

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



Antropogenní vlivy na změny chemismu vody Mlýnského potoka v
Olomouci

Tymchyshyna Kseniia

Bakalářská práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Bc. v oboru

Ekologie a ochrana životního prostředí

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

Olomouc 2022

Tymchyshyna K. 2022. Antropogenní vlivy na změny chemismu vody Mlýnského potoka v Olomouci [bakalářská práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 70 s. 19 příloh. Česky.

Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá antropogenním vlivem na změny chemismu vody Mlýnského potoka v Olomouci. V teoretické části jsou popsány základní charakteristiky povodí Mlýnského potoka, vybrané fyzikálně-chemické charakteristiky vody (teplota, pH, konduktivita, obsah rozpuštěného kyslíku, koncentrace NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}) a vlastnosti vybraných těžkých kovů (Cu, Zn, Fe, Pb, Ni, Cr a Cd). Ve praktické části je popsán postup při odběru vzorků vody i sedimentu. K odběrům vzorků bylo zvoleno pět lokalit tak, aby se lišily podmínkami a typem okolního prostředí, kterým Mlýnský potok protéká. Místa odběrů byly digitálně zmapovány pomocí programu ArcMap 10.4. Odběry vzorků vody probíhaly jedenkrát měsíčně od října 2021 až do dubna 2022. Vzorky sedimentu pro analýzu byly odebrány v říjnu 2021 a v dubnu 2022. Laboratorní analýza vzorků vody se prováděla na spektrofotometru HACH DR 2800. Obsah vybraných těžkých kovů v sedimentech byl stanoven pomocí atomové absorpční spektrometrie. Výsledky každé analýzy byly zapsány do tabulek, pak byly údaje srovnány a zhodnoceny. Ze všech získaných údajů vyplynulo, že nejvíc změny chemismu vody ovlivňují zemědělství, příčné vodní stavby a úpravy břehové linie. Získané hodnoty žádného z vybraných měřených parametrů nepřekračují stanovené limitní hodnoty, proto neohrožují stabilitu vodního ekosystému.

Klíčová slova: fyzikálně-chemické vlastnosti vody, těžké kovy, antropogenní vlivy na kvalitu vody.

Počet stran: 70

Počet příloh: 19

Jazyk: Český

Tymchyshyna K. 2022. Antropogenní vlivy na změny chemismu vody Mlýnského potoka v Olomouci [bakalářská práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 70 s. 19 příloh. Český.

Abstrakt

This bachelor thesis consists of three parts. The first part described the basic characteristics of the Mlýnský brook basin, selected physico-chemical characteristics of water (water temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen content in water, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} concentrations) and properties of selected heavy metals (Cu, Zn, Fe, Pb, Ni, Cr and Cd). The second part describes the procedure for taking water and sediment samples. Five localities were selected for sampling so that they differed in the conditions and type of environment through which the Mlýnský stream flows. Sampling points were digitally mapped using ArcMap 10.4. Water sampling had been taking once a month from October 2021 to May 2022. Sediment samples for analysis were taken in October 2021 and April 2022. In the third part, laboratory analysis of water samples were performed on a HACH DR 2000 spectrophotometer. The content of selected heavy metals in sediments was determined by atomic absorption spectrometry. The results of each analysis were tabulated, then the data were compared and evaluated. The results of each analysis were tabulated, then the data were compared and evaluated. From all the obtained data, it emerged that changes in water chemistry are most affected by agriculture, transversal constructions and modifications to the shoreline. The obtained values of any of the selected measured parameters do not exceed the set limit values, therefore they do not threaten the stability of the water ecosystem.

Keywords: physico-chemical properties of water, heavy metals, anthropogenic influences on water quality.

Numer of pages: 70

Numer of appendices: 19

Language: Czech

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Petra Hekery, Ph.D. a jen s použitím citovaných zdrojů.

V Olomouci dne

Podpis: _____

Obsah

Seznam tabulek	vii
Seznam obrázků	viii
Poděkování	ix
1. Úvod.....	1
2. Cíl práce	2
3. Teoretická část	
3.1. Olomoucký region a Mlýnský potok	3
3.2. Negativní antropogenní vlivy na kvalitu vody a sedimentů.....	4
3.3. Antropogenní vlivy na povodí Mlýnského potoka	8
3.4. Fyzikálně-chemické vlastnosti vody	11
3.5. Těžké kovy ve vodním prostředí	16
4. Praktická část	
4.1. Výběr hodnotících lokalit k odběru vzorků	22
4.2. Popis zvolených lokalit.....	24
4.3. Odběry vzorků vody a sedimentů.....	30
4.4. Terénní měření vybraných parametrů.....	31
4.5. Laboratorní analýzy odebraných vzorků vody	34
4.6. Laboratorní analýzy odebraných vzorků sedimentů.....	36
5. Výsledky.....	38
6. Diskuze.....	45
7. Závěr	52
Použitá literatura	53
Přílohy	57

Seznam tabulek

Tab. 1: Teplota vody (°C).....	57
Tab. 2: pH	57
Tab. 3: Konduktivita (μS/cm)	57
Tab. 4: Obsah rozpuštěného kyslíku (mg/l).....	57
Tab. 5: Koncentrace fosforečnanů (mg/l).....	58
Tab. 6: Koncentrace dusičnanového dusíku (mg/l).....	58
Tab. 7: Koncentrace amoniakálního dusíku (mg/l)	58
Tab. 8: Obsah chromu ve vzorcích sedimentů (mg/kg)	58
Tab. 9: Obsah mědi ve vzorcích sedimentů (mg/kg).....	59
Tab. 10: Obsah niklu ve vzorcích sedimentů (mg/kg)	59
Tab. 11: Obsah olova ve vzorcích sedimentů(mg/kg).....	59
Tab. 12: Obsah zinku ve vzorcích sedimentů (mg/kg).....	59
Tab. 13: Obsah železa ve vzorcích sedimentů (mg/kg).....	59
Tab. 14: Limitní hodnoty rizikových prvků v sedimentu v mg/kg sušiny podle přílohy č. 1 k vyhlášce č. 257/2009 Sb.	60

Seznam obrázků

Obr. 1. Jez Chomoutov, pohled ze strany po rozdvojení toku (archiv autorky)	8
Obr. 2. Jez Chomoutov, pohled ze strany před rozdvojením toku (www.mapy.cz)	9
Obr. 3. Řepčinský jez poblíž druhého odběrového místa (www.mapy.cz)	9
Obr. 4. Vyznačení zájmového území v rámci České republiky	22
Obr. 5. Rozmístění studovaných lokalit na leteckém snímku (vytvořena pomocí aplikace ArcGis)	23
Obr. 6. Pohled na schodiště k prvnímu odběrovému místu (archiv autorky)	24
Obr. 7. Pohled na druhé odběrové místo z mostu (archiv autorky)	25
Obr. 8. Zpevnění břehu u základu mostu vedle druhého odběrového místa (archiv autorky)	25
Obr. 9. Schodiště k třetímu odběrovému místu (archiv autorky)	27
Obr. 10. Pohled na čtvrté odběrové místo (archiv autorky)	28
Obr. 11. Pohled na paté odběrové místo z mostu (archiv autorky)	29
Obr. 12. Odběr vzorku vody pomocí vzorkovače (archiv autorky)	31
Obr. 13. Konduktometr Dist 3 firmy HANNA (archiv autorky)	32
Obr. 14. Stanovení obsahu rozpuštěného kyslíku pomocí oxymetru od firmy HANNA (archiv autorky)	33
Obr. 15. Kalibrace pH-metru (model aph-100 ATC od firmy Voltcraft) (archiv autorky)	34
Obr. 16. Karusel s teflonovými mineralizačními nádobami (archiv autorky)	37
Obr. 17. Graf změny pH	38
Obr. 18. Graf změny konduktivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	39
Obr. 19. Graf změny obsahu rozpuštěného kyslíku (mg/l)	39
Obr. 20. Graf změny koncentrace fosforečnanů (mg/l)	40
Obr. 21. Graf změny koncentrace dusičnanového dusíku (mg/l)	40
Obr. 22. Graf změny koncentrace amoniakálního dusíku (mg/l)	41
Obr. 23. Graf obsahu těžkých kovů ve vzorcích sedimentů (mg/kg) na podzim	42
Obr. 24. Graf obsahu těžkých kovů ve vzorcích sedimentů (mg/kg) na jaře	42
Obr. 25. Graf obsahu železa ve vzorcích sedimentů (mg/kg)	43

Poděkování

Moc ráda bych poděkovala svému vedoucímu diplomové práce RNDr. Petru Hekerovi, Ph.D. za jeho vstřícný přístup a cenné rady, jak v laboratoři, tak při samotném zpracování této práce.

Děkuji svým rodičům a celé rodině za jejich finanční a emocionální podporu během studia na vysoké škole.

1. Úvod

Voda je sloučenina, kterou všichni známe od narození, základní látka, zároveň neobvyklá a tajemná. Souhlasím, že na Zemi neexistuje látka, která by pro nás byla důležitější než obyčejná voda, a zároveň neexistuje jiná podobná látka, v jejích vlastnostech by bylo tolik rozporů a anomálií jako ve vlastnostech vody.

Mimořádné chemické a fyzikální vlastnosti vody jsou důsledkem geometrie její polární molekuly: způsobuje dobrou rozpustnost polárních a iontových látek ve vodě, je důvodem vysoké elektrické permitivity vody a díky její schopnosti zapojovat se do vodíkových vazeb (zvané též vodíkové můstky) vyvolává významné hustotní anomálie vody (Lellák a Kubiček 1992). Přirozená voda na Zemi je ve skutečnosti velmi zředěnou “směsí” devíti izotopů vody (Pitter 2009).

Voda je jedním ze základních prvků krajiny – bez její přítomnosti existence jakéhokoliv organismu není možná. Světová zdravotnická organizace (WHO) považuje přístup k nezávadné pitné vodě za základní lidské právo, za nedílnou součást širšího konceptu lidské bezpečnosti. Každý obyvatel planety by měl mít přístup ke zdrojům, které jsou nezbytné na uspokojení jeho základních životních potřeb a pro důstojný život, vždyť téměř všechny biochemické reakce v každé živé buňce jsou reakcemi ve vodních roztocích. Podle WHO (2017) pro zdravý život je vhodné mít k dispozici denně alespoň dvacet litrů nezávadné vody na osobu a den.

Potíž je ale v tím, že mnohem větším problémem než množství vody je v poslední době její kvalita. Rychlá industrializace, zemědělství, rekreace, atomová energetika a mnoho dalších faktorů zhoršilo stav většiny nejen sladkých, ale zároveň i slaných vodních nádrží na Zemi. Svou roli při znečišťování vodních zdrojů také hrají kyselé deště, vodohospodářské aktivity, smývání hnojiv a těžkých kovů ze zemědělské půdy (Boyd 2015).

Ve své bakalářské práci s názvem „Antropogenní vlivy na změny chemismu vody Mlýnského potoka v Olomouci“ se zabývám problémem vlivu lidské činnosti na kvalitu vody v městském potoce. V práci neuvádím pro srovnání žádné výsledky předchozích chemických analýz, protože nikdo dosud neprováděl komplexní výzkum v povodí Mlýnského potoka. Jako svůj objekt výzkumu jsem si vybrala Mlýnský potok zcela záměrně, protože je především důležitou složkou životního prostředí. Je součástí přírodní rezervace Plané Loučky a CHKO Litovelské Pomoraví, kde žijí a rostou unikátní rostliny a živočichové. Mlýnský potok hraje velkou roli v činnosti zemědělců, jež čerpají odtud vodu pro soukromé pozemky. Sledovaný tok se podílí na tvorbě mikroklimatu, je klíčovým prvkem městských parků a rekreačních areálů. V neposlední řadě je Mlýnský potok využíván kanoisty městských klubů.

