

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



Těžké kovy v sedimentech řeky Třebůvky

Bc. Kristýna Filipiová

Diplomová práce

Předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků na získání titulu Mgr. v oboru

Hydrobiologie

Vedoucí práce: RNDr. Petr Hekera, Ph.D.

Olomouc 2022

Abstrakt

Téma diplomové práce je věnováno problematice kovů v sedimentech řeky Třebůvky. Hodnoceny byly koncentrace niklu, zinku, mědi, olova, kadmia a chromu. Třebůvka, která je pravostranným přítokem řeky Moravy, pramení u Křenova a do řeky Moravy ústí u obce Moravičany. Délka jejího toku je 48,3 km, rozloha povodí 582 km² (Loštice, online, 2020). Na toku se nachází potenciální zdroje znečištění, které představují Sběrný dvůr Stupka a Stavebniny Smekal v Moravské Třebové, ČOV v Linharticích, ČOV v Městečku Trnávka, kamenolom Kozí vrch v Lošticích a ČOV v Lošticích. Další možný zdroj zatížení těžkými kovy je zemědělství, provozované v okolí toku, odkud byly vzorky také odebrány.

Vzorky byly získány ze sedimentů těchto lokalit průběžně po celém toku Třebůvky. Sedimenty byly připraveny a zpracovány k analýze dle stanovené metodiky, jejíž postup je uveden rovněž v diplomové práci. Z výsledků hodnocení pozorovaných prvků lze konstatovat, že k nárůstu obsahu těžkých kovů v sedimentech dochází ve většině případů pod průmyslovými podniky či ČOV. Zajímavým poznatkem byla lokalita č. 8., která obsahovala směsný vzorek sedimentů průběžně po toku od Městečka Trnávky po kamenolom v Lošticích. Zde byl zaznamenán vyšší obsah těžkých kovů oproti jiným lokalitám. Nejnižší stanovené hodnoty byly zpravidla na podzim roku 2019.

K analýze a stanovení obsahu těžkých kovů byla použita metoda atomové absorpční spektroskopie (AAS), která byla provedena v laboratoři Katedry Ekologie a životního prostředí Univerzity Palackého v Olomouci.

Klíčová slova: těžké kovy, říční sedimenty, Třebůvka

Abstract

The topic of the thesis is devoted to the issue of metals in the sediments of the Třebůvka river. The concentrations of nickel, zinc, copper, lead, cadmium, and chromium were evaluated. The Třebůvka river, which is a right-side tributary of the Morava river, rises near Křenov and flows into the Morava river near the village of Moravičany. It has a length of 48.3 km and a catchment area of 582 km² (Loštice, online, 2020). Potential sources of pollution are located on the stream, represented by Sběrný dvůr Stupka and Stavebniny Smekal in Moravská Třebová, wastewater treatment plant in Linhartice, wastewater treatment plant in Městečko Trnávka and Koží vrch quarry and wastewater treatment plant in Loštice. Another possible source of heavy metal loading is agriculture, which is carried out in the vicinity of the stream, from where samples were also taken.

Samples were obtained from sediments in these locations continuously throughout the stream of the Třebůvka river. The sediments were prepared and processed for analysis according to the established methodology, the procedure of which is also presented in the thesis. From the results of the assessment of the observed elements, it can be stated that the increase of heavy metals in the sediments occurs in most cases under industrial enterprises or wastewater treatment plants. An interesting observation was location 8, which contained a mixed sediment sample continuously downstream from Městečko Trnávka to the quarry in Loštice. Here, a higher heavy metal content was observed compared to other locations. The lowest measured values were generally in the autumn of 2019.

The atomic absorption spectroscopy (AAS) method was used to analyze and determine the heavy metal content and was carried out in the laboratory of the Department of Ecology and Environment of Univerzita Palackého v Olomouci.

Key words: heavy metals, river sediments, Třebůvka river

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod odborným dohledem RNDr. Petra Hekery, Ph.D. Veškerou použitou literaturu jsem uvedla na konci práce.

V Olomouci 26. 7. 2022

Bc. Kristýna Filipiová

Poděkování

Děkuji vedoucímu práce RNDr. Petru Hekerovi, Ph.D. za obětavou spolupráci, trpělivost, čas, vůli i rady při konzultacích a v laboratoři. Dále bych chtěla poděkovat své rodině a partnerovi za obětavou pomoc při sběru vzorků, za podporu a trpělivost při mém studiu a celoživotní oporu.

Věnování

Tuto diplomovou práci věnuji svému tatínkovi, panu Pavlu Filipimu.

Obsah

Seznam tabulek.....	ix
Seznam obrázků.....	x
1. Úvod.....	1
1.1. Cíle práce.....	1
2. Teoretická část.....	3
2.1. Charakteristika těžkých kovů.....	3
2.2. Toxicita a vliv na biotu.....	3
2.1. Limitní hodnoty sledovaných prvků.....	4
2.2. Těžké kovy ve vodním prostředí.....	6
2.2.1. Chrom.....	6
2.2.2. Nikl.....	6
2.2.3. Zinek.....	7
2.2.4. Měď.....	7
2.2.5. Olovo.....	7
2.2.6. Kadmium.....	8
3. Metodika.....	9
3.1. Geologie a geomorfologie vymezeného toku.....	9
3.2. Geomorfologie toku.....	11
3.3. Potenciální zdroje znečištění.....	12
3.4. Odběr vzorků sedimentů.....	13
3.5. Zpracování vzorků.....	14
3.6. Atomová absorpční spektrometrie (AAS).....	15
4. Výsledky.....	17
4.1. Obsah chromu v sedimentech.....	19
4.2. Obsah zinku v sedimentech.....	20
4.3. Obsah mědi v sedimentech.....	21
4.4. Obsah olova v sedimentech.....	22
5. Diskuze.....	23
Závěr.....	25
Použitá literatura.....	26
Příloha.....	32

Seznam tabulek

Tabulka 1: Potenciální zdroje vybraných těžkých kovů (podle Hyánek a kol. 1991)	8
Tabulka 2: Geomorfologické členění území, kterým prochází vodní tok Třebůvka.....	12
Tabulka 3: Číslování lokalit odběru vzorků sedimentů	18
Tabulka 4: Hodnocení obsahu Ni v sedimentech.....	39
Tabulka 5: Hodnocení obsahu Cd v sedimentech.....	39
Tabulka 6: Limitní hodnoty hodnocených těžkých kovů v sedimentu využitelném pro zemědělské účely (Vyhláška MZem a MŽP č. 257/2009 Sb.)	39

Seznam obrázků

Obrázek 1: Geologická mapa řeky Třebůvky (Česká geologická služba, ©2022)	10
Obrázek 2: Mapa mírovských slepenců v rámci území, protékající řekou Třebůvkou (Vítek 2015)	11
Obrázek 3: Lokalizace vybraných potenciálních zdrojů znečištění	13
Obrázek 4: Sušení odebraných vzorků	14
Obrázek 5: Mikrovlnné mineralizační zařízení SpeedWave 2	15
Obrázek 6: Spektrometr Avanta Σ od firmy GBC.....	16
Obrázek 7: Lokalizace odběrů vzorků sedimentů	18
Obrázek 8: Graf obsahu Cr v sedimentech řeky Třebůvk.....	19
Obrázek 9: Graf obsahu Zn v sedimentech řeky Třebůvky	20
Obrázek 10: Graf obsahu Cu v sedimentech řeky Třebůvky	21
Obrázek 11: Graf obsahu Pb v sedimentech řeky Třebůvky	22
Obrázek 12a: Odběrová lokalita č. 1: Dlouhá Loučka – Moravská Třebová	32
Obrázek 12b: Odběrová lokalita č. 1: Dlouhá Loučka – Moravská Třebová	32
Obrázek 13: Odběrová lokalita č. 2: nad průmyslovou zónou – Moravská Třebová	33
Obrázek 14: Odběrová lokalita č. 3: pod průmyslovou zónou – Moravská Třebová	33
Obrázek 15: Odběrová lokalita č. 4: nad ČOV – Linhartice	34
Obrázek 16: Odběrová lokalita č. 5: pod ČOV – Linhartice	34
Obrázek 17: Odběrová lokalita č. 6: nad ČOV – Městečko Trnávka.....	35
Obrázek č. 18: Odběrová lokalita č. 7: pod ČOV -Městečko Trnávka	35
Obrázek č. 19a: Odběrová lokalita č. 8: Městečko Trnávka – Loštice.....	36
Obrázek č. 19b: Odběrová lokalita č. 8: Městečko Trnávka – Loštice.....	36
Obrázek 20: Odběrová lokalita č. 9: nad kamenolomem – Loštice.....	37
Obrázek 21: Odběrová lokalita č. 10: pod kamenolomem – Loštice	37
Obrázek 22: Odběrová lokalita č. 11: nad ČOV – Loštice	38
Obrázek 23: Odběrová lokalita č. 12: pod ČOV – Loštice.....	38

1. Úvod

Jedním z globálních problémů společnosti je v dnešní době destrukce přírodních biotopů. Lidská činnost postupem času značně ovlivňuje přirozené procesy ve všech složkách biosféry. Významným narušením může být kontaminace, a tím ovlivnění bioty, antropogenními látkami. K udržení rovnováhy přirozených procesů a zajištění zachování biosféry je důležité monitorovat a kontrolovat látky, a jejich množství, které se do jednotlivých sfér dostávají. Příkladem může být hydrosféra a její kontaminace těžkými kovy (Randák 2013).

Mezi těžké kovy můžeme zařadit Sn, Pb, Se, Be, Ge, Sn, Hg, Bi, Cd, As, Mo, Te, Ag, Au. Tyto látky jsou kumulativní, nerozkládají se, pouze mění svou formu, takže jsou v přírodě neustále přítomny. Za zvýšený výskyt v biosféře je zodpovědný především člověk, tedy jsou výsledkem antropogenní činnosti (Pitter 2009; Hyánek a kol. 1991; Čelechovská a kol. 2005).

Přítomnost kovů a jejich sloučenin v rostlinách, tělech živočichů a člověka je bezesporu důležitá ke správné fyziologické i anatomické funkci. V tomto případě se jedná o makrominerály nebo ultrastopové, biogenní prvky. Tyto jsou pro funkci organismů nezbytné (Kočanová, Dušek 2016). Riziko pro biotu představuje kontaminace hydrosféry těžkými kovy. Ať už se jedná o kovy toxické v jakémkoliv množství či esenciální. Ty jsou rovněž od určitých koncentrací nebezpečné (toxické) pro vodní i terestrické živočichy a potažmo i člověka a celou biotu.

