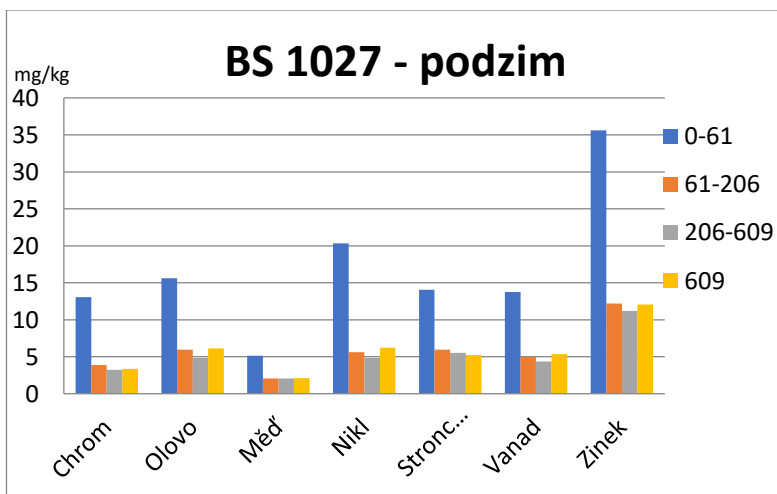
Obrázek č. 35: Koncentrace vybraných toxických kovů na pramenu BS 1019 Krompach v jednotlivých frakcích a celkovém sedimentu při jarním odběru.



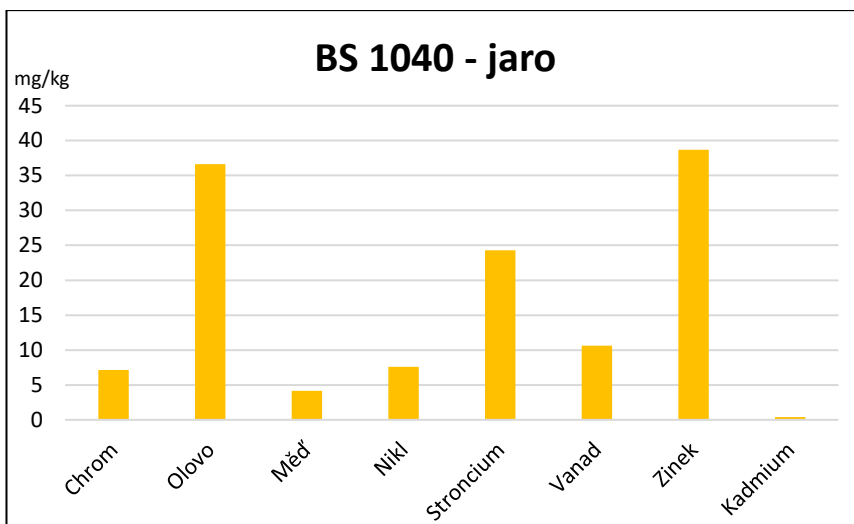
Obrázek č. 35: Koncentrace vybraných toxických kovů na pramenu BS 1019 Kropach v jednotlivých frakcích a celkovém sedimentu při podzimním odběru.