2. Cíl práce

Cílem předložené bakalářské práce je hodnocení změny chemismu vody ve vybraném úseku Mlýnského potoka v průběhu roku (od října 2021 až po květen 2022) na základě dlouhodobého monitorování základních fyzikálně-chemických charakteristik vody (teplota vody, pH, konduktivita, obsah kyslíku), měsíčních laboratorních analýz vzorků vody na obsah nutrientů (koncentrace NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-}) a také látek perzistentní povahy v sedimentech, v tomto případě těžkých kovů (Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, Fe).

Cílem závěrečné práce je také prozkoumat jakými antropogenními faktory jsou sledované ukazatele ovlivněné přímo i nepřímo (hospodaření zemědělských ploch, hutnický průmysl, stavba jezů atd). A z výsledku posoudit, jestli chemické složení vody Mlýnského potoka neohrožuje existence unikátní flory a fauny v přírodní rezervaci Plané Loučky, nemá negativní vliv na lidskou aktivitu a zdraví v městských parcích, rekreačních areálech a okolí.

3. Teoretická část

3.1. Olomoucký region a Mlýnský potok

Olomouc je statutární a univerzitní město v České republice, centrum Olomouckého kraje. Ve městě o rozloze 10 336 ha žije přibližně 101 tisíc obyvatel, a je tak největším městem ležící na řece Moravě (Ouředníček et. al. 2020).

Průměrná roční teplota v Olomouci je 8 °C. V lednu, což je nejchladnější měsíc, dosahovaly průměrné teploty v roce 2016 -2,4 °C a v červenci, což je nejteplejší měsíc, zde teploty průměrně sahaly k 18,6 °C. Oblast se vyznačuje dlouhým, suchým a teplým létem. Zima je krátká, suchá, mírně teplá s krátkým trváním sněhové pokrývky. Průměrný roční úhrn srážek na území města je 600–1 100 mm. (Vysoudil 2012).

Území Olomouce má rovinný charakter, jen na západě a hlavně na východě je výrazně ohraničen vyšším georeliéfem, a to Česká Vysočina a Západní Karpaty, které tak Olomouc uzavírá do protáhlé sníženiny otevřené ve směru severozápad–jihovýchod. Leží v nivě řeky Moravy při soutoku s Bystřicí zleva, ve východní části města, a s Mlýnským potokem zprava, v jižní části města (Vysoudil, op. cit.)

Mlýnský potok je pravým ramenem řeky Moravy, tekoucím jihovýchodním směrem. Jeho celková délka přesahuje 36,5 km a je nejdelším tokem s umělým korytem v okrese Olomouc. Centrální evidence vodních toků Ministerstva zemědělství ČR rozděluje tok do dvou hlavní částí. První část, od počátku u Řimice po dočasné spojení s Moravou poblíž Hynkova, vede pod názvem „Malá voda (Mlýnský potok)“ (IDVT 10100443). Malá voda je dlouhá 18,7 km, patří mezi vodohospodářsky významné toky a někdy bývá uváděna samostatně. Druhá část je vedena pod označením „Střední Morava – Mlýnský potok“ (IDVT 10100426). Odděluje se od Moravy u Hynkova a vlévá se do Moravy u Velkomoravské ulici v Olomouci. Střední Morava je celkem dlouhá až 17,85 km (Ančar a Novák 1998). Motivací pro úpravu Mlýnského potoka a jeho údržbu byl pohon hynkovských, horeckých a olomouckých mlýnů. V raném novověku získal ochrannou funkci – byl významným obranným prvkem olomoucké pevnosti. Ve 20. století začal být postupně využíván pouze k výrobě elektřiny a závlaze lesů (Baletka et. al. 2009)

Podél krátkého úseku Střední Moravy, blíž olomouckého přírodního koupaliště Poděbrady, je vymezená přírodní rezervace Plané loučky, kde se kolem meandrujícího Mlýnského potoka rozprostírá komplex vlhkých luk, rákosin, olšových lesíků a otevřených periodických lučních tůň. Nepravidelný vodní režim těchto biotopů je ovlivněn vyléváním vody z břehů potoka. Říční údolí je ploché (má tvar písmene U) - typický vzhled meandrujícího dolního toku s převažující sedimentací (Voželínek 2002; Machar et al. 2003).

Plané loučky jsou jednou z nejcennějších botanických lokalit CHKO Litovelské Pomoraví. Z významných a ohrožených druhů zmíním alespoň hrachor bahenní (*Lathyrus palustris*), sítinu tmavou (*Juncus atratus*), violku slatinnou (*Viola persicifolia*) a žebratku bahenní (*Hottonia palustris*).

Pestrá mozaika stanovišť odráží pestré druhové složení zdejší fauny. V tůni zde žije jeden z českých nejvzácnějších korýšů hrášník zobcovitý (*Lynceus brachyurus*) a velmi vzácný plž svinutec tenký (*Anisus vorticulus*). Z hmyzu jmenujme alespoň saranče mokřadní (*Stethophyma grossum*) kladoucí vajíčka do míst, která bývají na jaře pravidelně zaplavována vodou. Vedle sebe zde žijí český největší a nejmenší hlodavec – bobr evropský (*Castor fiber*) a myška drobná (*Micromys minutus*). Z ptáků zde pravidelně hnízdí moták pochop (*Circus aeruginosus*) (Voželínek 2002).

Protože potok protéká přírodní rezervací, zachovává přírodě blízký úsek toku – není v této oblasti změněn nějakou technickou úpravou jako stavby a vodní díla a průtokový režim není vlivem člověka významně změněný (Ančar a Novák 1998).

Geologické podloží říční nivy tvoří kvartérní štěrkopísky pokryté holocenními povodňovými hlínami. Převažujícím půdním druhem podél toku jsou jílovitohlinité půdy. Pro nivní půdy Mlýnského potoka je typické narušování procesu akumulace humusu záplavami, fluvialní ukládání zemin, zvýšená hladina podzemní vody a její periodické kolísání v závislosti na průtocích v řece (Machar et al. 2003).

3.2. Negativní antropogenní vlivy na kvalitu vody a sedimentů

Od svých raných počátků lidé zakládali sídla v blízkosti sladkovodních zdrojů z řady důvodů, především pro zásobování společnosti pitnou vodou, pro rostlinou i živočišnou výrobu, pro dopravu a pro potřeby potravinářské. Již od doby bronzové lze sledovat zvýšený přínos splachů a narůstání nivních uloženin v důsledku orby a pastvy ve sběrných oblastech v blízkosti lidských sídlišť (Moldan 2015).

Od středověku uplatňovali různé úpravy související s přímým využíváním vodních toků. Jde především o mlýnské úpravy, budovaly se náhony a docházelo i k regulaci některých částí malých vodotečí. Pestrost a dynamika změn v nivě se snížily, na místo původních luhů vznikly vlhké kosené louky, přirozené tůně z části nahradily umělé rybníčky (Blažek et. al. 2006).

V první polovině 20.století se závlahy provozovaly na pozemcích s poměrně malými plošnými rozměry, nebylo třeba proto pro ně zajišťovat velké odběry vody, odpady ze živočišné

výroby sloužily jako přirozené hnojivo jejich vpravením do půdy (Pithart et al. 2012). K většímu chemickému znečištění vod nedocházelo až do 60. let 20. století.

Drastické změny byly na jedné straně způsobeny populační explozí a pokrokem v mechanizaci zemědělských prací a genetice rostlin na straně druhé. Pěstování vysoce produktivních zemědělských plodin bylo doprovázené intenzivním zavlažováním anebo odvodňováním dosud nevyužívaných pozemků. Opakovaným šlechtěním různých odrůd se výrazně snižovala jejich odolnost vůči škůdcům a chorobám, kvůli čemu začali zemědělci přidávat vícekrát vyšší dávky insekticidů, herbicidů a hnojiv (Meier et al. 2019).

Tím však došlo k obohacování vod živinami (nutrienty), tedy látkami s vysokým obsahem biogenních prvků a následně vedlo k eutrofizaci (Lellák a Kubíček 1992; Adámek et al. 2010). Fytoplankton, tedy primární producenti, první využijí zvýšeného přísunu živin. Jednotlivé řasy poměrně rychle odumírají a jejich biomasa klesne ke dnu. V hloubkách vlivem činnosti bakterií rozkládajících řasovou hmotu dochází k úbytku rozpuštěného kyslíku a vzniká anaerobní zóna, na což jsou citlivé zejména některé bentické organismy (Hartman et al. 2005). Nedostatek kyslíku zabije ryby i další vodní organismy, brání růstu makrofyt, zapříčiňuje úbytek vyšších rostlin. Jejichž místo pak zaujímají výhradně organismy odolnější, které se v důsledku malého množství přirozených více citlivých konzumentů a predátorů přemnožují a způsobují další, mnohdy nevratné, změny v ekosystémech (Blažek et al. 2006). Masový rozvoj vodního květu, tvořeného zelenými řasami, sinicemi či rozsivkami, zhoršuje upravitelnost vody pro vodárenské účely (Black a King 2009).

Také kvůli eutrofizaci se zhoršuje i rekreační využití vod. Jednak zakalená a zapáchající voda ke koupání příliš neláká, jednak přemnožené sinice produkují celou řadu cyanotoxinů (Miranda et al. 2001). Při jejich vyšší koncentraci se mohou u koupajících se osob, zvláště u dětí a citlivějších jedinců, projevit kožní vyrážky, otoky a záněty očních spojivek (WHO 2017).

Zemědělství kromě eutrofizace představuje další neméně závažný problém – odnos půdního materiálu při vydatných deštích do vodního toku. Odvedení vody z vysoce zamokřených pozemků vede mimo degradaci zemědělské půdy k zazemění malých vodotečí tvořících přítoky řeky. V důsledku se snižuje schopnost zadržovat vodu v recipientu, mění se četnost a sezónní distribuce průtoků i jejich objemové hodnoty (Pithart et al. 2012). Podle Hanela a Luska (2005) velký obsah hlíny a jílových částic vede u ryb k ucpání žáber a následnému udušení.

Hydrologický režim tekoucích vod stejně narušují i odběry vody. Přímé odběry, realizující se pro potřeby průmyslu, energetiky a v zemědělství k závlahám polí, vyvolávají v mateřském toku dlouhodobé kolísání průtoků v úsecích pod odběrovými profily vodních děl (Adámek et al. 2010). V důsledku klimatických podmínek nebo antropogenních zásahů vůbec může dojít k

úplnému zmizení vody v korytě a k snížení hladiny mělkých podzemních vod v nivě vodoteče (Pithart et al. 2012). Vzhledem k malému průtočnému množství vody se odběry vody zejména v období nízkých průtoků stávají faktorem, který výrazně ovlivňuje a v určitých případech i ohrožuje existenci vodních společenstev, jež jsou vystaveny stresovým situacím (Hanel a Lusk 2005).