V dnešní době, kdy jsou hranice koncentrace těžkých kovů v hydrosféře i jiných biosférách stále více limitovány, je nutné je monitorovat. Stanovené limity však nejsou stejné pro vody pitné, odpadní, povrchové, podpovrchové (Svobodová a kol. 1996). Tato diplomová práce se zabývá stanovením koncentrací vybraných těžkých kovů v konkrétním toku, tedy limity určenými pro dnové sedimenty. Dnové sedimenty toků jsou totiž významným indikátorem znečištění vodního prostředí díky schopnosti vazby těžkých kovů na jemné partikule (Svobodová a kol. 1996a; Pitter 2009).

1.1. Cíle práce

Cílem této diplomové práce bylo zhodnocení kontaminace vybranými těžkými kovy v řece Třebůvce. K tomuto hodnocení sloužily vzorky dnových sedimentů. Odběr

probíhal po dobu dvou let a výsledky z jednotlivých odběrů na lokalitách byly porovnány mezi sebou.

2. Teoretická část

2.1. Charakteristika těžkých kovů

Těžké kovy spadají do látek anorganických. Jsou přirozenou součástí Zemské kůry a geologického podloží, ale jejich koncentrace je ovlivněna zejména antropogenními aktivitami. Pro těžké kovy je také často používán název toxické kovy. Toto označení je ale vhodné rozlišovat, jelikož těžké kovy jsou v chemickém pojetí definovány jako látky, jejichž soli se srážejí se sulfidem sodným za vzniku málo rozpustného sulfidu, nebo objemovou hmotností, která je vyšší než 5 g cm^{-3} (Maršálek 2014). Na rozdíl od těžkých kovů, lze kovy toxické definovat striktněji. Jde totiž o látky, u kterých se určuje míra toxicity (škodlivosti). Mezi esenciální kovy pak řadíme takové kovy, které mohou být pro organismy nezbytné, ale také ty, které mohou být ve vyšších koncentracích pro organismus toxické. Do této skupiny však spadají i některé kovy těžké (Pitter 1999).

Mezi těžké kovy v chemickém pojetí tedy řadíme železo, měď, zinek, chrom, nikl, kadmium, olovo a rtuť a mezi toxické kovy můžeme zahrnout například olovo, kadmium, rtuť (Kabata a Pendias, 1999).

Tato práce se zabývá stanovením vybraných těžkých kovů v sedimentech řeky Třebůvky.

2.2. Toxicita a vliv na biotu

Sledování koncentrací těžkých kovů je podstatné již na drobných tocích, protože ty mohou znamenat hrozbu zvýšeného výskytu těžkých kovů díky lokalizaci měst u vodních toků a jsou tak potencionálním zdrojem znečištění. Městské odvodnění a antropogenní činnost totiž vysoce přispívá k zatížení těchto toků těžkými kovy a jejich koncentrace má vliv na biotu. Jak je známo, i drobné toky tvoří významný habitat organismů. V případě výskytu těžkých kovů v dnových sedimentech, může být jejich obsah i o několik řádů vyšší než ve vodním sloupci. (Vávrová 2004; Pitter 2009; Adámek a kol. 2010; Quevauviller 2002; Hanel a Lusk 2005). Toto je charakteristické zejména pro olovo, rtuť, kadmium a arsen. (Svobodová a kol. 1996; Spurný 2015; Hanel a Lusk 2005)

Jak již bylo zmíněno, některé těžké kovy, které spadají do skupiny kovů esenciálních, jsou pro biotu nezbytné. Mezi tyto můžeme zařadit například měď, zinek, železo, mangan, selen, nikl, vanad aj. Vyšší koncentrace těchto prvků může působit na biotu rovněž toxicky, stejně jako kovy, které jsou toxické v minimálním množství. Sem

řadíme například olovo, rtuť, arsen a kadmium. (Perry a kol. 1988; Tölgyessy a kol. 1989; Deflora a kol. 1994; Gauthier a kol. 1998; Itow a kol. 1998; Patrick 2006; Serafim a Bebianno 2007). Tyto prvky a jejich sloučeniny mají mimořádnou vlastnost koncentrace a kumulace v organismu, čímž způsobují vážná onemocnění (Perry a kol. 1988, Tölgyessy a kol. 1989, Deflora a kol. 1994, Gauthier a kol. 1998, Itow et al. 1998, Patrick 2006, Serafim et Bebianno 2007). Obecně je toxicita, nebo též škodlivost, jedovatost, dána právě množstvím dané látky, která působí na organismus. Vždy záleží, při jaké koncentraci, na jak velký organismus látka působila, ale také na jeho metabolismu a na způsobu vniknutí do organismu. Ne vždy vede výskyt těžkých kovů k úplné destrukci bioty, ale vždy jsou ovlivněny biologické pochody v organismu (Svobodová a kol., 1996). Toxicita, která představuje riziko, je závislá na koncentraci jednoduchých volných iontů kovů, o čemž rozhodují fyzikálně chemické vlastnosti toku. Ve většině případů převažuje vliv kovů jako enzymatických jedů, což způsobuje výrazná afinita vazby s SH-bílkovinami a aminokyselinami (Svobodová 1987). Často tak dochází k blokaci enzymů. Afinita je u organismu dána k jednotlivým orgánům různou měrou koncentrace daných prvků nebo jejich sloučenin. Některé kovy jsou schopny například vytěšňovat jiné, esenciální, tedy pro organismus často potřebné kovy především tedy vápník a hořčík (Svobodová a kol. 1996). Takovým případem může být například olovo nebo kadmium, které vytěšňují vápník a v kostech živočichů tak nahrazují jeho místo.

Velmi rizikový faktor představují právě lipofilní a organokovy, které jsou schopny snadného kumulačního efektu (Adámek a kol. 2010). Příkladem může být methylrtuť, která má značný vliv na biodiverzitu. Methylrtuť u organismů může způsobovat tzv. biomagnifikaci, což je kumulace rtuti v organismech a postupně její nejvyšší obsah v nejvyšších článcích potravního řetězce (tzn. dravých ryb) i přesto, že její koncentrace ve vodách není nijak výrazně zastoupena (ATSDR 1999). Podobně také působí mono-, di-, trimethylarsen (Bentley a Chasteen 2002; Svobodová a kol. 1996a; Lusk a Hanel 2005; Randák 2013; Maršálek 2014; Watras a Bloom 1992; Li a Cai 2013).

2.1. Limitní hodnoty sledovaných prvků

Limitní hodnoty obsahu těžkých kovů pro sedimenty toků nejsou v ČR jasně stanoveny (Naše voda 2011). Jsou však známy hodnoty koncentrace těžkých kovů působící negativně na biotu ve vodním prostředí. Například chrom se přirozeně vyskytuje pouze ve sloučeninách a ve své trojmocné formě je esenciálním kovem, který je pro

organismy podstatný a ovlivňuje tak metabolismus sacharidů. Šestimocný chrom již představuje riziko toxicity, která organismu působí chronické i akutní onemocnění (Bencko a kol. 1995; Pitter 2009; Reimann a Caritat 1998). Jak uvádí (Svobodová 1987) je například u chromu šestimocná forma toxičtější než třímocná, nicméně již koncentrace $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ CrIII působí toxicky na některý zoobentos. U obratlovců pak větší obtíže působí spíše chrom šestimocný.

Nikl působí nejvíce toxicky na měkkýše, kde je jeho hladina $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ již letální. Ryby snášejí koncentraci niklu lépe a ty nejcitlivější druhy mají mezní hodnotu koncentrace 10 mg.l^{-1} , ale některé druhy, jako je například kapr, až 75 mg.l^{-1} (Svobodová a kol. 1996; Kafka a Punčochářová 2002).

U zinku, který je součástí důležitých biochemických procesů organismů, není v dnešní době limitována jeho hodnota. Dříve však byla stanovena hodnota 5 mg.l^{-1} . Avšak zvýšená koncentrace zinku může působit na biotu toxicky. Vliv má na ryby a toxický je zejména pak pro jejich plůdek. Na zinek citlivý se jeví i zoobentos jako jsou měkkýši, pošvatky, larvy jepic nebo blešivci. Dobře však snášejí vyšší koncentraci zinku perloočky nebo nitěnky.

Měď je toxický kov pro bentos i ryby při zvýšené koncentraci. Výrazně toxická je měď pro bakterie, sinice, řasy a houby (Svobodová a kol. 1996; Kafka a Punčochářová 2002). Pomineme-li prvky, jsou na měď a její sloučeniny opět nejcitlivější ploštěnky a pijavky, dále měkkýši, pro které je koncentrace ve vodě $0,015 \text{ mg.l}^{-1}$ letální. O něco lépe měď a její sloučeniny snáší další druhy bentosu, ale koncentrace $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ je likvidační pro většinu druhů.

U olova a jeho sloučenin má letální koncentrace širší rozpětí, a to $0,1 - 10 \text{ mg.l}^{-1}$ v závislosti na fyzikálně chemických parametrech vody. Pitter (2009) uvádí, že pro chov ryb je přípustná koncentrace mědi $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ a méně.

Kadmium není řazeno mezi esenciální prvky v žádném množství, naopak jde o látku s potenciálním karcinogenním a prokazatelným teratogenním účinkem. Má schopnost podporovat účinky jiných těžkých kovů jako je měď a zinek. Kadmium v organismu způsobuje chronické onemocnění ledvin, nadledvinek a pohlavních orgánů a způsobuje dekalifikaci kostí. Koncentrace kadmia je značně závislá na obsahu vápníku a hořčíku. Čím více Ca a Mg voda obsahuje, tím méně toxické kadmium je (Pitter 2009). Podle Svobodové (1987) jsou hodnoty koncentrace kadmia pro bentos likvidační již v rozmezí $0,03-0,08 \text{ mg.l}^{-1}$.

2.2. Těžké kovy ve vodním prostředí

Těžké kovy jsou přirozeně se vyskytující látky, obsažené v geologickém podloží, odkud se uvolňují do hydrosféry erozí. V případě, že je jejich koncentrace vyšší a původem je právě geologické podloží, označujeme tento stav jako přirozené znečištění (Svobodová a kol. 1996a; Maršálek 2014; Adámek a kol. 2010). Do vody se těžké kovy dostávají také prostřednictvím antropogenních zdrojů, hlavně prostřednictvím průmyslové činnosti, zemědělských aktivit, kdy dojde ke splachu či průsaku různých druhů pesticidů. Spalovací procesy mohou vést ke znečištění atmosféry, z níž pak dochází k depozicím škodlivých látek na povrch (Tessier a Campbell 1987; Kroupa a Bürgerová 1988). Jak uvádí Randák (2013), jsou významným antropogenním zdrojem zvýšeného obsahu těžkých kovů, znečišťujícím toky rovněž vody přitékající z ČOV. V neposlední řadě je zdrojem kovů ve vodách dopravní prostředky, které znečišťují právě zmíněnou atmosféru spalovacími a abrazivními procesy. Další cestou mohou být také stavební materiály, které rovněž obsahují prvky zahrnující těžké kovy (Modrá 2014).