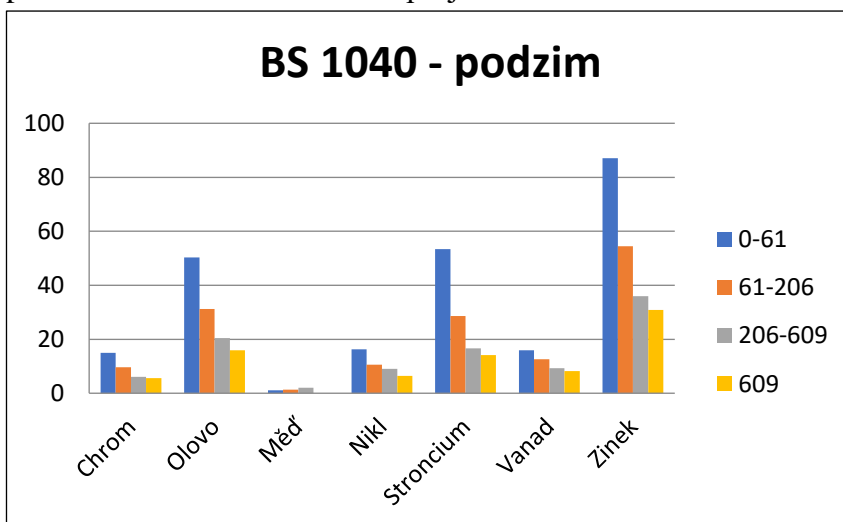
Obrázek č. 36: Koncentrace vybraných toxických kovů na pramenu BS 1027 Heřmanický vodopád v jednotlivých frakcích a celkovém sedimentu při jarním odběru.



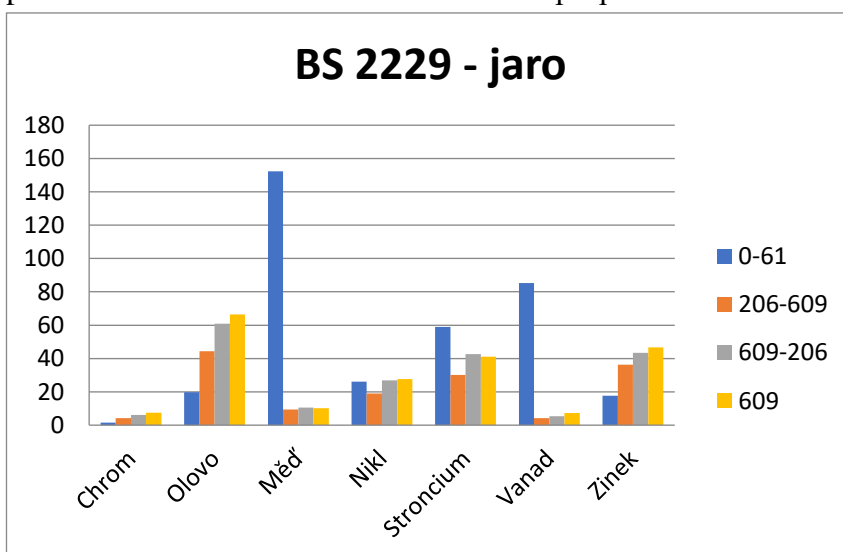
Obrázek č. 37: Koncentrace vybraných toxických kovů na pramenu BS 1027 Heřmanický vodopád v jednotlivých frakcích a celkovém sedimentu při podzimním odběru.



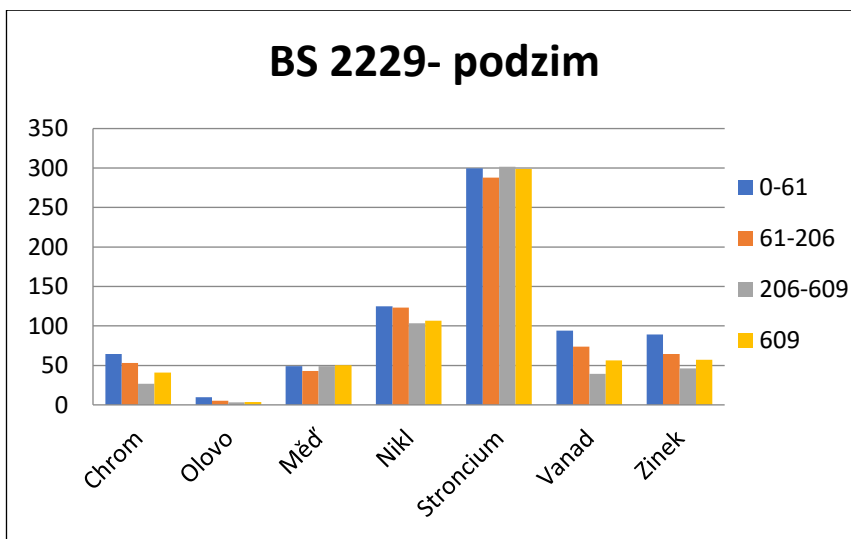
Obrázek č. 38: Koncentrace vybraných toxických kovů na pramenu BS 1040 Sírný pramen v celkovém sedimentu při jarním odběru.