Dalšími významnými negativními antropogenními faktory ovlivňující hydrologické poměry (rychlost vody, průtok), samočisticí schopnost a jakost vody – jsou technické úpravy vodních toků. Tak za účelem protipovodňové ochrany lidských sídlišť a zamezení záplav zemědělsky využívané krajiny na vodním toku budovali sypané nebo dřevěné přehrady. Příčné stavby kontrolovaly výšku hladiny vody v krajině a zároveň vytvářeli umělé vodní nádrže sloužící k zadržování dešťové a sněhové vody. Zásoby vody se v období sucha využívaly jako zdroj obživy (rybolov) a pitné vody či k zavlažování polí. Mimo jiné potřeby v domácnosti, sloužily i pro hygienické účely (mytí a odvod odpadní vody), k dopravě, hašení požárů (Moldan 2015).

Se snahou využít energetický a dopravní potenciál toků se prováděli prostorově-redukční změny spočívající ve zjednodušení morfologie a geometrie koryta. Z ekologického hlediska lze tyto hydromeliorační transformace rozdělit do čtyř kategorií: zatrubnění (zaklenuť) drobných potoků, opevnění dna a břehů betonovými panely či kamennou rovnatinou (ojediněle i spárovou dlažbou či tvárnici), úpravu říčního koryta na jednu šířku i tvar, provádění kanalizačních sítí (Adámek et al. 2010). Poslední pak musely být vybaveny podle svého účelu a místa vorovými propustmi nebo plavebními komorami (Pithart et al. 2012).

Těmito úpravami vznikají téměř ideální podmínky pro vznik jednoho silného proudového válce s velkou vymílací schopností. Vytváří se hluboký, kapacitní lichoběžníkový průřez tradičního "melioračního" koryta, které snadno podléhá vymílání do hloubky. Dochází ke snížení členitosti dna, zvýšení sklonu a zkrácení trasy, což dále vyvolává zrychlení proudění vody. Tak procesy původně sedimentační, se postupně ale do značné míry mění v erozní (Blažek et al. 2006).

Problém homogenizace koryt spočívá hlavně v úbytku vhodných stanovišť pro biotu (např. podemletých břehů, hlubších tůní, šterkových a písčítých lavic, rozmanitého substrátu tůní, vhodného pro tření ryb apod.), znečištění vody, ztráty konektivity hlavního toku s nivou a transformace aluviálních mokřadů a jezer na zemědělskou půdu (Lellák a Kubíček 1991). Vadou napřímení, kromě změn dynamiky a variability proudění, je výrazně zmenšení aktivního omočeného povrchu, závislém na délce trasy toku a struktuře dna a břehů. V důsledku dochází k redukci celkové plochy biofilmů, schopných odbourávat látky rozpuštěné ve vodě. Transport

živin v povodí se tak urychluje a zvyšuje se jejich vyplavování z půdy, mění se kyslíkový režim a podmíněný průběh samočisticích procesů v tocích (Pavelková Chmelová a Feajer 2013).

Negativní vliv na vodní krajinu činí dočasné stavební a těžební práce v toku, jako např. stavba mostů, vodních elektráren, přeпадů, těžba šterku a písku (Blažek et al. 2006). Průtočné chladicí okruhy v elektrárnách, a také průmyslových podnikách, teplárnách a podobných energetických systémech jsou zdrojem tepelného znečištění (Adámek et al. 2010).

V letech 1985-1995 se jednoznačně začaly projevat negativní aspekty „tvrdě“ upravených vodních toků a jejich neúčelnost. Proto se přistoupilo k tzv. úpravám toku blízké přírodním podmínkám. V podstatě se jednalo o posílení činnosti vedoucí k obnově ekologických a krajinných vodních struktur a procesů, které byly v minulém období eliminovány. Obnova v minulosti nevhodně technicky upravených koryt (napřimování, prohlubování, opevňování) vodních toků směrem k původnímu asymetrickému tvaru nazýváme revitalizace (Šterba 2008).

Ve svém počátku směrové úpravy probíhaly dosti nekoncepčně, téměř vždy bez vazby na řešení situace v povodí a často nevhodnými metodami (Cílek et al. 2017). Ale postupně docházelo i k uznání potřebnosti prostoru pro toky, zahrnující rozvolnění trasy, snížení kapacity koryta, a tedy umožnění rozlivů a velkorysé výsadby doprovodné vegetace pro udržení optimálních teplotních i světelných podmínek (Lellák a Kubíček 1991). Tyto nároky ovšem často umožňují realizaci revitalizačních akcí pouze v nejnútnejších případech v krátkých úsecích extenzivně využívaných oblastí, kde jsou pozemky dostupné a kde tedy lze očekávat méně konfliktů s jiným intenzivnějším využitím území.

Revitalizace vodních toků může být dosažena buď renaturací, nebo technickými revitalizacemi. Renaturace je založena na ponechání technických prvků svému osudu a nebránění postupnému zpětnému ovládnutí toku přírodními procesy. Je to dlouhodobý proces, k urychlení dochází pouze prostřednictvím povodní (Pavelková Chmelová a Feajer 2013).

Při provádění technických revitalizací je vodní tok uveden do přirozenějšího stavu pomocí speciálních stavebních úprav. Obecné zásady při revitalizačních opatřeních jsou: mělký, členitější a málo kapacitní koryta, umožňující bezpečný rozliv povodňových vod do říční nivy v nezastavěném území a také obnova mělkých podzemních vod v nivě.

Pokud bude revitalizace úspěšná, měla by vést k nárůstu geodiverzity, podpořit korytotvorné procesy a dynamiku vody a zvýšit její zásoby a retenci. Následné zvýšení biodiverzity a obnova přirozených funkcí a služeb ekosystémů by měla být zajištěna přírodními procesy bez dodatečných nákladů (Šterba 2008).

3.3. Antropogenní vlivy na povodí Mlýnského potoka

Na jižním okraji zástavby obce Horka nad Moravou se nachází malá vodní elektrárna (MVE). V tomto místě, na 8, 6 říčním kilometru, je staven jez Chomoutov, rozdělující Mlýnský potok do dvou koryt. Odlehčovací kanál vlevo se jmenuje Častava, vpravo za stavidly pokračuje Mlýnský potok (náhon Střední Morava) (Ančar a Novák 1998). Od 13. století byl na tomto místě v Horce doložen mlýn. Ten fungoval ještě v roce 1841 a později byla na místě mlýna vybudována vodní elektrárna (Baletka et. al. 2009).

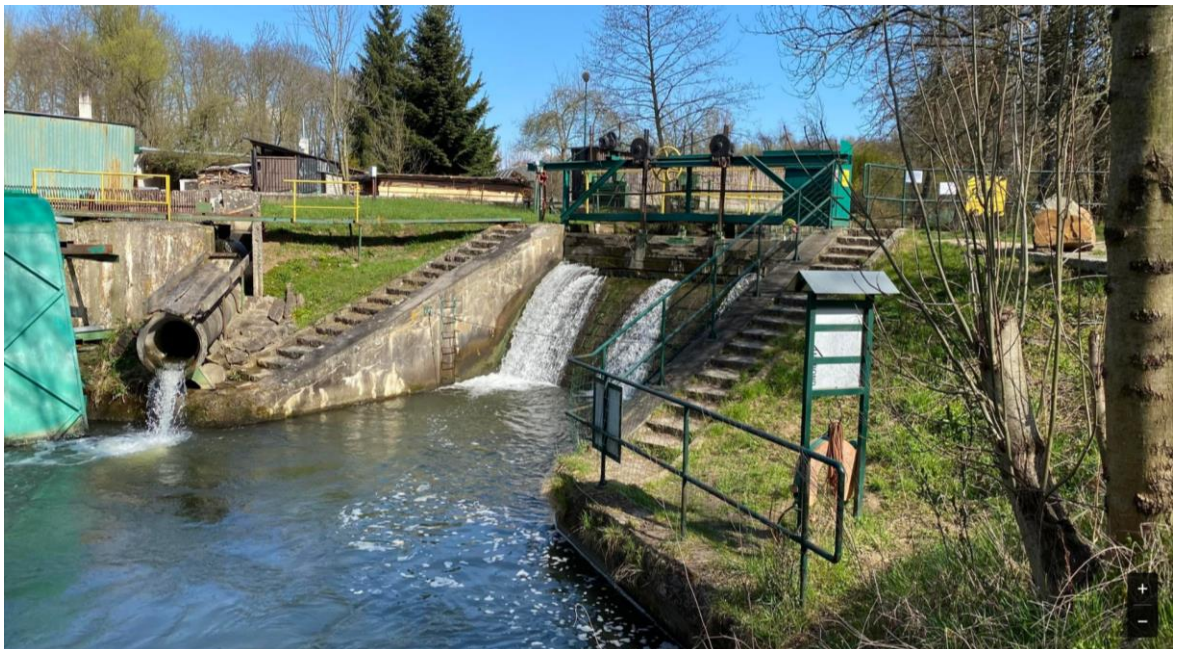


Obr. 1. Jez Chomoutov, pohled ze strany po rozdvojení toku (archiv autorky)



Obr. 2. Jez Chomoutov, pohled ze strany před rozdělením toku (www.mapy.cz)

Další jez se nachází na 11,7 říčním kilometru – v místě, kde potok opouští Plané loučky (stejně tak i CHKO Litovelské Pomoraví) (Ančar a Novák 1998). Vysoký jez (výška 2 m) přísluší malé vodní řepčínské elektrárně (MVE), poblíž které se v minulosti nacházela také plovárna (Baletka et. al. 2009). O 100 metrů dřív (resp. na 11,5 říčním kilometru) je na potoku postaven nízký most pro pěší a cyklisty (Ančar a Novák 1998).



Obr. 3. Řepčinský jez poblíž druhého odběrového místa (www.mapy.cz)

Vzdouvací stupně tedy slouží pro účely vodního hospodářství při zajištění odběru vody pro provoz MVE. Odvedení z hlavního řečiště do MVE se v daném případě uskutečňuje pomocí tzv.

derivačních náhonů. Všechny zmíněné antropogenní opatření v recipientu představují negativní faktory působící jak na fyzikálně-chemické tak na hydromorfologické charakteristiky vodního toku a následně pak i na vodní biotu. Významný problém rovněž nastává v části toku pod odběrovými profily nebo nepřímo nad nimi. V místě nad příčnými stupni neboli v nadjezí vzniká v důsledku vzduší vody jezová zdrž, kde zaniká původní říční charakter. V jezové zdrži se výrazně snižuje proud vody, dochází tam ke zvýšené akumulaci sedimentů, organické hmoty a vzniká prostředí blízké stojaté vodě. S tímto jevem velice úzce souvisí zhoršení kvality vody, kdy jsou nakumulované sedimenty při zvýšených průtocích vyplachovány do nižších poloh vodního toku (Pavelková Chmelová a Feajer 2013). Jezy také mohou zhoršovat průběh chodu ledů, podporovat vznik ledových bariér a zvláštních ledových povodní (Cílek et al. 2017).

Mnohem závažnější problém však vzniká v podjezí, kde se díky neohleduplnému provozu MVE výrazně mění průtokový režim. Běžné vodní elektrárny, pokud nejsou vybaveny dalšími ochrannými nebo odpuzovacími zařízeními (jejichž účinnost může být nejistá), mohou poškozovat ryby průchodem turbínami (Štěrba 2008).