Pro těžké kovy je charakteristická jejich perzistence, kdy nepodléhají žádným rozkladům a akumulují se tak ve vodním prostředí a zejména v dnových sedimentech, kde se váží na jemné partikule (Modrá 2014; Hanel a Lusk 2005).

2.2.1. Chrom

Přirozený výskyt chromu je minimální, ovšem jeho antropogenní využití v průmyslu je hojné pro jeho vlastnosti. Je využíván v textilním a kožedělném průmyslu, k povrchové úpravě kovů, především k antikorozivním úpravám, a také je součástí barev k různému využití jako jsou nátěry, tiskařské barvy, fotografie apod. (Bencko a kol. 1995). Riziko znečištění představuje rovněž spalování fosilních paliv a v neposlední řadě doprava (Bencko a kol. 1995; Pitter 2009; Reimann a Caritat 1998).

2.2.2. Nikl

Nikl se přirozeně vyskytuje v horninovém podloží ve sloučeninách. Často tvoří komplexy s arsenem či sírou, ale vyskytuje se často i v takzvaných hadcích (hlinitokřemičitanech). Za zvýšený antropogenní výskyt niklu mohou odpadní vody z průmyslu, kde dochází k úpravám kovů nebo například rozvodné sítě, kde se nachází poniklované části a při styku s vodou tak může dojít ke kontaminaci. Dalším příkladem může být sklářský nebo keramický průmysl (Pitter 2009). Jako významný antropogenní

zdroj niklu uvádí (Bencko a kol. 1995) spalování fosilních paliv, které jsou z atmosféry transportovány do vodního prostředí.

2.2.3. Zinek

Zinek spadá do významných esenciálních prvků a přirozeně se nachází v geologickém podloží. Za antropogenní zdroj v přirozeném prostředí je považováno spalování fosilních paliv, které prostřednictvím atmosférických depozic zvyšuje koncentraci zinku ve vodě. Dále pak zemědělský průmysl, průmysl zabývající se úpravou kovů, zpracováním rud nebo stavebnictvím (Pitter 2009). (Dali-youcef a kol. 2006) ve své publikaci uvádí, že nikl obsahují i zemědělská hnojiva a pesticidní přípravky.

2.2.4. Měď

Měď má značnou tendenci vytvářet komplexy, takže její výskyt ve vodním prostředí a potažmo v sedimentech toku je velmi rozmanitý. Díky jejím vlastnostem je využívána v zemědělství odkud se dostává do vodního prostředí. Zdrojem mědi může být opět průmysl, zejména stavební z důvodu používání materiálů obsahujících měď (Svobodová a kol. 1996; Kafka a Punčochářová 2002). Nicméně, jde také o kov esenciální.

2.2.5. Olovo

Pro olovo je typická vysoká schopnost kumulace. Hromadí se právě především ve vodních sedimentech. V sedimentech může jeho koncentrace dosahovat i o několik řádů vyšší hodnoty, než je hodnota koncentrace olova ve vodním sloupci. Zdrojem olova byla doprava a používání nevhodných materiálů ve vodovodních potrubích. V dnešní době je zdrojem průmysl různého charakteru, především při zpracování rud, sklářský průmysl nebo při výrobě baterií, ale také třeba elektrotechnický průmysl (Nábělková 2005; Pitter 1990; Svobodová 1987)

2.2.6. Kadmium

Stejně jako olovo, má kadmium značné kumulativní schopnosti a schopnost vazby na pevné částice. Jeho koncentrace v sedimentech pak může dosahovat mnohem vyšších hodnot než koncentrace ve vodním prostředí (Pitter 2009).

Významným zdrojem kadmia jsou zemědělská hnojiva, odpadní vody, pocházející z galvanického pokovování nebo z výroby baterií. Kadmium je využíváno v PVC materiálech a jejich spalováním se dostává do atmosféry, odkud velice snadno přechází do hydrosféry. Podobný proces kontaminace probíhá při spalování pohonných hmot a fosilních paliv (Pitter 2009).

Následující tabulka, vytvořená podle (Hykáněk a kol. 1991) znázorňuje některé antropogenní zdroje potenciálního znečištění pozorovaných prvků a jejich sloučenin.

Tabulka 1: Potenciální zdroje vybraných těžkých kovů (podle Hykáněk a kol. 1991)

Možný zdroj znečištění	Výskyt sloučenin
těžba a zpracování rud	Zn, Cu
hutní průmysl	Cr, Ni, Cu, Zn
těžba uhlí	Ni, Cu, Zn
úprava kovů	Cr, Cu, Ni, Zn, Cd, Pb,
chemický průmysl	Cr, Pb, Zn,
automobilová doprava	Cu, Ni, Zn, Cr, Pb
spalování uhlí	Zn, Ni
zemědělství	Ni, Zn, Cu
textilní a polygrafický průmysl	Cu, Zn, Cr, Pb
elektrotechnika	Ni, Pb, Cu

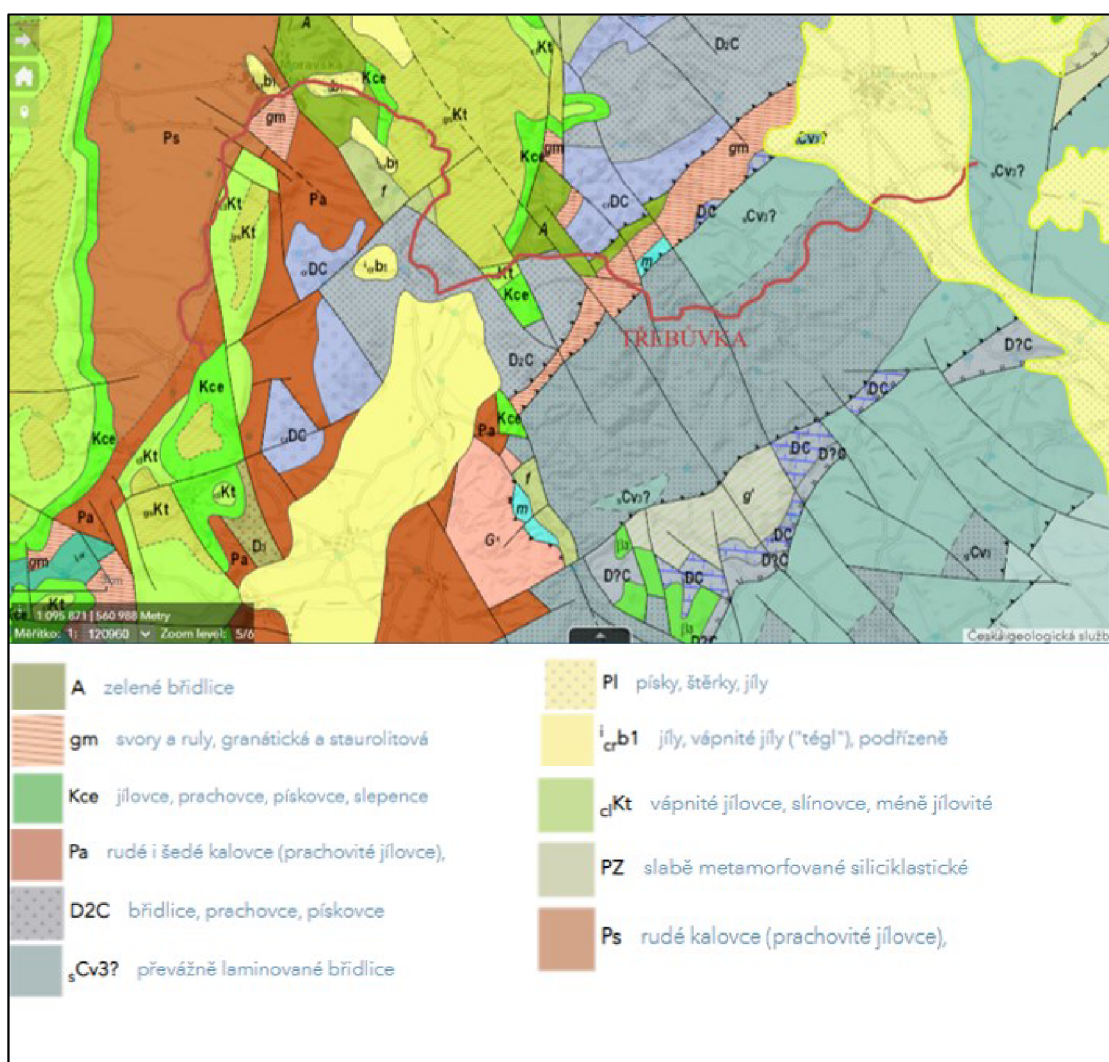
3. Metodika

Sledování koncentrace těžkých kovů v sedimentech řeky Třebůvky probíhalo po dobu dvou let. Za tuto dobu bylo odebráno 48 vzorků sedimentů, které byly analyzovány metodou atomové absorpční spektrometrie (AAS) v laboratoři Katedry ekologie a ochrany životního prostředí Univerzity Palackého v Olomouci.