Obrázek č. 39: Koncentrace vybraných toxických kovů na pramenu BS 1040 Sírný pramen ve frakcích a celkovém sedimentu při podzimním odběru.

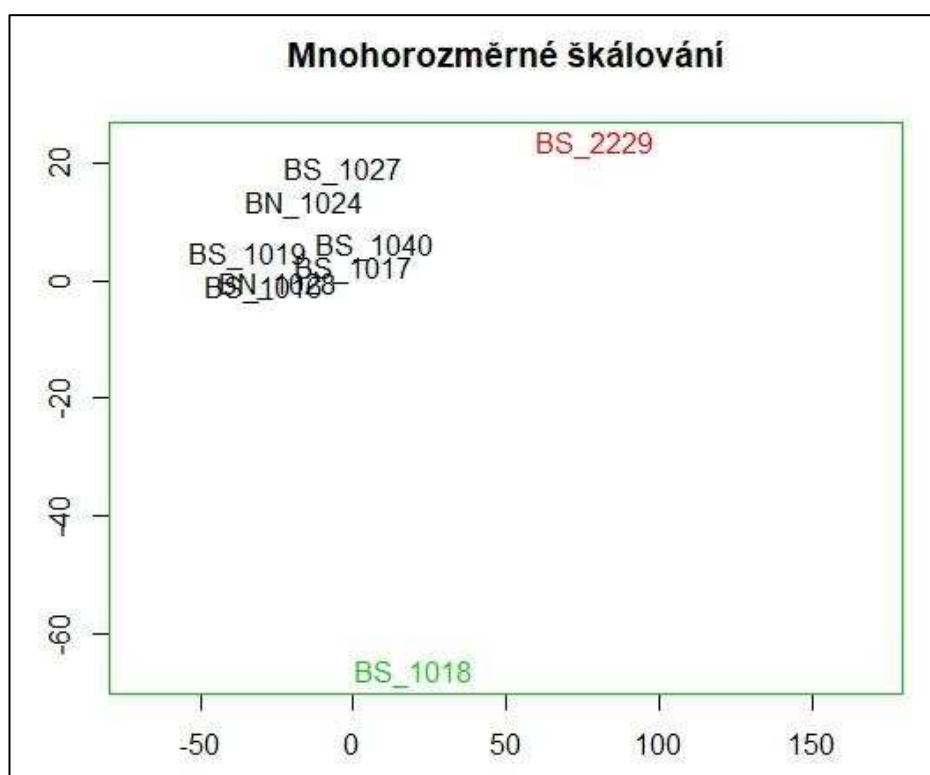


Obrázek č. 40: Koncentrace vybraných toxických kovů na pramenu BS 1040 Myslivný mokřad ve frakcích a celkovém sedimentu při jarním odběru.



Obrázek č. 41: Koncentrace vybraných toxických kovů na prameni BS 1040 Myslívny mokřad ve frakcích a celkovém sedimentu při podzimním odběru.

PŘÍLOHA Č. 5 – Mnohorozměrné škálování pro všech 9 monitorovaných pramenů



Obrázek č. 42: Výsledek analýzy mnohorozměrného škálování. Podle koncentrací toxických kovů v celkovém sedimentu jsou zde prameny nahloučené do jedné skupiny (černá barva) a prameny BS 1018 a BS 2229 díky svým hodnotám vybočují a tvoří samostatné jednotky.