Po vstupu do městské části teče Mlýnský potok kolem řepčinského průmyslového areálu napřímeným korytem. Na stabilizaci koryta vodního toku se podílí břehová opevnění, jenž představují regulační zásah do přirozeného řečiště se snahou potlačit „krajnotvorné aktivity“ vodního toku. V daném případě se jedná o betonové panely půlmetru vysoké lemující vodní tok z obou stran. Její hlavní funkcí je zamezení výmolové (boční) eroze v řečišti.

Na 12,2 říčním kilometru potok je překonáván technickým mostem s potrubím a silničním mostem. V této oblasti se nacházejí mělčiny a peřejka. Po vstupu do katastrálního území Hejčín následuje další potrubí a silniční most. V letech 1911–1912 byla tam vybudována na místě mlýna vodní elektrárna. Po roce 1948 však byla znárodněna a posléze zrušena, po roce 1989 pak byla její budova zcela zdemolována (Baletka et. al. 2009).

Úhrnem podél celé délky toku, označeným centrální evidencí vodních toků Ministerstva zemědělství ČR jako „Střední Morava – Mlýnský potok“, je stavěno 7 jezů, 3 malé vodní elektrárny, 15 mostů pro pěší, 11 silničních a 4 technických. Z nichž 2 jezy, 2 malé vodní elektrárny, 13 mostů pro pěší, 7 silničních a 3 technických se nachází na sledovaném úseku toku. Poslední jez je těsně nad soutokem Mlýnského potoka s Moravou v severní části městské čtvrti Nové Sady.

Významně ovlivňuje životní prostředí průmyslová výroba, kterou v Olomouci odedávna tvoří Moravské železářny. Podnik byl založen v roce 1907 a do roku 1910 byl v soukromém vlastnictví. Železářny tvořily metalurgickou základnu, kde výroba zahrnovala kovárnu na zápusťkové i volné výkovky, slévárnu šedé litiny a strojní opracování výkovků a odlitků. Od roku

1911 až do roku 1945 byly Moravské železářny akciovou společností vlastněnou Moravskou agrární a průmyslovou bankou (Baletka et al. 2009). Od roku 1946 se staly státním podnikem a po druhé světové válce byl závod monopolním výrobcem fitinků v republice. V roce 2002 došlo k rozdělení na několik samostatných podniků. V roce 2005 v důsledku finanční krize byl závod odprodán novému majiteli (došlo k akvizici 100 % akcií společnosti Moravské železářny, a. s. společností ARCADA Capital, a. s.). Podnik je i dnes součástí skupiny UNEX (dostupné z: <http://www.unex.cz/cs>).

UNEX je metalurgický koncern, který se zabývá výrobou strojních součástí, zápustkových kováren a sléváren nejen pro český, ale tak i na zahraniční trh. Díky vlastním strojárnám, lakovnám, slévárnám a kovárně je UNEX schopen nabízet široký sortiment těžkých ocelových konstrukcí včetně montáže, finálně opracovaných odlitků a výkovků. V ČR jsou závody této společnosti v Uničově a Olomouci. Závod v Olomouci se specializuje na odlitky z tvárné a šedé litiny od 50 g do 6,5 kg a na zápustkové výkovky od 2 kg do 25 kg.

V červenci 2013 se v řepčínských železárnách stala havárie: z prasklé pece vytekly tuny žhavého železa a došlo k následnému požáru. Ačkoliv žádná škoda přírodě prokázaná nebyla (nebyla zjištěna tzv. přechodné, kampaňové či trvalé znečištění), podnik i nadále ohrožuje nejen životní prostředí, ale i lidské zdraví, protože stále používá při procesu tavení, odlévání a samotné výroby kovů různé toxické chemické látky.

3.4. Fyzikálně-chemické vlastnosti vody

Voda má celou řadu fyzikálně-chemických vlastností, které se využívají ke stanovení kvality vody, k určení míry antropogenního ovlivnění, znečištění apod. K indikaci kvality vody se nejčastěji používají hodnoty pH, hodnoty rozpuštěného kyslíku, konduktivity, koncentrace fosforečnanů, dusičnanového a amoniakálního dusíku. Tyto parametry byly použity pro stanovení kvality vody na jednotlivých lokalitách a na výsledné kvalitě vody v toku.

Hodnota pH

Hodnota pH, též vodíkový exponent, je definována jako záporný dekadický logaritmus aktivity oxoniových kationtů. Vyjadřuje kyselost nebo zásaditost vodného roztoku: kyselost je způsobena nadbytkem vodíkových H^+ iontů a naopak zásaditost se odvíjí od nadbytku hydroxylových iontů OH^- (Lellák a Kubiček 1992; Hanel a Lusk 2005; Sýkora et al. 2016).

Pro sladkovodní živočichy je obsah vodíkových iontů ve vodě nejdůležitějším environmentálním faktorem. Závisí na teplotě vody, na chemickém složení prostředí, včetně horninového podloží, a biologických procesech ve vodním útvaru (fotosyntéza, rozklad organické

hmoty atd.) (Hartman et al. 2005). V posledních desetiletích se pH v sladkých vodách zvyšuje v důsledku znečištění atmosféry průmyslovými plyny a kyselými dešti (Petrin et al. 2007).

pH vody je ve stejném vodním toku ze sezónního hlediska nestabilní. V létě, kdy rychlost fotosyntézy ráno dosahuje vrcholu, koncentrace vodíkových iontů v prostředí klesá desetkrát až stokrát – pH vody se zvyšuje. V zimním období převládají procesy rozkladu organické hmoty za vzniku oxidu uhličitého a kyselých produktů, voda se okyseluje (snižuje se pH) (Berezina 2001).

Ačkoliv pH sladkovodních ekosystémů může značně kolísat v denním a sezónním časovém rozmezí, kolísání zpravidla nepřekračuje rozmezí pH 6,5–8,5, což je normální pro životní aktivity většiny sladkovodních živočichů (Hartman et al. 2005). Zvířata se však mohou dostat do stresu, dokonce i zemřít, v případě rychle změny pH, ačkoliv změna nastane v rozmezí pH, které je normálně tolerováno (Petrin et al. 2007).

Kromě přímých účinků pH na vodní živočichy ovlivňuje koncentrace vodíkových iontů vodnou rovnováhu zahrnující amoniak, sirovodík, chlór a rozpuštěné kovy. Interakce pH s těmito proměnnými jsou často důležitější než přímé účinky pH na vodní živočichy (Chapman 1992).

Konduktivita (elektrická vodivost)

Vodivost je schopnost látky přenášet elektrický proud. Vlastně elektrina je vedena na nevázaných (volných) elektronech, které se pohybují v látce (Lellák et Kubíček 1992; Pitter 2009; Sýkora et al. 2016.). Čistá voda obsahuje pouze malé koncentrace vodíku a hydroxylových iontů. Přírodní vody však obsahují větší koncentrace rozpuštěných iontů než čistá voda a jsou proto lepšími vodiči (Chapman 1992).

Elektrická vodivost vody, též konduktivita, se zvyšuje zhruba úměrně koncentraci rozpuštěných iontů. Je také ovlivněna koncentrací iontů a jejich nábojovým číslem, pohyblivostí, teplotou či hodnotou pH (Hartman et al. 2005.).

Konduktivita se obvykle používá k určení rozsahu mineralizace sladké vody. Koncentrace rozpuštěných pevných látek v přírodních sladkých vodách se typicky pohybují od asi 20 do 1000 mg/l. Jedná se hlavně o hydrogenuhličitanu (a uhličitanu při pH nad 8,3), chloridu, síranu, vápníku, hořčíku, draslíku, sodíku a křemičitanu. Jejich koncentrace ve vnitrozemských vodách je řízena především geologickými a klimatickými faktory. Nejsilněji mineralizované vody se obvykle vyskytují v suchých oblastech. Kvůli vysokému obsahu rozpuštěným látek jsou lépe vodivé v porovnání se slabě mineralizovanými vodami v oblastech s vysokými srážkami a silně vyluhovanými nebo málo vyvinutými půdami (Chapman 1992).

Ačkoliv jsou hlavní rozpuštěné anorganické látky v přírodní vodě nezbytné pro život, minoritní rozpuštěné složky ve vodě mají často největší vliv na vodní organismy. Hlavní účinek koncentrace rozpuštěných pevných látek na zvířata a rostliny obvykle souvisí s osmotickým tlakem, který se zvyšuje s vyšší koncentrací minerálních látek. Voda s nadměrnou koncentrací rozpuštěných pevných látek není vhodná pro domácí použití, zavlažování a různé další účely (Boyd 2015).

Rozpuštěný kyslík

Kyslík ve vodě je nezbytný pro respiraci rostlin i živočichů. Spotřeba kyslíku vodními organismy závisí na teplotě vody, pH, obsahu CO₂, je také řízena tlakem kyslíku ve vodě. Vysoký tlak kyslíku může vést k traumatu plynového měchýře u ryb, vyvolat stres nebo dokonce je zabít (Hanel a Lusk 2005). Často příčinou úhynů ryb není přímé působení toxických znečišťujících látek, ale právě nedostatek kyslíku v důsledku jeho spotřeby při biologickém rozkladu znečišťujících látek. Část kyslíku také potřebuje vodní vegetace k svým metabolickým procesům. Když rostliny umírají, degradace jejich biomasy také spotřebovává kyslík (Hartman et al. 2005). K mikrobiálnímu rozkladu a odčerpání kyslíku ve vodě dochází v blízkosti dna, kde degradace nadměrného množství sedimentovaných organických látek může vést k vzniku anaerobních podmínek (Pitter 1999).

Zároveň s bohatou vegetací množství rozpuštěného kyslíku ve vodě narůstá. Díky fotosyntéze vodních rostlin dosahuje obvykle kyslík v pozdějších odpoledních hodinách maximální koncentrace. Naopak během noci a brzkých ranních hodin množství rozpuštěného kyslíku v prosvětlené eufotické vrstvě klesne kvůli respiraci rostlin a živočichů (Chapman 1992; Miranda et al. 2001; Rajwa-Kuligiewicz et al. 2015).

Většina elementárního kyslíku ve skutečnosti není zajišťována fotosyntézou, ale pochází z atmosféry. Mezi plyny atmosférickými a rozpuštěnými v povrchové vodě existuje rovnovážný stav: obsahují přibližně stejně množství dusíku, argonu a stopových plynů. Koncentrace kyslíku a oxidu uhličitého se naopak pořád mění kvůli biologickým procesům. Oxid uhličitý vzniká jako vedlejší produkt dýchání, zároveň spotřebovává při fotosyntéze, je potenciálně škodlivý pro vodní živočichy (Hartman et al. 2005).

Rychlost difúze kyslíku z ovzduší do vodního prostředí souvisí s délkou a silou efektivního osvětlení. Závisí rovněž na atmosférickém tlaku, obsahu solí ve vodě, na velikosti kontaktní plochy vody a vzduchu, na pohybu a turbulenci povrchových vrstev vody vyvolaných větrem a zejména na koncentracích dalších plynů již ve vodě přítomných (Boyd 2015). Obsah rozpuštěného kyslíku negativně koreluje s teplotou (Rajwa-Kuligiewicz et al. 2015).

Fosfor

Fosfor je klíčová živina s mnoha funkcemi: je součástí deoxyribonukleové kyseliny (DNA), ribonukleové kyseliny (RNA), adenosindifosfátu (ADP), adenosintrifosfátu (ATP) a mnoha dalších biochemických sloučenin (Boyd 2015). Ve vodním prostředí je fosfor obvykle nejdůležitější živinou omezující produktivitu fytoplanktonu (Madsen et Cedergreen 2002).