3.1. Geologie a geomorfologie vymezeného toku

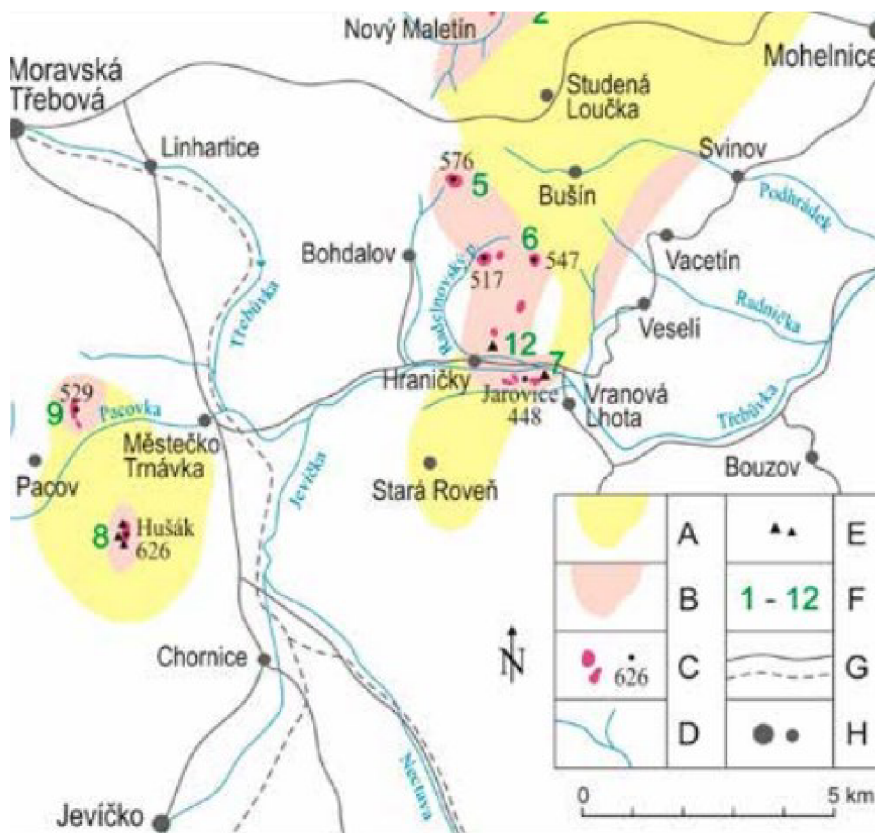
Koncentrace těžkých kovů ve vodním prostředí a obsah v sedimentech je ovlivněna rovněž mineralogickým složením a velikostí sedimentovaných a transportovaných částic. Drobnější toky jsou výrazně ovlivněny splachy cizorodých látek z okolního prostředí, odpadními vodami z ČOV a průmyslovými odtoky. Tyto vody jsou navíc charakteristické periodickými zvýšenými průtoky (například povodňovými vlnami) a tím transportují sedimenty dál po toku (Trefry a Parsley 1976; Maher a Aislabie 1992; Leivouri 1998; Ankley a kol. 1992; Forstner 2004; Haag a kol. 2001). Těžké kovy, které voda obsahuje, mají schopnost navázat se na nejjemnější partikule dnových sedimentů, a to mnohem lépe než na hrubší částice. Jemnozrnné sedimenty mají snazší sorpci i iontovou výměnu těžkých kovů díky většímu povrchu, který vytváří jednotlivé částice. Jílové materiály, které jsou zastoupeny v sedimentech řeky Třebůvky, mají podstatný podíl na vazbě těžkých kovů. Mezi další materiály, na které se váží kovy můžeme zahrnout hydroxidy hliníku, železa, manganu a rovněž organickou hmotu, kam spadají huminové kyseliny. Právě huminové kyseliny jsou schopny vytvořit největší možný povrch pro sorpci těžkých kovů. Chemická analýza sedimentů je nezbytná ke stanovení obsahu těžkých kovů ve vodním prostředí a ze složení říčních sedimentů lze předpokládat, že v toku Třebůvky bude tato sorpce probíhat. (Miler a kol. 2007). Důležitými faktory, ovlivňujícími chování těžkých kovů v prostředí je pH a redox potenciál. (Clark a kol. 1998). V práci Vítka (2015), který se zabýval geomorfologií reliéfu na Mírovských slepencích, bylo geologicky zkoumáno území, kterým protéká z velké části řeka Třebůvka.

Obrázek 1: Geologická mapa řeky Třebůvky (Česká geologická služba, ©2022)



Při prameništi vodního toku Třebůvka se objevují rudé a šedé kalovce, které se označují také jako prachové jílovce. V dalších úsecích vodního toku lze nalézt svory a ruly, granátickou a staurolitovou zónu, ve vysokotlakých a extrémně vysokotlakých komplexech i ruly s kyanitem a větším, či menším množstvím sillimanitu. Krátké úseky toku zasahují také do zelených břidlic a vápenitých jílů. U Moravské Třebové se podloží mění na jílovce, prachovce, pískovce a slepence a v dalších úsecích na vápnité jílovce, slínovce, které jsou méně jílovité. U jílovitých sedimentů je předpoklad výskytu zvýšené hladiny koncentrace těžkých kovů jako je právě Cr, Ni, Zn, Cu, Pb a Cu. Přechod na geologické útvary břidlice, prachovce a pískovce lze pozorovat u Městečka Trnávka. V rámci dalších úseků se setkáváme znovu se svory a ruly, a dále pokračují břidlice, prachovce a pískovce. Skoro u ústí Třebůvky se podloží mění na písky, štěrky a jíly. Samotné ústí je v oblasti s převážně laminovanou břidlicí (Vítek 2015).

Obrázek 2: Mapa mírovských slepenců v rámci území, protékající řekou Třebůvkou (Vítek 2015)



Šířka nivy Třebůvky v některých místech dosahuje až 500 m, niva je částečně spojená s dolním tokem Radelnovského potoka, který je levým přítokem Třebůvky. Tyto dva toky utvářejí v krajině charakteristická hluboká údolí. V některých částech jsou vodní toky zaříznuty do skalního podkladu (se sklonem svahů dosahujícím 40°). Svahy pokrývají hrubé zvětraliny a leckde z nich vystupují skalní výchozy, které jsou označovány jako mrazové sruby. Charakteristicky se střídající úseky, které jsou sevřenější (až soutěskovitě) s těmi poněkud širšími, dali vzniknout korytům, která jsou vyplněna valouny, šterkem a pískem (Vítek, 2015).

3.2. Geomorfologie toku

V tabulce 2 je rozděleno území na geomorfologické celky, které jsou dány mapovým portálem CENIA, ©2022.

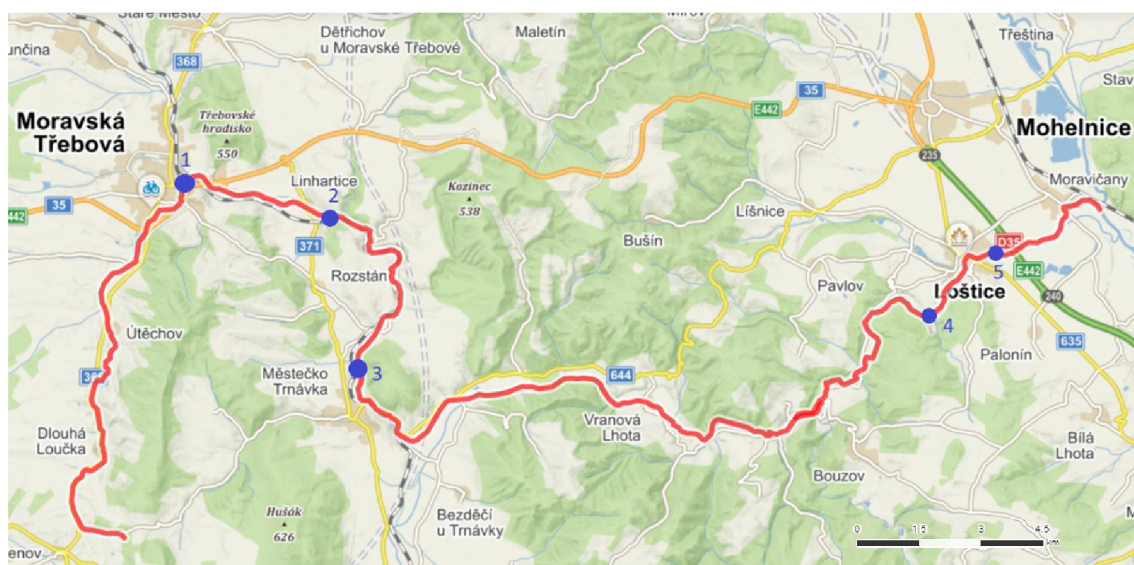
Tabulka 2: Geomorfologické členění území, kterým prochází vodní tok Třebůvka

Systém	Hercynský
Provincie	Česká vrchovina
Subprovincie	Krkonošsko-jesenická soustava
Oblasti	Orlická oblast, Jesenická oblast
Celky	Podorlická pahorkatina, Zábřežská vrchovina
Podcelky	Moravskotřebovská pahorkatina, Mírovská vrchovina, Bouzovská vrchovina
Okrsky	Pacovská kotlina, Trnávecká vrchovina, Moravskotřebovská kotlina, Jevičská sníženina, Ludmírovská vrchovina, Maletínská vrchovina, Žádlovická pahorkatina

3.3. Potenciální zdroje znečištění

Řeka Třebůvka spadá pod povodí Moravy. V oblasti povodí Moravy je identifikováno celkem 65 rizikových zátěží, které jsou doplněny údaji o koncentracích znečišťujících látek. V okolí řeky Třebůvky je jedním z faktorů možného znečištění hospodářsky využívaná půda. Dalším činitelem může být průmysl a těžba a v neposlední řadě ČOV. Z přehledu vyplývá, že mezi nejčastěji se vyskytující problematické látky ze starých zátěží, které se nachází v oblasti povodí Moravy, patří kadmium (Plán oblasti povodí Moravy 2009). Vybrané potenciální zdroje znečištění těžkými kovy v sedimentech řeky Třebůvky, které byly zvoleny pro posouzení hodnot obsahu těžkých kovů, jsou znázorněny na obrázku 3, které jsou zaznačeny modře.

Obrázek 3: Lokalizace vybraných potenciálních zdrojů znečištění



Zdroj: mapy.cz (upraveno)

V obci Moravská Třebová se jako potenciální zdroj zatížení těžkými kovy v blízkosti nachází průmyslový areál, Stavebniny Stupka a Sběrný dvůr Sméal (zdroj č. 1). Riziko znečištění těžkými kovy představuje i ČOV v Linharticích (zdroj č. 2), ve Městečku Trnávka, kde se poblíž ČOV nachází také Agropodnik Svitavy a. s. (zdroj č. 3). Další zdroj může představovat Kamenolom Kozí vrch v Lošticích (zdroj č. 4) a ČOV v Lošticích (zdroj č. 5).

3.4. Odběr vzorků sedimentů

Dnové sedimenty řeky Třebůvky byly odebírány dvakrát ročně po dobu dvou let (na jaře a na podzim). První odběrové období bylo na podzim roku 2019 a poslední odběrové období na jaře roku 2021. Použita byla metodika, kterou využívá rovněž ČHMU (www.chmi.cz/files/portal/docs/hydro/hydrologicke_rocenky/HR_2010.pdf.)

Vzorkování bylo prováděno v lokalitách, kde byl očekáván potenciální výskyt většího obsahu těžkých kovů, to znamená především v okolí průmyslových podniků, pod ČOV a u kamenolomu v Lošticích, kde probíhá těžba.

V některých místech bylo náročné odebrat sedimenty vhodné k analýze kvůli hrubozrnnému charakteru a špatně přístupnému terénu. Odebráno bylo vždy množství o objemu cca 1 l směsného vzorku. Vzorkování probíhalo pomocí plastového odběrného zařízení, aby nedošlo ke kontaminaci kovy a později ke zkreslení výsledků. Následně byla použita metoda takzvaného „mokrého síťování“, pomocí které byly odděleny nejhrubší

materiály od jemnějších sedimentů. Sítko na oddělení jemných partikulí od hrubších, bylo použito o velikosti ok 1 x 1 mm. Odebraný materiál byl volně usušen při laboratorní teplotě a následně rozdrcen a připraven k laboratorní analýze.

Obrázek 4: Sušení odebraných vzorků (Filipiová 2022)



3.5. Zpracování vzorků

Usušený materiál byl v laboratoři znovu rozdrcen, promísen a přeseť přes sítko s velikostí ok 0,5 mm. Takto homogenizované vzorky sedimentu byly dosušeny v laboratorní sušárně při teplotě 105 °C. Následně bylo z každého vzorku naváženo 500 mg. Navážka byla mineralizována ve směsi kyselin dusičné a chlorovodíkové, v poměru 1:3.