Hlavním zdrojem fosforu ve vodě jsou minerály obsahující fosfor, např. apatity, fosforečnany železa, hliníku a vápníku. Sekundárním zdrojem fosforu je splachování zemědělských, průmyslových a komunálních odpadních vod (Meier et al. 2019). Atmosféra není významným zdrojem fosforu (Manahan 2000).

Fosfor není ve zvýšené koncentraci toxický, ale spolu s dusíkem může vést k eutrofizaci. Zvýšení koncentrace fosforu v důsledku lidské činnosti stimuluje růst vodních rostlin. Pokud jsou přídavky fosforu do přírodní vody příliš velké, dochází k eutrofizaci s nadměrným rozkvětem fytoplanktonu nebo obtěžujícím růstem vodních makrofyt (Reynolds et Davies 2001; Madsen et Cedergreen 2002; Adámek et al. 2010).

Přestože fosfor způsobuje znečištění vody, je aplikován do akvakulturních rybníků v hnojivech ke zvýšení přirozené produktivity, která je základem potravní sítě pro produkci ryb (Brummett et Beveridge 2015). Minerály skupiny apatitu se těží a zpracovává za účelem využití v zemědělství. Fosfátová hnojiva se široce používají k podpoře růstu rostlin a jsou také složkou krmiva pro zvířata a složkou mnoha pesticidů. Fosfátová hnojiva a pesticidy se také používají na trávnících, zahradách a golfových hřištích (Meier et al. 2019). Kyselina fosforečná je obsažena v nealkoholických nápojích, aby jim dodala ostřejší chuť a inhibovala růst mikroorganismů na cukru přítomném v těchto nápojích. Fosfor se používá pro okyselení, pro pufrování, jako emulgátor a pro zintenzivnění chuti v potravinách. Fosforečnan sodný se používá jako čisticí prostředek a změkčovač vody v průmyslu i v domácnosti (Reynolds et Davies 2001).

Dusičnanový dusík

Přirozeným zdrojem dusíku je atmosférická a biologická fixace dusíku. Dusík tvoří až 78,08 % objemu atmosféry, je složkou chlorofylu, hemoglobinu, kyanoglobinu, enzymů a mnoha dalších biochemických sloučenin nacházejících se v organismech (Manahan 2000). Určité aminokyseliny nejsou schopni zvířata a saprofytické mikroorganismy syntetizovat samostatně, proto získávají esenciální aminokyseliny při konzumaci rostlin. Fekální materiál zvířat a odumřelé organismy se stávají zdrojem organické hmoty. Amoniak uvolněný rozkladem organické hmoty a vyloučený zvířaty je nitrifikačními bakteriemi oxidován na dusičnan a dusitan,

pak je redukován na plynný dusík a vrácen do atmosféry denitrifikačními bakteriemi, aby dokončil cyklus (Lellák et Kubíček 1992; Sýkora et al. 2016).

Zároveň fixace atmosférického dusíku se uskutečňuje průmyslovým procesem – poskytuje většinu dusíkatých hnojiv a dusíku pro průmyslové použití. Organická hnojiva, chemická hnojiva a krmiva používaná v zemědělství a akvakultuře obsahují dusík v množstvích od <1 % v některých statkových hnojivech do 45 % v močovinových hnojivech a od 4 do 10 % v krmivech (Meier et al. 2019).

Splach hnojiv ze zemědělských polí a výkrmů zvířat, odpadní vody z výrobních jednotek akvakultury, potravinářských závodů, mnoha průmyslových odvětví, zařízení na zpracování komunálního odpadu a dalších zdrojů má za následek znečištění vodních ploch organickým a anorganickým dusíkem. Oxidy dusíku uvolňované do vzduchu při průmyslové výrobě a spalování paliv přispívají k jevu kyselých dešťů (Van Drecht et al. 2001).

Nadměrný plynný dusík ve vodě může způsobit trauma plynového měchýře u ryb a některých dalších vodních živočichů (Brummett et Beveridge 2015). Zvýšené koncentrace dusičnanů stimulují růst vodních rostlin, což vede k eutrofizaci (Madsen et Cedergreen 2002). Vodní mikroorganismy rozkládající organickou hmotou produkují plynné formy dusíku, které znečišťují ovzduší (Boyd 2015).

Amoniakální dusík

Amoniak je hlavní dusíkatý vylučovaný produkt vodních živočichů. Přitom ve zvýšených koncentracích je amoniak pro vodní organismy toxický. V důsledku vysoké koncentrace amoniaku v krvi ryb vzniká řada fyziologických a histologických účinků: zvýšení pH krve; narušení enzymových systémů a stability membrán; zvýšený příjem vody; zvýšená spotřeba kyslíku; poškození žáber; histologické léze v různých vnitřních orgánech. Také vysoká koncentrace amoniaku ve vodě ztěžuje organismům jeho vylučování (Van Drecht et al. 2001). Několik studií ukázalo, že koncentrace amoniaku hluboko pod smrtelnými koncentracemi vedou ke špatné chuti k jídlu, pomalému růstu a větší náchylnosti k nemocem (Boyd 2015).

Navrch toho ryby mají tendenci zvyšovat svou toleranci k amoniaku, když se během několika týdnů nebo měsíců aklimatizují na postupně se zvyšující koncentrace amoniaku (Hartman et al. 2005).

Koncentrace amoniaku ve většině vodních útvarů denně kolísá: mění se s pH a teplotou. Ve vodních útvech mají pH a teplota tendenci se zvyšovat během dne a klesat na nižší hodnoty

v noci. Existují důkazy, že toxicita amoniaku klesá se zvyšující se koncentrací salinity a vápníku (Sýkora et al. 2016).

3.5. Těžké kovy ve vodním prostředí

Těžkými kovy se označuje nesespecifická skupina kovů a polokovů, jejichž hustota je větší než 5 g/cm^3 . Představují skupinu asi 40 prvků s výjimkou alkalických kovů a kovů alkalických zemin. Do této skupiny látek se z důvodu analogického toxikologického působení zařazují i dva amfoterní prvky – arsen a selen (Pitter 2009; Odobasic 2012; Royal Society of Chemistry 2015).

Přirozeně se kovy uvolňují do vod erozí geologického podloží (Royal Society of Chemistry 2015). Přirozený obsah kovů v sedimentech obecně závisí na charakteru a typu souvislé matečné horniny, intenzitě zvětrávání, transportu zvětralin a na stupni zatížení lokality, kde významnou roli už hrají příspěvky lidské aktivity (Pitter 2009). V některých případech je obtížné odlišit přirozeně se vyskytující kovy od člověkem přidaných (Hong et al. 2020).

V rozpustné formě a ve formě jednoduchých iontů kovy mohou zpětně ze sedimentů remobilizovat do vodního sloupce a dále proniknout do vodních organismů (Rahman et Singh 2019). Nebezpečnou vlastností inkorporaci těžkých kovů je následná bioakumulace v některých buněčných strukturách a v možnosti jejich vstupu do komplexů s organickými látkami, toxické vlastnosti kterých se oproti formám anorganickým násobí. Toxické účinky nejsou často na první pohled patrné, projeví se až za několik let formou chronických onemocnění, změnou druhové diverzity a abundance vodní bioty (Tchounwou et al. 2012).

Povolené rozsahy koncentrací, ve kterých se jednotlivé těžké kovy mohou vyskytovat, závisí na zdroji znečištění a vlastnostech systému, ve kterém se nacházejí. Takže se mohou pohybovat od stop až po velmi vysoké koncentrace (WHO 2017). Z tohoto důvodu většina evropských zemí vydala seznamy s maximálně povolenými hodnotami těžkých kovů v průmyslových a přirozených vodách (Sýkora et al. 2016).

Stejně jako jiné vodní toky v České republice, tak i Mlýnský potok je znečištěn polutanty perzistentní povahy. Jejich zdrojem považují především průmyslové podniky řepčinského industriálního areálu, zejména metalurgický koncern UNEX. Prostřednictvím chemického monitoringu jsem stanovila obsah Cu, Pb, Ni, Cr, Zn, Cd a Fe ve vzorcích sedimentů. Zjištěné množství kovů v sedimentu informuje o aktuálním a dlouhodobém stavu znečištění vodního toku (Horaková et al. 2003).

Níže jsou krátce popsány negativní vlastnosti těžkých kovů vybraných pro analýzu na atomovém absorpčním spektrometru (AAS).

Měď (Cu)

Ve vodním prostředí se měď objevuje ve třech hlavních formách: při rozpouštění minerálů (např. kuprit, malachit, azurit, chalkopyrit apod.), suspendovaná a koloidní. Intenzita sorpce do sedimentu závisí na obsahu huminových kyselin, fulvokyselin, pH, oxidu železitého a manganu atd. (Phillips et Rainbow 1994; Odobasic 2012).

Suspendované a koloidní formy mědi ve vodě pochází hlavně z atmosférické depozice (popílek ze spaloven, výfukové plyny), zemědělského splachu, přímého vypouštění průmyslových splaškových vod obsahujících měď. Do technologických i podzemních vod městských aglomerací se dostávají soli mědi díky těžbě měděných rud, následnému zpracování a rafinace mědi, procesu výroby slitin (zejména oceli). Měď má využití v elektrotechnice, instalatérství a topenářství (Adámek et al. 2010; Hong et al. 2020).

V malém množství představuje měď esenciální těžký kov – je nepostrádatelnou pro metabolismus železa v těle. U vodních bezobratlých živočichů, jako jsou korýši a měkkýši, je měď důležitou součástí hemocyninu, což je pigment vážící kyslík v hemolymfě (Sýkora et al. 2016). Při větších koncentracích u dospělého člověka nadbytek mědi způsobuje Wilsonovu nemoc, u dětí mladších tří let vyvolává Mankesovu chorobu. Soli mědi se především akumulují v kostní dřevě, poškození ledvin a jater způsobuje zažívací potíže spojené s krvácením do trávicího traktu, vyvolává anemii (Massaro et al. 1997).

Koncentrace a biologická dostupnost mědi ve vodním prostředí závisí na tvrdosti vody, alkalitě, iontové síle, pH, redox potenciálu, množství přítomných komplexních ligandů a suspendovaných látek. Omezovat transport iontů mědi v akvatických systémech může vápník, který se váže na proteiny buněčných membrán a tím brání průchod všem těžkým kovům (Couture et al. 2011).

Nikl (Ni)

Kontaminace životního prostředí niklem se děje v důsledku kouření, spalování fosilních paliv a topných olejů ve stavebnictví a průmyslu, kde se nikl používá k výrobě nerezové oceli, slitin niklu, mincí a příborů (Couture et al. 2011). Dominantním zdrojem expozice niklu u nekuřácké populace jsou potraviny, voda minimálně přispívá k celkovému dennímu perorálnímu příjmu (WHO 2017).

Nikl je prvkem biogenním a pro některé rostliny a živočichy je nepostrádatelným. Projevují se však i jeho toxické vlastnosti, nejčastěji způsobené kouřením. IARC (International Agency for Research on Cancer) (2012). dospěla k závěru, že vdechované sloučeniny niklu jsou pro člověka

karcinogenní. Zvýšení koncentrace v lidském těle způsobuje dermatitidy i chronické ekzémy. Při chronických otravách může docházet k poškození srdečního svalu, ledvin a centrálního nervového systému (Duda-Chodak et Blaszczyk 2008).

V aquatických systémech může být nikl kumulován především vodními řasami a bezobratlými. Pro vyšší sladkovodní živočichy, ačkoliv jsou citlivější než mořští, nikl nepředstavuje riziko chronické akumulace, pouze snižuje plodnost a líhnivost jiker (Brummett et Beveridge 2015).

Olovo (Pb)

Hlavním zdrojem znečištění atmosféry a půdy olovem dříve byl olovnatý benzín – z výfukových plynů se částice usazovaly podél cest na vegetaci nebo v půdě a velká část z toho se nakonec objevovala v přírodních vodních systémech (Cibulka et al. 1991). V současné době se kontaminace životního prostředí olovem děje při těžbě a úpravě železných a neželezných rud, v menším množství spalováním uhlí a topných olejů, odpadů a dřeva, a také z odpadních vod z brusíren skla (Casas et al. 2006). Zátěž těla tímto toxickým kovem se v posledních desetiletích snížila důsledkem menšího množství olova používaného v instalatérských a jiných produktech, které přicházejí do styku s jídlem nebo pitím (Hong et al. 2020).

Akutní otrava olovem u lidí způsobuje těžkou dysfunkci ledvin, reprodukčního systému, jater, mozku a centrálního nervového systému. Výsledkem je nemoc nebo smrt (Massaro et al. 1997). Mírná otrava olovem způsobuje anémii. Oběť může mít bolesti hlavy a svalů a může se cítit celkově unavená a podrážděná (Phillips et Rainbow 1994). Kromě ojedinělých případů pravděpodobně nepředstavuje olovo v pitné vodě velký problém, i když potenciálně existuje nebezpečí v případech použití starého oloveného potrubí. Olovo bývalo součástí pájky a některých přípravků pro spoje potrubí, takže voda v domácnostech má určitý kontakt s olovem. Voda, která nějakou dobu stála v domovních rozvodech, může akumulovat značné množství olova (spolu se zinkem, kadmíem a mědí) a měla by být před použitím na chvíli vypuštěna (Manahan 2000; Casas et al. 2006).

Chrom (Cr)

Největší využití nachází chrom v metalurgickém průmyslu především při výrobě legovaných ocelí. Možnost kalitelnosti a korozivzdornosti ocelí legovaných chromem se využívá u chirurgických nástrojů, v potravinářském průmyslu, vodních strojích (odlitky vodních turbín) atd. (Rahman et Singh 2019). Dále slouží k impregnaci dřeva, výrobě geologických vrtných nástrojů, vysoce výkonných nožů pro stříhání kovů, zrcadel (Richard et Bourg 1991). V

každodenním životě nalezneme chromované předměty často ve vybavení koupelen, jako součást luxusních automobilových doplňků a v řadě dalších aplikací (Manahan 2000).

V aquatickém prostředí může chrom, jako všechny přechodné kovy, existovat v několika oxidačních stavech, od Cr^0 po Cr^{VI} , důležité jsou však pouze trojmocné (Cr^{3+}) a šestimocné formy (Cr^{6+}) (Richard et Bourg 1991). Ve formě trojmocného kationtu je chrom esenciálním prvkem, který se podílí např. na metabolismu inzulínu. V šestimocné formě kov je klasifikován jako silně toxická látka, jehož toxicita je 100krát vyšší než toxicita trojmocného chromu (Tchounwou et al. 2012). Jsou prokázány jeho karcinogenní účinky na lidský organismus (IARC 2012). U rostlin kořenících ve vodě se s šestimocným chromem inhibuje fotosyntéza a snižuje obsah chlorofylu. Toxické účinky kovu na společenstvo prvoků představuje ztrátu jak buněčné hustoty, tak druhové bohatosti (Phillips et Rainbow 1994). Bezobratlí adaptovaní na chrom mají kratší životnost a zvýšenou reprodukci. Těžký kov se může hromadit ve vajíčkách obojživelníků a ovlivňovat jejich vývojové procesy. Otrava tímto prvkem u savců je víceméně podobná jako u lidí (Kimbrough et al. 1999). Způsobuje rakovinu plic, poškození jater a ledvin a vnitřní krvácení. Způsobuje také alergické reakce projevující se dermatitidami (Massaro et al. 1997). Adaptace na vysoký obsah chromu může u živočichů být pravděpodobně provedena několika mechanismy, jako je vyhýbavé chování, detoxikace, kompartmentace a vylučování. Jinak druhy bez nebo s nákladnými mechanismy tolerance ke kontaminaci kovy čelí vysokému riziku vyhynutí (Rahman a Singh 2019).

Zinek (Zn)

Zinek je relativně hojný a není nijak zvlášť toxický prvek. Zinek se používá při výrobě nekorozivních slitin a pozinkování železných komponentů v automobilovém průmyslu. Spolu s mědí se používá k výrobě slitiny zvané mosaz (Manahan 2000). Oxid zinečnatý (ZnO), dříve široce používaný jako barvivo, se nyní používá v gumárenství jako urychlovací a aktivační činidlo pro tvrdnutí pryžových výrobků, zejména pneumatik. Opotřebení pneumatik je hlavním vektorem přenosu zinku do životního prostředí (Tchounwou et al. 2012).

Do vod se tak může dostat z pozinkovaného vodovodního potrubí nebo splachem půdy ze zemědělských pozemků. Obsah tohoto prvku ve vodě je také silně ovlivněn mateční horninou, obsahem huminových látek a alkalitou (Royal Society of Chemistry 2015). Zinek při prahové koncentraci nad 4 mg/l dodává vodě nežádoucí trpkou chuť, sama voda jeví jako opaleskující a při varu tvoří mastný film. Pitná voda obsahující zinek v množství nad 3 mg/l však nemusí být vhodná ke konzumaci (WHO 2017). Avšak zinek se vždy nachází ve potravinách a pitné vodě, protože je esenciálním stopovým prvkem. Nezastupitelnou roli hraje v metabolismu bílkovin a nukleových kyselin (Wallace et al. 2003; Odoabasi 2012). Při průmyslové expozici se u člověka

objeví častá horečka spolu s únavou, bolestmi hlavy, kašlem, vysokými teplotami, dehydratací, pocením a výskytem bílkoviny v moči (Massaro et al. 1997).

Pro ryby je zinek toxičtější než pro člověka. Jeden z nejvýraznějších rozdílů v toxikologických účincích mezi rybami a suchozemskými obratlovci je způsoben přítomností žáber. Kvůli interakce mezi Zn a molekulárními procesy v žábrách jsou ryby obzvláště náchylné k vysokým koncentracím řady chemikálií přenášených vodou (Couture et al. 2011). Zinek také způsobuje patologické změny v žaberním epitelu, která je typická sekrecí hlenu, hypertrofií, hyperplazií, infiltrací leukocytů a zvedáním epitelu. Úražka má za následek zvětšenou difúzní vzdálenost pro dýchací plyny a ryba obvykle hyne na udušení (Hanel a Lusk 2005). Řad studií prokázali, že akutní toxicita zinku u sladkovodních ryb a mlžů je primárně způsobena sníženým vstupem Ca^{2+} (Wallace et al. 2003; Couture et al. 2011).

Kadmium (Cd)

Kadmium ve vodě může pocházet z průmyslových a těžebních odpadních vod. Díky své vlastnosti chránit železo před korozi je široce používán v hutnictví při výrobě slitin, nikel-kadmiových baterií a pájek, plechů, zejména v automobilovém průmyslu. Dalším z hlavních zdrojů kontaminace biosféry tímto kovem je výroba fotovoltaických článků v elektrotechnickém průmyslu a spalování fosilních paliv (Genchi et al. 2020). Významným zdrojem expozice pro obyvatelstvo je kouření.

V určité míře jsou ionty kadmia toxické pro každý organismus, pro člověka je karcinogenní v dávce 100 mg/kg (IARC 2012). Záleží na způsobu vstupu, dávce a době expozice tomuto prvku. Akutní intoxikace kadmiem se u lidí projevuje zvýšeným krevním tlakem, poškozením reprodukčních orgánů, destrukcí červených krvinek. Zvýšená akumulace tohoto kovu do struktury kostí vede ke zborcení kostního skeletu, protože kadmium vytěsňuje vápník z kostí (Genchi et al. 2020).

Dobrým příjemcem tohoto kovu je i vodní biota, např. mušle, ústřice, v menším množství i ryby (Hanel a Lusk 2005; Rahman et Singh 2019). Wallace, Lee a Luoma (2003) uvádí, že velká část fyziologického účinku kadmia vyplývá z jeho chemické podobnosti se zinkem. Tento kov může v některých enzymech sladkovodních krabů (Potamidae) nahradit zinek, a tím změnit jejich stereostrukturu. Vysoké koncentrace kadmia nepříznivě ovlivňují schopnost půdních mikroorganismů rozkládat organickou hmotu a organické polutanty (Cibulka et al. 1991). Některé plodiny, jako jsou sója, pšenice, určité druhy zeleniny a tabák, dobře akumulují ve svých pletivech tento kov. Kadmium se také akumuluje v houbách (Benavides et al. 2005).

Železo (Fe)

Železo je čtvrtým nejrozšířenějším prvkem na Zemi a druhým mezi kovy. Anaerobní podzemní voda může obsahovat železnaté ionty v koncentracích od 0,5 mg/l do 50 mg/l bez změny barvy nebo zákalu ve vodě při přímém čerpání ze studny. Při vystavení atmosféře se však oxiduje a dává vodě nežádoucí červenohnědou barvu (WHO 2017). Železo také podporuje růst „železných bakterií“, které získávají energii z oxidace dvojmocného železa na železo trojmocné a při tomto procesu vytvářejí na potrubí slizký povlak (Odobasic 2012). Železo se může vyskytovat i v pitné vodě v důsledku používání koagulantů železa nebo koroze ocelových a litinových trubek při rozvodech vody (Noubactep 2010).

Železo má mnohostranné využití k výrobě většiny základních technických prostředků používaných člověkem, zhotovovaných ze slitin železa nazývaných oceli a litiny. Kvůli tomu, že snadně koroduje, často z ekonomických a praktických důvodů je chráněn povrchovými úpravami, které mohou tvořit chrom, nikl, zinek apod. (Olmeza et al. 2016).

Železo je nezbytné pro život v prostředí bohatém na kyslík. Je součástí hemoglobinu, myoglobinu a enzymů. Hraje také roli v syntéze DNA a reakci hostitele na patogeny. Intoxikace železem může nastat prostřednictvím vnější expozice z vody nebo stravy. Toxicita zvýšených koncentrací Fe se projevuje v podobě respiračních potíží spojené s anémií, zvyšuje pravděpodobnost bakteriální infekce a potenciální náchylnost k intoxikaci jinými dvojmocnými kovy (Abbaspour et al. 2014; Olmeza et al. 2016).

V rámci akvakultury se za účelem splnění dietních požadavků do krmiva přidává velké množství solí železa. V důsledku velkého množství výkalů produkovaných na malé ploše nebo z nespotřebované potravy hromadí se kov v sedimentech a blízkosti rybích farem (Couture et al. 2011). Mizuno a kol. (2004) pozorovali, že zvýšená koncentrace Fe během oplodnění způsobuje tvrdnutí vajíček lososovitých ryb. Výsledné zvýšení tlaku vajec způsobené tvrdnutím chorionu snížilo rychlost líhnutí. Nadměrné množství železa také vyvolává histopatologii jater a ledvin, snižuje rychlost růstu a zvyšuje úmrtnost ryb (Hong et al. 2020).