Vzorek byl mineralizován v mikrovlnném mineralizačním zařízení SpeedWave 2 od firmy Berghof. Výsledný mineralizát byl naředěn na 50 ml a zfiltrován.

Obrázek 5: Mikrovlnné mineralizační zařízení SpeedWave 2



Zdroj: <http://www.speciation.net/Database/Instruments/BERGHOF-Products--Instruments-GmbH/speedwave-2--Microwave-Digestion-System-;i3059>

3.6. Atomová absorpční spektrometrie (AAS)

Atomová absorpční spektrometrie, označovaná zkratkou AAS je analytickou metodou, při které je stanovována koncentrace zejména kovů obsažená v různých materiálech. Tato metoda se využívá ke stanovení celé řady kovů, včetně niklu, zinku, mědi, olova, kadmia a chromu.

Spektrometr pracuje na principu, který je založen na absorpci monochromatického světla volnými atomy prvků v plynném stavu. Tyto atomy absorbují světlo takových vlnových délek, které samy vyzařují. Absorbované záření pak odpovídá hodnotě, která je v přechodu ze základního stavu do stavu vyšší energetické hodnoty, proto je nutné ionty kovů převést na volné atomy, čehož docílíme elektrometricky či zahříváním v plamenu. Absorpce je přímo úměrná koncentraci, což znamená, že čím je větší množství absorbovaného záření, tím vyšší koncentrace (Dastych 2007; Sommer 2000).

Ke stanovení obsahu těžkých kovů v sedimentech řeky Třebůvky byl použit přístroj Avanta Σ od firmy GBC. Výstupy tohoto přístroje s výsledky měření jsou v textovém formátu, proto bylo nutné převést je do tabulkového editoru Excel, který umožnil převod jednotek naměřených koncentrací a výpočet konečných hodnot koncentrací, včetně vytvoření tabulek a grafů.

Obrázek 6: Spektrometr Avanta Σ od firmy GBC



Zdroj: <https://www.labx.com/item/gbc-savantaa-series-atomic-absorption-spectrometer/1655899>

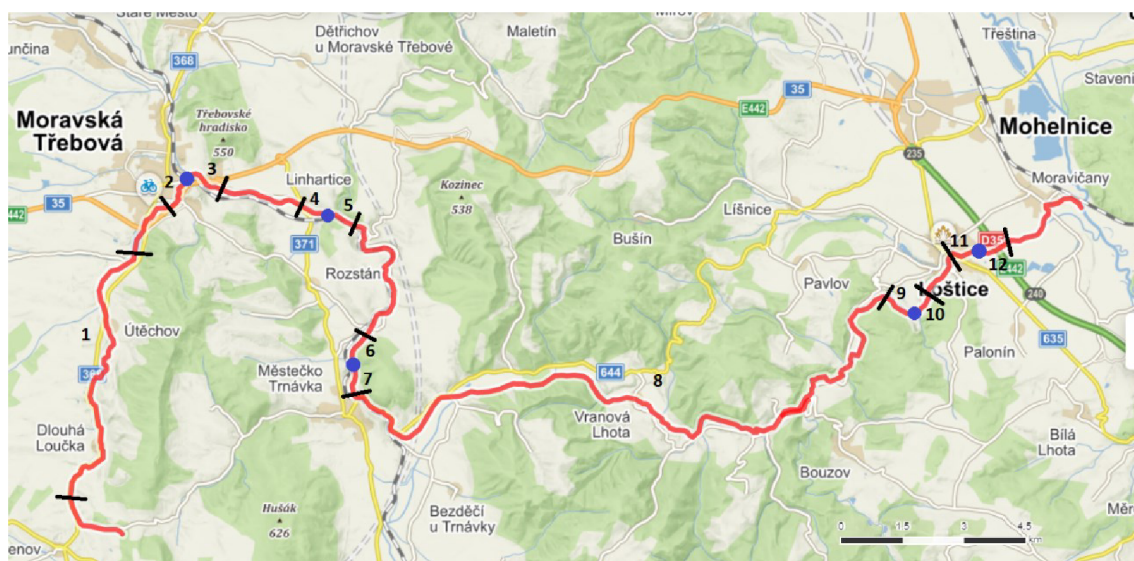
4. Výsledky

Lokality odběru vzorků sedimentů byly voleny podle možnosti potenciálního znečištění těžkými kovy. Odběrné úseky lokalit jsou znázorněny v obrázku 7. Modré body opět značí potenciální zdroje znečištění. Díky výše popsanému složení sedimentů Třebůvky a vyskytujícím se možným zdrojům znečištění (viz obrázek 3), byla zvolena odběrná místa od pramene k ústí takto: U prameniště řeky byl odebrán směsný vzorek, který představuje průběžný obsah hodnocených těžkých kovů v úseku sahajícím až k Moravské Třebové. V Moravské Třebové byl odebrán vzorek nad průmyslovým areálem, Stavebninami Stupka a. s. a Sběrným dvorem Smékal a pod těmito podniky, které leží v blízkosti. V dalším úseku se vyskytuje ČOV v Linharticích, proto byly vzorky odebrány nad ČOV a pod ČOV po toku. Stejně tak tomu bylo u ČOV v Městečku Trnávka. Následoval odběr směsného vzorku sedimentů po toku až ke kamenolomu Koží vrch Loštice, kde byly sedimenty odebrány opět před kamenolomem a pod ním. Poslední lokalitu, téměř před ústím Třebůvky do řeky Moravy, představuje ČOV v Lošticích – zde byly rovněž vzorky sedimentů odebrány před ČOV a pod ČOV. Zdroj zatížení těžkými kovy může představovat i zemědělská činnost, která probíhá v blízkosti toku. Jednotlivé lokality odběru byly očíslovány. Toto číslování je znázorněno níže, v tabulce č. 3. Po laboratorním zpracování sedimentů byly výsledné hodnoty přeneseny do tabulkového editoru Excel, ve kterém bylo nutné provést drobné výpočty pro převod jednotek apod. Pro sledované prvky (Cr, Ni, Zn, Cu, Pb, Cd) byly vytvořeny grafy, které znázorňují hodnotu obsahu daného prvku na zvolené lokalitě a jeho proměnlivou hodnotu v každém odběrovém období. Výjimkou je Ni a Cd, jelikož v naprosté většině měření vyšel výsledek nižší než mez detekce (≤ 5 mg/kg), proto nebylo možné sestavit grafy.

Tabulka 3: Číslování lokalit odběru vzorků sedimentů

číslo lokality	Lokalita odběru vzorku
1	Dlouhá Loučka – Moravská Třebová
2	nad průmyslovou zónou – Moravská Třebová
3	pod průmyslovou zónou – Moravská Třebová
4	nad ČOV - Linhartice
5	pod ČOV - Linhartice
6	nad ČOV – Městečko Trnávka
7	pod ČOV – Městečko Trnávka
8	Městečko Trnávka - Loštice
9	nad kamenolomem - Loštice
10	pod kamenolomem - Loštice
11	nad ČOV - Loštice
12	pod ČOV Loštice

Obrázek 7: Lokalizace odběrů vzorků sedimentů

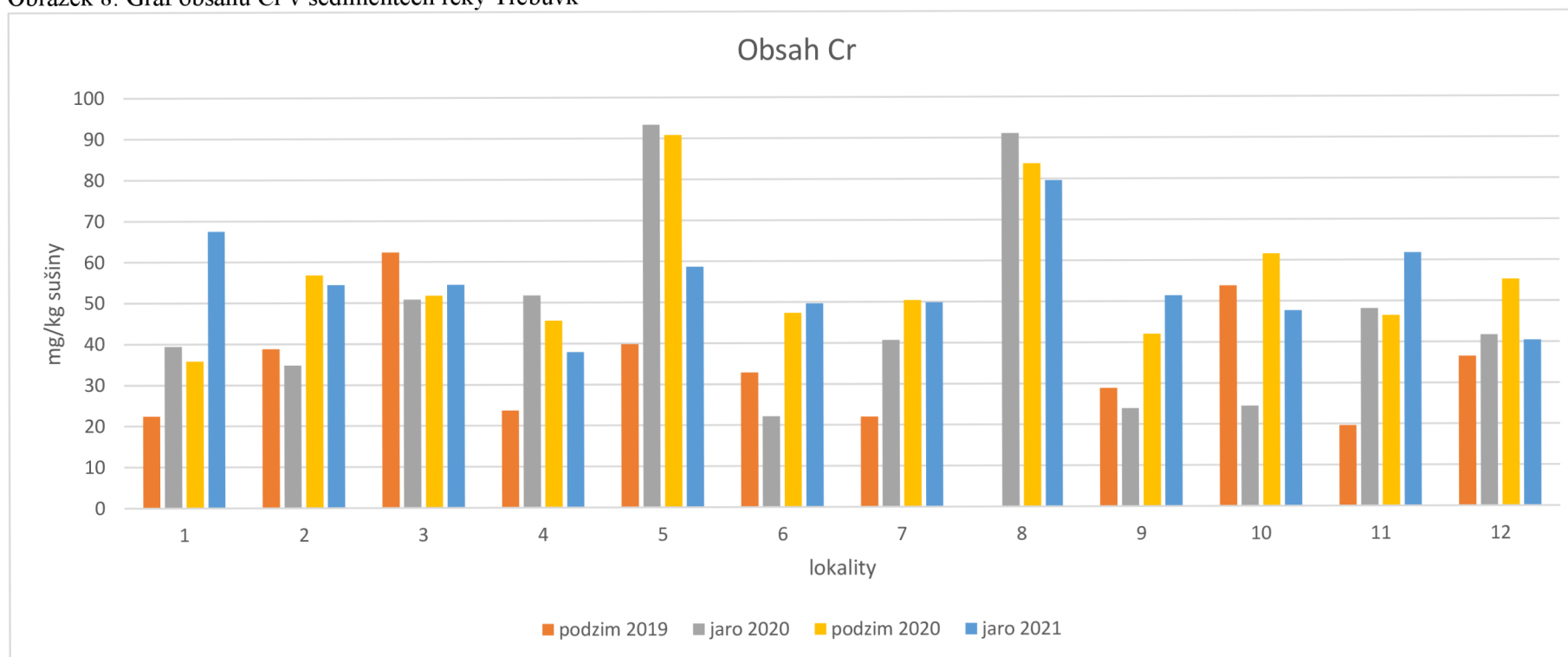


Zdroj: mapy.cz (upraveno)

4.1. Obsah chromu v sedimentech

Nejvyšších hodnot obsahu chromu v sedimentech Třebůvky dosahuje lokalita č. 5 (úsek pod ČOV v Linharticích) na jaře a na podzim roku 2020 a naopak nejnižší hodnoty chromu byly stanoveny na jaře roku 2020 v lokalitě č. 10 (pod kamenolomem v Lošticích).