4. Praktická část

4.1. Výběr hodnotících lokalit k odběru vzorků

Ve své bakalářské práci zkoumám antropogenní vlivy na změny chemismu vody Mlýnského potoka. Sledované lokality leží v Olomouckém kraji na katastrálních územích Horka nad Moravou, Řepčín a Olomouc-město, z geologického hlediska se nachází tedy v severovýchodní části Hornomoravského úvalu (Obr. 4.). Jelikož území na západě a hlavně na východě jsou ohraničena vyšším georeliéfem, a to Českou Vysočinou a Západními Karpaty, povodí sledovaného toka se rozprostírá ve sníženině otevřené ve směru severozápad–jihovýchod. Kvůli tomu srážky odtékající z vyšších poloh do údolí výrazně ovlivňují změnu výšky vodní hladiny během sezóny přívalových dešťů na podzim a obzvláště v období tání sněhu na jaře.



Obr. 4. Vyznačení zájmového území v rámci České republiky

Pro pravidelné odběry bylo vybráno pět stanovišť: dvě jsou poblíž chráněné oblasti a tři ve městské, z nichž dvě poslední lokality jsou součástí městského parku. Na každé z vytyčených lokalit bylo stanoveno jedno místo odběru. Jednotlivá čísla lokalit odpovídají číslu označení na mapě (Obr. 5). Místa odběru jsou rozmístěné od sebe v nepravidelných intervalech.



Obr. 5. Rozmístění studovaných lokalit na leteckém snímku (vytvořena pomocí aplikace ArcGis)

Vzdálenosti mezi lokalitami:

- mezi první na 8,6 říčním kilometru a druhou na 11,7 říčním kilometru – 3,1 km
- mezi druhou a třetí na 12,4 říčním kilometru – 0,7km
- mezi třetí a čtvrtou na 15,7 říčním kilometru – 3,3km
- mezi čtvrtou a patou na 16,3 říčním kilometru – 0,6 km

Souhrnně byl zvolen přibližně 7 km dlouhý úsek. Od paté lokality do soutoku s Moravou na 17,3 říčním kilometru – 1 km. Jelikož vzdálenosti mezi jednotlivými lokalitami jsou malé, tak klimatické či geologické charakteristiky jsou podobné a srovnatelné s Olomoucí.

Před-odběrové období proběhlo srpnu v roce 2021. Účelem bylo prozkoumat celou délku Mlýnského potoka od počátku blízko vesnice Řimice v obci Bílá Lhota po soutoku s Moravou u Velkomoravské ulice v Olomouci a vytipovat vhodné lokality pro pravidelný odběr vzorků. Dále bylo zapotřebí seznámit se s přilehlým okolím (rostlinná společenstva, přilehlé pozemky atp.) vybraných lokalit. Prostřednictvím klasifikace jakosti vody, sedimentů a mírou „odpřírodnění“ (napřimování či zpevnění) vodního toku je možné zhodnotit antropogenní faktory působící na kvalitu vody a přirozený charakter toku. Úseky hodnotící míru „odpřírodnění“ vodního toku byly situovány pouze v urbanistické části recipientu (11,7 km - 0 km), protože horní chráněná část Mlýnského potoka, kde se nalézají dvě referenční odběrová stanoviště, je minimálně ovlivněna lidskou činností, poněvadž se v okolí nachází jen soukromé hospodářské pozemky.

Místa pro odběr byla také vybrána s ohledem na hloubku koryta a dostatečnou vodnatost řečiště i při nižších stavech vody tak, aby byla zajištěna potřebná hloubka pro odběr.

4.2. Popis zvolených lokalit

Vybrané stanoviště a úseky byly charakterizovány přesnými souřadnicemi, hydromorfologickými parametry řečiště (šířka koryta a rychlost proudu), dále popisem substrátu dna a břehové linie. Šířka koryta se určovala pomocí leteckých snímků v aplikaci ArcGis. Rychlost proudění se měřila pomocí plovákové metody.

Lokalita č. 1 – Rozvětvení toku u jezu Chomoutov.



Obr. 6. Pohled na schodiště k prvnímu odběrovému místu (archiv autorky)

GPS souřadnice: 49. 631119 N, 17. 233366 E

Nadmořská výška - 216 n.m.n.

První lokalita se nachází na hranici katastrálních území Chomoutov a Horka nad Moravou. Místo odběru jsem zvolila na pravé straně koryta Mlýnského potoka, která teritoriálně spadá do obce Horka nad Moravou. Odběrové místo jsem vybrala těsně před začátkem vzduť - 15 metrů před jezem Chomoutov (říční km 8,6), dělicí tok na odlehčovací kanál Častava a Mlýnský potok. Mlýnský potok od tohoto bodu je veden Centrální evidencí vodních toků Ministerstva zemědělství ČR pod názvem „Střední Morava – Mlýnský potok“. Šířka řečiště před rozvětvením činí 15 m.

Krátce před jezem Mlýnský potok překlenuje 38 metrů dlouhá pěší lávka, vedle níž je stavěno betonové schodiště, z kterého se právě uskutečnil odběr vzorků vody a sedimentu. Proud

vody je v těchto místech pomalý (0,45 m/s) a téměř laminárního charakteru. Díky přímočarému proudění nedochází na okraji jednoho břehu k většímu vymílání a na jiném k větší sedimentaci, jinak říční procesy jsou vyrovnané.

Odběrové místo jsem vybrala v tomto místě z toho důvodu, že koryto toku má v těchto místech technicky upravený charakter. Podél pravé strany koryta, přímo před jezem, 10 metrů břehu je zpevněno kolmou spárovou dlažbou. V jezové zdrži se výrazně snižuje proud vody, dochází tam ke zvýšené akumulaci sedimentů, organické hmoty a vzniká prostředí blízké stojaté vodě. S tímto jevem velice úzce souvisí zhoršení kvality vody, kdy nakumulované sedimenty jsou při zvýšených průtocích vyplachovány do nižších poloh vodního toku. Na dně se zde nachází písek, jíla a jemný, rozložený organický materiál.

Břehovou linii tvoří porosty bylinného a stromového patra (bříza bělokorá (*Betula pendula*), topol černý (*Populus nigra*), olše (*Alnus* sp.), smrk ztepilý (*Picea abies*)). Za nimi na území obce Horky nad Moravou se nachází rozsáhlé pozemky sloužící pro zemědělské účely, zejména pro pěstování plodin (pastva dobytka se během celého období pozorování na pozemku neuskutečnila). Na druhé, levé straně toku jsou bezlesé biotopy (louky), patřící už katastrálnímu území Chomoutov. Dále na jihozápad se nachází velký rekreační areál kolem jezera Poděbrady.

Lokalita č. 2 - Lávka nad Řepčínským jezem



Obr. 7. Pohled na druhé odběrové místo z mostu (archiv autorky)



Obr. 8. Zpevnění břehu u základu mostu vedle druhého odběrového místa (archiv autorky)

GPS souřadnice: 49. 6171981 N, 17.2331200 E

Nadmořská výška - 214 n.m.n

Místo odběru se nachází na pravém břehu 3,1 km po proudu od předchozí lokality, na 11,7 říčním kilometru. Stanoviště leží na katastrálním území Řepčín. Střední Morava tady opouští CHKO Litovelské Pomoraví a přírodní rezervaci Plané loučky. Po opuštění Planých louček následuje 20metrový nízký most pro pěší a cyklisty, 100 metrů za ním pak nebezpečný jez s vysokou hrází, příslušející k malé vodní elektrárně. Šířka koryta před jezem činí 15 m.

Proud vody je v těchto místech pomalý (0,3 m/s), má turbulentní charakter. Působením proudu vody se tok v místě ohybu zařezává do méně odolného substrátu levého břehu složeného převážně z jemnozrnných frakcí hlíny a písku. Z toho důvodu je základ a břeh na obou stranách pěšího mostu zpevněn kamenným zdivem.

Dno v řečišti je tvořeno převážně hlinitopísčitymi sedimenty s detritem a bahnem, ojediněle i většími kameny (do 20 cm). Břehovou linii kromě bylinného patra tvoří stromové porosty: vrba (*Salix* sp.), javor (*Acer* sp.), dub zimní (*Quercus petraea*). Některé stromy částečně koření ve vodě. Na jaře v období tání sněhu se zvyšuje úroveň vodní hladiny, voda zaplavuje pobřežní porosty a okolní soukromé zemědělské pozemky (24.03.2022 vodní hladina na této lokalitě byla o 20 cm vyšší než 24.02.2022). Zemědělské pozemky představují zvýšené riziko znečištění recipientu.

Odběrové místo v této lokalitě jsem zvolila z toho důvodu, protože se nachází mezi chráněnou oblastí, kde tok meandroval bez lidských zásahů do okolní flory, fauny a morfologických složek Mlýnského potoka, a městskou upravenou částí. Vzorky sedimentu a vody z tohoto stanoviště odráží míru "přirozenosti" - průběhy výměnných procesů mezi živými a neživými složkami biotopu.

Lokalita č. 3 – Poblíž Olomouckých železáren UNEX



Obr. 9. Schodiště k třetímu odběrovému místu (archiv autorky)

GPS souřadnice: 49. 6108008 N, 17. 2352953 E

Nadmořská výška - 212 n.m.n.

Třetí odběrové místo se nachází přímo pod zdrojem znečištění – v těsné blízkosti jsou rozmístěné společnosti UNEX, ENETEX TECHNOLOGY Ltd., CG TOOL s.r.o. Průmyslový areál je lokalizován na pravé straně řeky, podél levého břehu Mlýnského potoka je vymezena jiho-východní hranice CHKO Litovelské Pomoraví. Místo odběru se nachází na pravém břehu 0,7 km po proudu od předchozí lokality, na 12,4 říčním kilometru. Tok zde je překonáván 42metrovým silničním mostem. Šířka řečiště se pohybuje v rozmezí 19–20 m. V této oblasti jsou lokalizované mělčiny a peřejka. Stanoviště leží v městské části Řepčín.

Vzorky byly odebírány ze břehu, pod silničním mostem. Odběr sedimentu pro další analýzy na této lokalitě byl problematické, protože substrát dna v daném případě většinou tvoří kameny

(v průměru 10 cm), štěrk, někde i velké valouny (až do 50 cm). Jemnozrnný sediment se nahromadil pouze kolem opěrných sloupců mostu a za velkými kameny. Pravý břeh je zpevněný 50 cm betonovými tvárnicemi. Proud vody je v těchto místech rychlejší (0,5 m/s), kombinací laminárního a turbulentního proudu se vytváří v příčném profilu vodního toku šroubovitý tvar pohybu vody.

Břehy se vyznačují prudkým sklonem. Jsou lemované porosty stromového patra (olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), habr obecný (*Carpinus betulus*), javor (*Acer* sp.)). Podél pravého břehu je vedena cyklotrasa.

Odběrové místo v této lokalitě jsem zvolila z toho důvodu, že průmyslová zóna v jeho bezprostřední blízkosti toku představuje zvýšené riziko znečištění recipientu.

Lokalita č. 4 – Severo-východní hranice Bezručových sadů



Obr. 10. Pohled na čtvrté odběrové místo (archiv autorky)

GPS souřadnice: 49. 5951119 N, 17. 2619156 E

Nadmořská výška - 212 n.m.n.