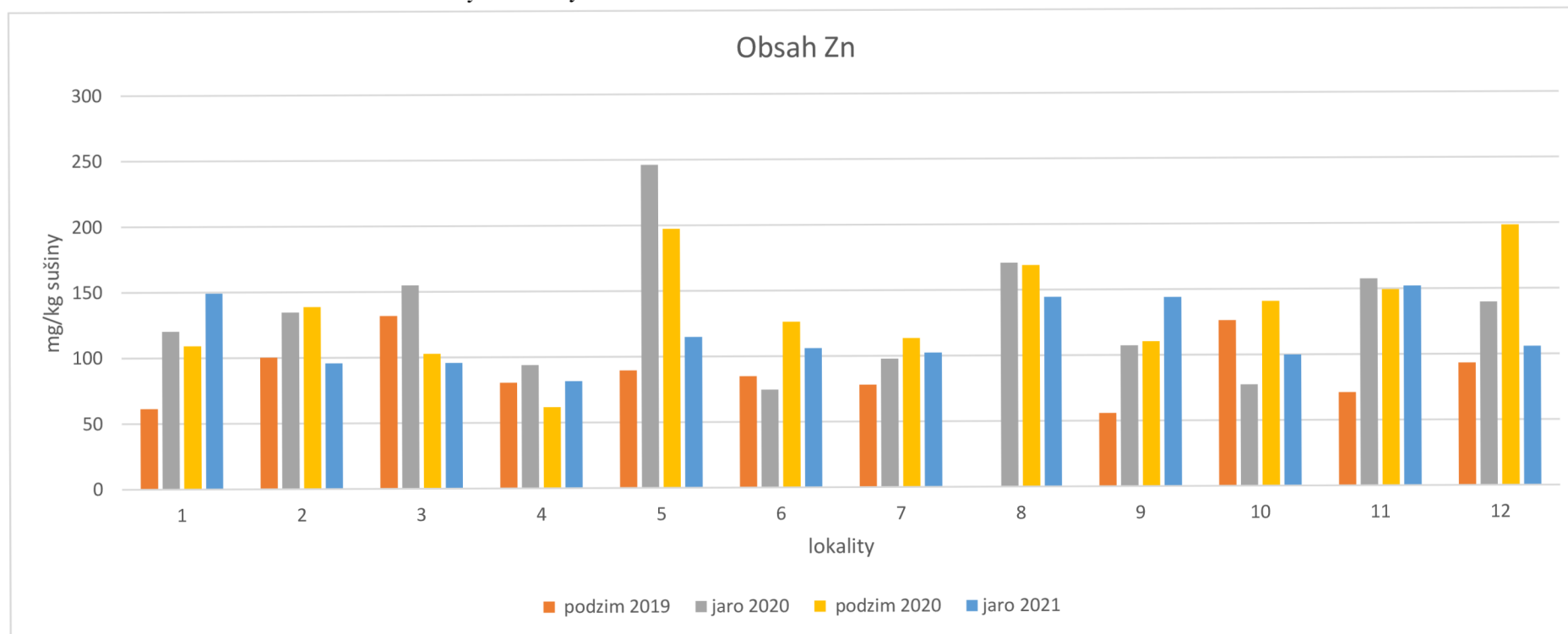
Obrázek 8: Graf obsahu Cr v sedimentech řeky Třebůvk



4.2. Obsah zinku v sedimentech

U zinku byly nejvyšší dosažené hodnoty stanoveny opět roku 2020 v odběrové lokalitě č. 5 (pod ČOV v Linharticích), nejnižší hodnoty se objevovaly na podzim roku 2019 v lokalitách č. 1 (úsek od Dlouhé Loučky po Moravskou Třebovou), č. 4 (nad ČOV v Linharticích) a č. 9 (nad kamenolomem v Lošticích).

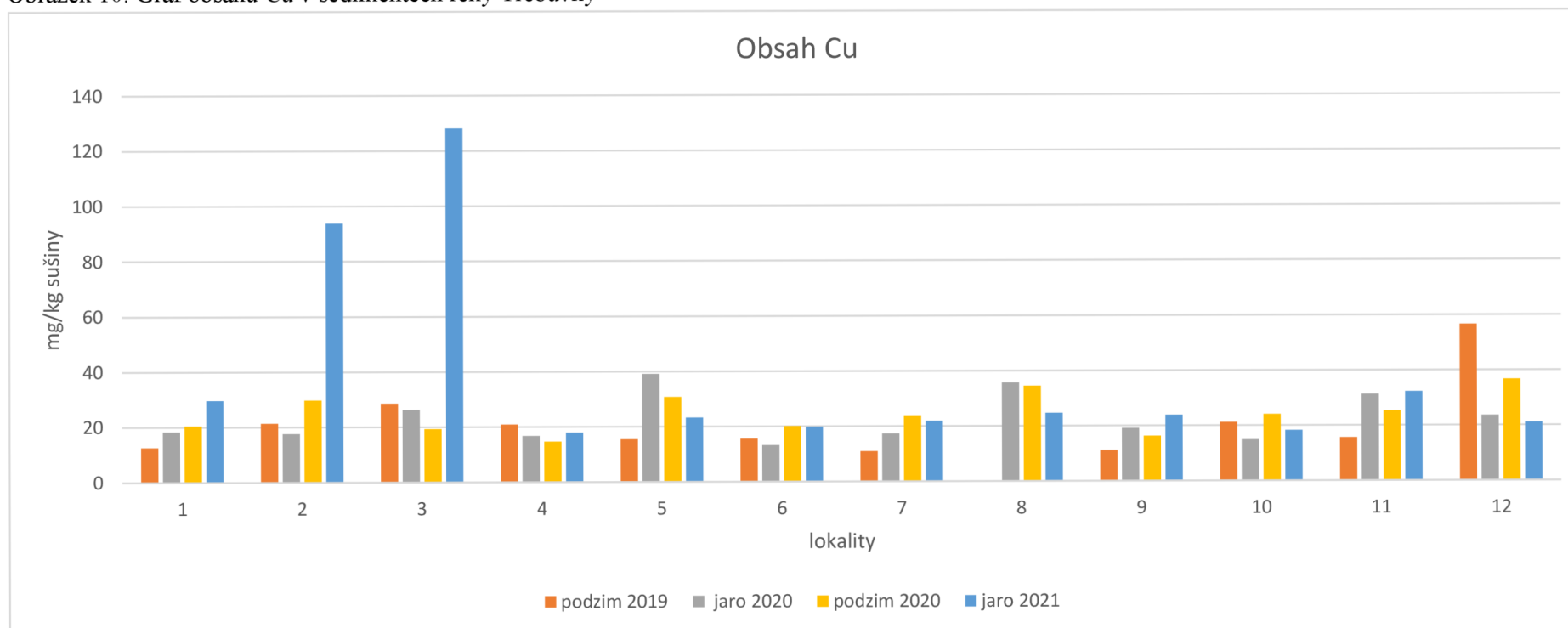
Obrázek 9: Graf obsahu Zn v sedimentech řeky Třebůvky



4.3. Obsah mědi v sedimentech

Výrazný vzestup hodnot obsahu mědi byl zaznamenán v odběrných lokalitách č. 2 (nad průmyslovou zónou v Moravské Třebové) a č. 3 (pod průmyslovou zónou v Moravské Třebové) v roce 2021 a nejnižší obsah mědi v sedimentech vykazovaly na podzim 2019 lokality č. 1 (úsek od Dlouhé Loučky po Moravskou Třebovou) a č. 9 pod kamenolomem v Lošticích).

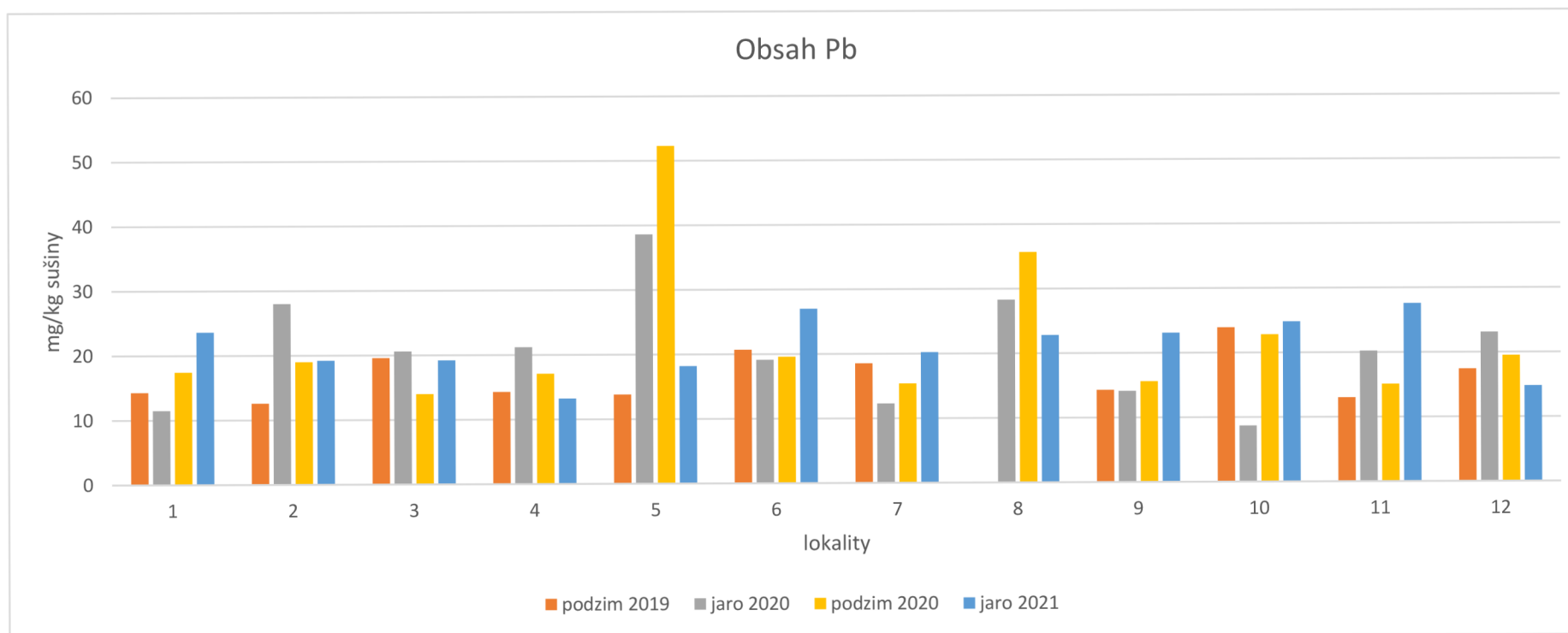
Obrázek 10: Graf obsahu Cu v sedimentech řeky Třebůvky



4.4. Obsah olova v sedimentech

Jednoznačně nejvyšších hodnot obsahu olova dosahovaly na podzim roku 2020 lokality č. 5 (pod ČOV – Linhartice) a č. 8 (úsek od obce Městečko Trnávka po kamenolom v Lošticích). Nejmenší obsah olova v sedimentech Třebůvky byl zaznamenán v lokalitě č. 10 (pod kamenolomem – Loštice) na jaře, v roce 2020.

Obrázek 11: Graf obsahu Pb v sedimentech řeky Třebůvky



5. Diskuze

Z výsledků stanovení obsahu těžkých kovů v sedimentech řeky Třebůvky vyplývá, že nejzatíženější lokalitou se obecně jeví lokalita č. 5 (úsek pod ČOV v Linharticích) a úsek č. 8 (od Městečka Trnávky po kamenolom v Lošticích). Tento trend se projevoval téměř u všech pozorovaných prvků (vyjímaje olovo). Ačkoliv nemohly být sestaveny grafy k porovnání obsahu niklu a kadmia, jelikož naprostá většina vzorků byla vyhodnocena pod mezí detekce, měřitelný obsah se u těchto prvků projevil (viz příloha), právě na lokalitách č. 5. a č. 8. Zde bylo možné stanovit obsah niklu i kadmia, což znamená, že byl vyšší než na jiných lokalitách (viz příloha).

Lokalita č. 5 se nachází pod ČOV v Linharticích, kde je předpoklad zvýšené koncentrace těžkých kovů ve vodním prostředí i jejich obsah v říčních sedimentech, který je mnohdy vyšší než ve vodním sloupci. Důvodem může být vypouštění většího množství těžkých kovů z ČOV do toku. Samotná ČOV ale není zdrojem znečištění. Původem jsou vody znečištěné antropogenní činností přitékající na ČOV. Je tudíž nutné uvažovat nad tím, co antropogenní činnost (ať už v domácnostech či v různých typech podniků) přivádí do vodního prostředí. ČOV jsou realizované tak, aby byly schopny zachytit především organické znečištění odpadních vod. Chemickou zátěž v podobě těžkých kovů, není možné v tomto případě odstranit. Pokud jsou těžké kovy rozpuštěné, dostávají se dál do toku a mohou sedimentovat. Těžké kovy mohou být také zachyceny na aktivovaném kalu, který se využívá při čištění odpadních vod. Dříve byl tento kal zpracován a dále využíván v zemědělství jako hnojivo. Dnes již podle vyhl. 273/2021 Sb. o nakládání s odpady není možné jej využívat v oblasti zemědělství, a proto musí být zlikvidován.

Lokalita č. 8 představuje směsný vzorek odebraný průběžně po toku v úseku od Městečka Trnávky po kamenolom v Lošticích. Oproti předchozí odběrové lokalitě č. 7 (pod ČOV – Městečko Trnávka) je znatelný vzestup obsahu těžkých kovů v sedimentech u všech hodnocených prvků. V tomto úseku není příliš zdrojů znečištění v podobě průmyslových podniků, ani žádná ČOV. Důvodem může být rychlejší proudění vody v úseku mezi ČOV a pod ní, tudíž nedochází k tak výrazné sedimentaci, která se ale projevuje až dále po toku. V těsné blízkosti toku je hojně provozovaná zemědělská činnost. Zdroj těžkých kovů mohou tedy představovat různé zemědělské přípravky. Další možností může být některý z přítoků s možností přivádějící vodu a potažmo sedimenty s vyšším obsahem těžkých kovů do řeky Třebůvky. V tomto úseku se nachází levostranné

přítoky: Jevíčka, Maratovský potok, Věžnice, Blažovský potok a Javoříčka a pravostranné: Bohdalovský potok, Radelnovský potok, Radnička a Podhrádek.

U chromu lze roce 2019 sledovat vyšší výskyt pod potenciálními zdroji znečištění. Graf v těchto lokalitách (3, 5, 10, 12) vykazuje vyšší hodnoty než na lokalitě předešlé. Tato stoupající tendence hodnot obsahu těžkých kovů byla předpokládána a lze si jí všimnout i v dalších odběrových obdobích.

Nejen u chromu je pozorovatelný výskyt nejnižších průměrných obsahů těžkých kovů v období podzimu 2019 a na jaře roku 2020 oproti jiným odběrovým obdobím. Důvodem mohou být klimatické podmínky v tomto roce, kdy nebylo naměřeno velké množství srážek, tudíž nedocházelo k velkým splachům z půdy ani vyšším průtokům, které by vedly k transportu sedimentů v toku. (https://www.chmi.cz/files/portal/docs/hydro/hydrologicke_rocenky/HR_2019.pdf).

Nejmenší obsah chromu byl zaznamenán v roce 2019 v lokalitě č. 11 (úsek nad ČOV v Lošticích). Ačkoliv se tento úsek nachází téměř před ústím Třebůvky do řeky Moravy a je tedy předpoklad vyšší sedimentace materiálu a jeho jemnozrný charakter, neprojevuje se zde trend vyššího obsahu těžkých kovů.

V grafu znázorňujícím obsah mědi v sedimentech Třebůvky je patrné výrazné zvýšení Cu v lokalitě č. 2 (nad průmyslovou zónu v Moravské Třebové) a č. 3 (pod průmyslovou zónou – Moravská Třebová). Jelikož tyto odběrové lokality protékají průmyslovou zónou a městem, je potenciálním zdrojem znečištění materiál, využívaný ve stavebnictví, který je potom splachem transportován do toku. Výrazný nárůst byl však zaznamenán v těchto lokalitách pouze na jaře roku 2021.

U všech hodnocených prvků však byly všechny hodnoty proměnlivé a poměrně vyrovnané (mimo zmíněné lokality č. 5 a č. 8), takže z výsledků není patrný další výrazný výkyv kumulace těžkých kovů. Naměřené hodnoty nelze jednoznačně určit jako škodlivé pro biotu, jelikož neznáme formu jejich výskytu a nejsou pro ně v ČR stanoveny ani limitní hodnoty. MŽP však uvádí limity stanovené pro využívání sedimentů na zemědělské půdě vyhl. 257/2009 Sb. V porovnání s těmito limity (tabulka 6 v příloze) s výsledky pozorovaných prvků, je patrné, že maximální přípustná hodnota byla překročena u mědi v roce 2021 na lokalitě č. 2 a 3 a u kadmia na lokalitě č. 3 (podzim 2019), č. 5 (jaro 2020, podzim 2020) a č. 8 (podzim 2020). Tento přesah však nemusí vypovídat o jednoznačné toxicitě na biotu ve vodním prostředí.

Závěr

Jak již bylo zmíněno výše, limitní hodnoty obsahu těžkých kovů v sedimentech toků nejsou v ČR stanoveny. Je proto obtížné hodnotit, zda výsledky vypovídají o potenciálním riziku pro biotu či nikoliv. V ČR jsou vládou stanoveny limitní koncentrace pouze pro tekoucí vody (61/2003 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod) či limity stanovené pro půdy (vyhláška MŽP o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy č. 153/2016 Sb). S těmito hodnotami získané výsledky ale nelze srovnávat. Některé státy, jako například US mají jasně stanovené limitní hodnoty pro maximální obsah těžkých kovů v sedimentech vod (Canadian Sediment quality guidelines 2001). S těmito limity je opět obtížné výsledky srovnávat, protože jsou stanoveny pro jiný stát než ČR a environmentální parametry jsou na našem území rozdílné.

Výkyvy obsahu těžkých kovů v sedimentech řeky Třebůvky na lokalitách č. 8 (od Městečka Trnávky po kamenolom v Lošticích) by bylo možné jasněji identifikovat v další práci. Zde by mohly být jasněji identifikovány zdroje přivádějící těžké kovy do toku. Bylo by vhodné provést ještě odběry v několika odběrových obdobích na lokalitě č. 2 a č. 3 (nad průmyslovou zónou a pod průmyslovou zónou v Moravské Třebové) a vyhodnotit je. Zejména pro srovnání hodnot obsahu mědi v těchto lokalitách.

Použitá literatura

Adámek Z., Helešic J., Maršálek B., Rulík M. (2010): Aplikovaná hydrobiologie. Vodňany: VÚRH JU. s. 76-148.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1999): Toxicological profile for mercury. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Humans Services. Public Health Service. Atlanta (USA): Centres for Diseases Control, s. 500.

Ankley G.T. a kol. (1992): Heavy metal concentrations in surface sediments in a near shore environment, Jurujuba Sound, South east Brazil. In: Environ. Pollut, 109, s. 1–9.

Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J. (1995): Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Praha: Grada /Avicenum.

Bentley R., Chasteen T. G. (2002): Microbial Methylation of Metalloids: Arsenic, Antimony and

Bismuth. Mikrobiology and Molecular Biology Reviews 66, s. 250-271.

Clark, M.W., McConchie, D., Lewis, D.W., Saenger, P. (1998): Redox stratification and heavy metal partitioning in Avicennia-dominated Langrova sediments: a geochemical model. In: Chemical Geology, 149, s. 147–171.

Čelechovská O., Svobodová Z., Randák T. (2005): Arsenic content in tissues of fish from the River Elbe, Brno: Acta veterinaria, 74, s. 419-425.

Dali-youcef N., Ouddanea B., Derriche Z. (2006): Adsorption of zinc on natural sediment of Tafna River (Algeria). Journal of Hazardous Materials, A137, s. 1263– 1270.

Dastyh, M. (2007): Instrumentální technika. 1. vyd. Brno: Masarykova univerzita, Lékařská fakulta, s. 131.

Deflora S., Bennicelli C., Bagnasco M. (1994): Genotoxicity of mercury-compounds – a review. *Mutation Research*, 317, s. 57-79.

Förstner, U. (2004): Traceability of sediment analysis. In: *Trends in Analytical Chemistry*, 23 (3), s. 217–236.

Fuentes-Gandara, F. a kol (2021): Heavy metal pollution and toxicity assessment in Mallorquin swamp: A natural protected heritage in the Caribbean Sea, Colombia. In: *Marine Pollution Bulletin*, s. 167.

Gauthier J. M., Dubeau H., Rassart E. (1998): Mercury induced micronuclei in skin fibroblasts of beluga whales. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, s. 2487-2493.

Haag I., Kern U., Westrich B. (2001): Erosion investigation and sediment quality measurements for a comprehensive risk assessment of contaminated aquatic sediments. – *The Science of the Total Environment*, 266, 1–3, s. 249–257.

Hanel L., Lusk S. (2005): *Ryby a mihule České republiky*. Vlašim: ČSOP. s. 46-52.

Harte J., Holdren Ch., Schneider R., Shirley Ch. (1991): *Toxic A to Z*. Berkeley: University of California Press.

Hyánek L., a kol. (1991): *Čistota vod*, Bratislava: ALFA.

Chakraborti, L., Shimshack J. P. (2022): Environmental disparities in urban Mexico: Evidence from toxic water pollution. In: *Resource and Energy Economics*, s. 67.

Itow T., Loveland R. E., Botton M. L. (1998): Developmental abnormalities in horseshoe crab embryos caused by exposure to heavy metals. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 35, s. 33-40.

Kabata A., Pendias H. (1999): *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. II ed. Warszawa: PWN.

Kafka Z., Punčochářová J. (2002): Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy* 96, str. 611-617.

Kočanová V., Dušek L. (2016): *Traditional and Electrochemical Technologies for Separation of Cu, Pb, Zn, and Cd from Wastewater*, Pardubice: University of Pardubice.

Kroupa M., Bürgerová E. (1988): Vliv zemědělské výroby na obsah těžkých kovů v přilehlých vodních tocích. *Vodní hospodářství ř. B*, 5, s. 113-116.

Leivouri M. (1998): Heavy metal contamination in surface sediment in the Gulf of Finland and comparison with the Gulf of Bothnia. In: *Chemosphere*, 36, s. 43–59.

Li Y. B., Cai Y. (2013): Progress in the study of mercury methylation and demethylation in aquatic environments. In: *Chinese Science Bulletin*, 58, s. 177-185.

Maher W. A., Aislabie J. (1992): Polycyclic aromatic hydrocarbons in nearshore marine sediments of Australia. In: *Sci. Total Environ*, 11 (2–3), s. 143–164.

Maršálek P., Svobodová Z., Randák T., Švehla J. (2005): Mercury and methylmercury contamination of fish from the Skalka reservoir: A case study. Brno: *Acta Veterinaria*, 74, s. 427-434.

Maršálek P., Svobodová Z., Randák T. (2006): Total mercury and methylmercury contamination in fish from various sites along the Elbe river. Brno: *Acta Veterinaria*, 75, s. 579-585.

Maršálek P. (2014): Těžké kovy (Hg, Cd, Pb, As). In: Kouba A, editor. *Vodní toxikologie pro rybáře*. Vodňany: VÚRH JU, s. 467-486.

Miler, J.R., Orbock Miller S.M. (2007): *Contaminated Rivers A Geomorphological Geochemical Approach to Site Assessment and Remediation*. – Springer, Dordrecht.

Modrá H. (2014): Akutně toxické kovy – měď, zinek, hliník. In: Kouba A, editor. *Vodní toxikologie pro rybáře*. Vodňany: VÚRH JU, s. 245-263.

Nábělková J. (2005): The risk assessment of heavy metals in the ecosystem of urban creeks. *WATER SCI & TECH*, 53(10), s. 65-73.

Niu, L. a kol. (2021): Identification of heavy metal pollution in estuarine sediments under long-term reclamation: Ecological toxicity, sources and implications for estuary management. In: *Environmental Pollution*, s 290.

Patrick L. (2006): Lead toxicity part II: The role of free radical damage and the use of antioxidants in the pathology and treatment of lead toxicity. In: *Alternative Medicine Review*, 11, s. 114-127.

Perry D. M., Weis J. S., Weis P. (1988): Cytogenetic effects of methylmercury in embryos of the killifish, *Fundulus heteroclitus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 17, s. 569-574.

Pitter P. (1990): *Hydrochemie: celost. vysokošk. učebnice pro stud. vys. škol chemickotechnologických oborů. 2., přeprac. a rozš. vyd. Praha: SNTL. Ochrana životního prostředí.*

Pitter P., (2009): *Hydrochemie, 4. aktualiz. vyd. Praha: VŠCHT Praha. ISBN 978-80-701-9.*

Quevauviller P. (2002): The activities in support of standardization of operationally defined extraction procedures for soil and sediment analysis. *Methodologies in Soil and Sediment Fractionation Studies* 1–9.

Randák T. (2013): Cizorodé látky ve vodním prostředí a jejich vliv na ryby. In: *Živa*, 6, s. 275-277.

Reimann, C. a Patrice de Caritat (1998): *Chemical Elements in the Environment. Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist. Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo, Hong Kong: Springer-Verlag, 398.*

Serafim A., Bebianno M. J. (2007): Kinetic model of cadmium accumulation and elimination and metallothionein response in *Ruditapes decussatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 26, s. 960-969.

Sommer, L. (2000): *Základy analytické chemie II*. 1. vyd. Brno: VUTIUM, s.347.

Spurný P. (2015): Cizorodé látky ve vodním prostředí a jejich vliv na ekosystémy povrchových vod. In: Urbánek M, editor. *Sborník referátů 3. ročníku odborné konference*; 19. – 20. České Budějovice: VÚRH JU, s. 43-47.

Svobodová Z., a kol. (1996a): Monitoring zatížení povrchových vod ČR cizorodými látkami. In: Flajšhans M., a kol. *Kovy v ekosystémech povrchových vod*, Edice Metodik, Vodňany: VÚRH JU, s. 18.

Svobodová Z., (1996b): *Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH*. Vodňany: VÚRH JU. s. 76-91.

Svobodová Z., a kol. (1987): *Toxikologie vodních živočichů*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství v Praze, s. 231.

Tessier A., Campbell P.G.C. (1987): Partitioning of trace metals in sediments: relationships with bioavailability. In: *Hydrobiologia* 149, s. 43-52.

Tokatli, C., Varol M. (2021): Variations, health risks, pollution status and possible sources of dissolved toxic metal(loid)s in stagnant water bodies located in an intensive agricultural region of Turkey. In: *Environmental Research*, s. 201.

Tölgyessy J. a kol (1989): *Chémia, biológia a toxikológia vody a ovdušia*. Bratislava: Veda - vyd. SAV, s. 600.

Trefry L.H., Parsley B.J. (1976): Heavy metal transport from the Mississippi river to the Gulf of Mexico. In: HL Windhom and RA Duce (Eds.). *Marine Pollution Transfer*. Lexington: Lexington Books, s. 39-76.

Vávrová M. (2004): Využití bioindikátorů při hodnocení starých zátěží terestrického ekosystému (Studie zpracovaná pro Vědecký výbor fyto-sanitární a životního prostředí). Brno: Vysoké učení technické v Brně, s. 102.

Vítek, J. (2015): Geomorfologie reliéfu na mírovských slepencích. In: Východočeský sborník přírodovědný – práce a studie, s. 3-17.

Watras C. J., Bloom N.S. (1992): Mercury and methylmercury in individual zooplankton – implications for bioaccumulation. In: Limnology and Oceanography, 37, s. 1313-1318.

Zhang, J. a kol. (2021): Assessment of heavy metal pollution and water quality characteristics of the reservoir control reaches in the middle Han River, China. In: Science of The Total Environment, s. 799.

Zhang, Y. a kol. (2022): Does protracted radon exposure play a role in the development of dementia? In: Environmental Research, s. 210.

Online zdroje

Canadian Sediment quality guidelines 2001 [online], [cit. 2022-04-28] dostupné z: <https://www.pla.co.uk/Environment/Canadian-Sediment-Quality-Guidelines-for-the-Protection-of-Aquatic-Life>

CENIA – Geomorfologická mapa [cit. 2022-02-27]

ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA – Geologická mapa [cit. 2022-02-26]

Loštice – povodňový plán města [online]. [cit. 2020-04-28].

Plán oblasti povodí Moravy [online]. Povodí Moravy, 2009 [cit. 2022-02-28]. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/pop/2009/Morava/End/b-uzivani/b-1.html>.

Naše voda [online]. Naše voda, 2011 [cit. 2022-02-28]. Dostupné z: <https://www.nase-voda.cz/prazskych-potocich-nejsou-tezke-kovy-zjistila-analyza/>.

Příloha

Obrázek 12a: Odběrová lokalita č. 1: Dlouhá Loučka – Moravská Třebová (Filipiová 2022)



Obrázek 12b: Odběrová lokalita č. 1: Dlouhá Loučka – Moravská Třebová (Filipiová 2022)



Obrázek 13: Odběrová lokalita č. 2: nad průmyslovou zónou – Moravská Třebová (Filipiová 2022)



Obrázek 14: Odběrová lokalita č. 3: pod průmyslovou zónou – Moravská Třebová (Filipiová 2022)



Obrázek 15: Odběrová lokalita č. 4: nad ČOV – Linhartice (Filipiová 2022)



Obrázek 16: Odběrová lokalita č. 5: pod ČOV – Linhartice (Filipiová 2022)



Obrázek 17: Odběrová lokalita č. 6: nad ČOV – Městečko Trnávka (Filipiová 2022)



Obrázek č. 18: Odběrová lokalita č. 7: pod ČOV -Městečko Trnávka (Filipiová 2022)



Obrázek č. 19a: Odběrová lokalita č. 8: Městečko Tmávka – Loštice (Filipiová 2022)



Obrázek č. 19b: Odběrová lokalita č. 8: Městečko Tmávka – Loštice (Filipiová 2022)



Obrázek 20: Odběrová loklalita č. 9: nad kamenolomem – Loštice (Filipiová 2022)



Obrázek 21: Odběrová loklalita č. 10: pod kamenolomem – Loštice (Filipiová 2022)



Obrázek 22: Odběrová loklalita č. 11: nad ČOV – Loštice (Filipiová 2022)



Obrázek 23: Odběrová loklalita č. 12: pod ČOV – Loštice (Filipiová 2022)



Tabulka 4: Hodnocení obsahu Ni v sedimentech

lokality	podzim 2019	jaro 2020	podzim 2020	jaro 2021
1	< MD	< MD	< MD	< MD
2	< MD	< MD	< MD	< MD
3	< MD	< MD	< MD	< MD
4	< MD	< MD	< MD	< MD
5	< MD	< MD	29,7	< MD
6	< MD	< MD	< MD	< MD
7	< MD	< MD	< MD	< MD
8		34,9	34,1	< MD
9	< MD	< MD	< MD	< MD
10	< MD	< MD	< MD	< MD
11	< MD	< MD	< MD	< MD
12	38,9	< MD	< MD	< MD

Tabulka 5: Hodnocení obsahu Cd v sedimentech

lokality	podzim 2019	jaro 2020	podzim 2020	jaro 2021
1	< MD	< MD	< MD	< MD
2	< MD	< MD	< MD	< MD
3	1,2	< MD	< MD	< MD
4	< MD	< MD	< MD	< MD
5	< MD	1,7	1,8	< MD
6	< MD	< MD	< MD	< MD
7	< MD	< MD	< MD	< MD
8		< MD	1,5	< MD
9	< MD	< MD	< MD	< MD
10	< MD	< MD	< MD	< MD
11	< MD	< MD	< MD	< MD
12	< MD	< MD	< MD	< MD

Tabulka 6: Limitní hodnoty hodnocených těžkých kovů v sedimentu využitelném pro zemědělské účely (Vyhláška MZem a MŽP č. 257/2009 Sb.)

	Cr	Ni	Zn	Cu	Pb	Cd
Limit (mg/ kg)	200	80	300	100	100	1