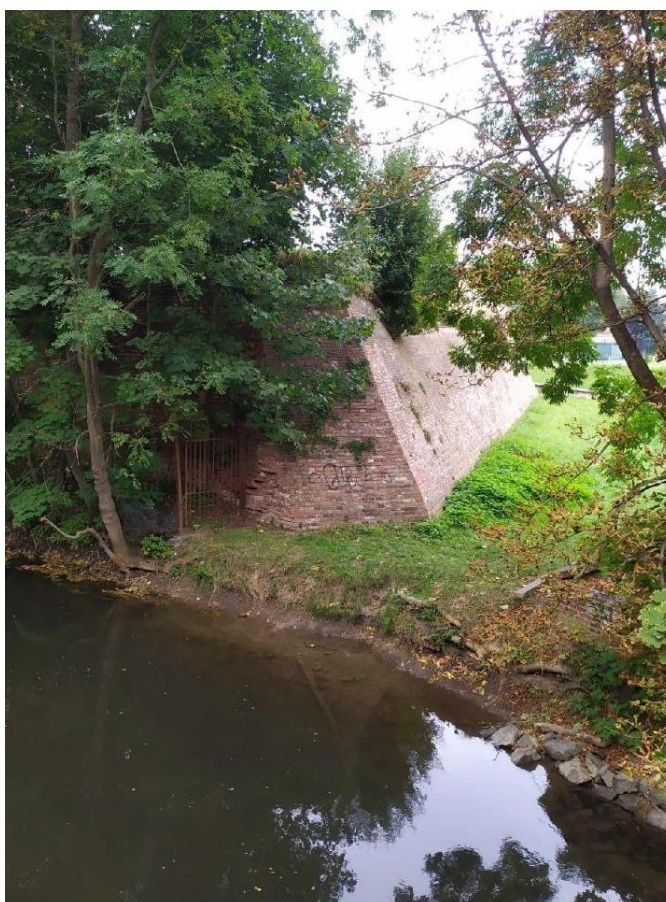
Lokalita je situovaná 3,3 km po proudu od předchozí lokality, na 15,7 říčním kilometru. Mlýnský potok je v tomto místě překonáván mostem pro pěší (44 m dlouhý). Šířka řečiště se pohybuje v rozmezí 17-18 m. Stanoviště leží v městské části Olomouc-město.

Místo odběru se nachází na levém břehu toku. Proud vody je zde rychlý (0,8 m/s), říční koryto není na této lokalitě napřímeno nebo zpevněné, údolí zůstává zaříznutým. Dno v daném případě se skládá z jemnozrnného materiálu (písek, jílovité částice).

Břehová linie je zastoupena stromovými porosty s několika fragmenty keřů (jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), javor (*Acer* sp.), smrk ztepilý (*Picea abies*), břečťan popínavý (*Hedera helix*)).

Odběrové místo v této lokalitě jsem zvolila, protože tady končí hustě zalidněný “urbanistický” úsek. Místo zemědělských pozemků jsou podél toku staveny silnice, železnice, obytné oblasti, sportovní areály. Nedochozí k vydatné kontaminaci vody hnojivy, proto předpokládám že by měli vzorky z této lokality mít nižší hodnoty dusičnanů, fosforečnanů, amoniakálního dusíku než vzorky z předchozích odběrových míst.

Lokalita č. 5 – Jižní hranice Bezručových sadů



Obr. 11. Pohled na paté odběrové místo z mostu (archiv autorky)

GPS souřadnice: 49. 5906136 N, 17. 2570419 E

Nadmořská výška - 212 n.m.n.

Paté odběrové místo je situované na levém břehu na 16,3 říčním kilometru, 0,6 km od předchozí lokality, u kamenného pevnostního valu olomoucké pevnosti. Na pravém břehu je městský park. Mlýnský potok je v tomto místě překonáván mostem pro pěší (18 m dlouhý), pod

ním je břeh z obou stran zpevněn kamenným zdívem. Šířka řečiště se pohybuje v rozmezí 13–15 m.

Proud vody je zde poměrně rychlý (0,6 m/s), kombinací laminárního (uprostřed toku) a turbulentního (podél pobřeží) proudu se vytváří v příčném profilu vodního toku šroubovitý tvar pohybu vody. Dno je v daném případě tvořeno jemnozrnným materiálem (písek, jílovité částice).

Břehovou linii doprovází stromového porosty: jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), javor (*Acer* sp.), břečťan popínavý (*Hedera helix*), vrba (*Salix* sp.). Některé stromy částečně koření ve vodě.

Odběrové místo v této lokalitě jsem zvolila z toho důvodu, že potok minul parkovou zónu s hustě rostoucí rozmanitou vegetací podél potoka, která silně ovlivňuje příjem a výdej látek ve vodním prostředí. A přitom, na rozdíl od druhé lokality, nepatří k chráněné oblasti, takže neexistují striktně pravidla omezující lidskou činnost v parku. Proto předpokládám že hodnoty terénních a laboratorních měření budou lišit v porovnání s předchozími odběrovými místy.

4.3. Odběry vzorků vody a sedimentů

Na všech zvolených lokalitách byly odběry vody a sedimentů prováděny v souladu s ČSN 75 7051.

Odběry vzorků vody pro analýzu obsahu nutrietiů probíhaly na stanovených pěti lokalitách od října 2021 až do května 2022, v pravidelných měsíčních intervalech. Vzorky vody se odebíraly z hloubky kolem 20 cm pod hladinou. Samotný odběr probíhal pomocí jednoduchého, teleskopického odběrového zařízení (vzorkovač), na kterém byla připevněna 0,5l PE láhev (Obr. 12). Na každé lokalitě se vždy odebíral jeden vzorek, pak se přelával do válcové nádoby o objemu 200 ml. Každá čistá vzorkovnice měla své identifikační číslo. Odebrané vzorky byly skladovány v teplotě 4–7 °C a do 24 hodin od odběru byly provedeny analýzy v laboratoři.

Odběr vzorků sedimentů pro další analýzu proběhl dvakrát, a to 10.října 2021 a 21.dubna 2022. Materiál se odebíral z hloubky 20–30 cm ze dna toku. Z každé lokality bylo odebráno pět dílčích vzorků a spojeno do směšného vzorku. Potom na místě byl metodou mokrého síťování zbaven větších anorganických i organických částic a homogenizován (pomocí plastových pomůcek a plastového 2 mm síta). Nakonec byl přelit do plastových vzorkovnic o objemu 100ml. Samotný odběr probíhal pomocí jednoduchého, teleskopického odběrového zařízení (vzorkovač), na kterém byl připevněn držák pro vzorkovnici a hliníková nádoba (Al nebyl ve vzorcích zjišťován) pro odběr sedimentů.



Obr. 12. Odběr vzorku vody pomocí vzorkovače (archiv autorky)

4.4. Terénní měření vybraných parametrů

Přímo v terénu na jednotlivých stanovištích byly měřeny tyto vybrané parametry: teplota vody, vodivost, pH, obsah rozpuštěného kyslíku. Samotné měření probíhalo ve polyethylenové vzorkovnici o objemu 200 ml. Před každým odběrem byla vzorkovnice propláchnuta vodou přímo z toku a následně ponořena pod hladinu vody asi 1 m od břehu. Na každém stanovišti byla použita nová vzorkovnice s přiděleným pořadovým číslem.

Konduktivita (též měrná elektrická vodivost), jejíž hodnota je dána množstvím rozpuštěných látek ve vodě, byla měřena pomocí konduktometru (Dist 3 firmy HANNA, Obr. 13). Elektroda konduktometru obsahuje teplotní čidlo, která se používá k stanovení teploty vody. Elektroda byla ponořena cca 5 cm pod vodní hladinu. Před každým novým měřením bylo nutně elektrodu opláchnout destilovanou vodou.



Obr. 13. Konduktometr Dist 3 firmy HANNA (archiv autorky)

Koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě byla stanovena bateriovým oxymetrem s membránovou elektrodou (model HI9147 od firmy HANNA, Obr. 14). Před zahájením měření jsem oxymetr kalibrovala na 100% nasycení pomocí automatické kalibrace. Oxymetr také měřil teplotu vody.



Obr. 14. Stanovení obsahu rozpuštěného kyslíku pomocí oxymetru od firmy HANNA (archiv autorky)

Při zjišťování hodnoty pH pomocí pH-metru (model aph-100 ATC od firmy Voltcraft, Obr.15) bylo nutné nejprve přístroj nakalibrovat prostřednictvím standardních pufrů pH 7 a 4. Před každým dalším měřením bylo nutně elektrodu opláchnout destilovanou vodou.



Obr. 15. Kalibrace pH-metru (model aph-100 ATC od firmy Voltcraft) (archiv autorky)

4.5. Laboratorní analýzy odebraných vzorků vody

Laboratorní analýza odebraných vzorků vody se prováděla v chemicko-analytické laboratoři Katedry ekologie a životního prostředí. Zjišťovaly se obsahy chemických sloučenin (N-NH_4^+ , N-NO_3^- , PO_4^{3-}). Koncentrace nutrientu ve vzorcích byly stanoveny pomocí absorpční spektrofotometrie (spektrofotometr HACH DR/2800). Říční voda obsahuje hodně větších částic (detrit, písek), které pohlcují nebo odráží světlo různých vlnových délek a tím snižují přesnost výsledků. Proto před každým samotným měřením byly vzorky vody filtrované.

Stanovení amoniakálního dusíku (N-NH_4^+)

Ke stanovení amoniakálního dusíku (N-NH_4^+) ve vzorcích byla použita spektrofotometrická metoda s využitím Nesslerova činidla (tetrajodortuřnatan sodný). Při reakci amoniaku a hydroxidů alkalických kovů s Nessler-Reagent činidlem (firmy HACH) vzniká jodid u tzv. Millonovy báze, který při malých koncentracích amoniaku vytváří žlutohnědé koloidní roztoky, jež lze fotometricky vyhodnotit (Horáková et al. 2003). Při stanovení amoniakálního dusíku v přírodních vodách nelze rozlišit obsah disociovaného NH_4^+ a nedisociovaného amoniaku NH_3 , stanoví se vždy součet obou forem.

Proto jsem na začátku z jednotlivých vzorků odpipetovala 10 ml filtrované vody do pěti polyethylenových uzavíratelných zkumavek. Do každé jsem přidala přesně 6 kapek Nesslerova

činidla, promíchala a nechala 10 min reagovat. Během této doby jsem připravila blank: do jedné skleněné kyvety bylo napipetováno 10 ml destilované vody a přidáno 6 kapek s Nessler-Reagent činidla. Když jsem po 10 min vynulovala přístroj a vzorky zhomogenizovaly, postupně jsem přelila obsah zkumavek do kyvety a změřila koncentrace amoniakálního dusíku.

Ke stanovení amonných iontů byl na spektrofotometru zvolen program číslo 380 s vlnovou délkou (λ) 425 nm.

Stanovení dusičnanového dusíku (N-NO₃⁻)

Ke stanovení dusičnanového dusíku (N-NO₃⁻) ve vzorcích byla použita spektrofotometrická metoda s využitím balení NitraVer5 (firmy HACH). Princip stanovení spočívá v redukcí dusičnanů na dusitany pomocí kadmia, jež bylo obsaženo v NitraVer5. Z dusitanů vznikne diazoniová sůl, která reaguje s kyselinou salicylovou za vzniku žlutě zbarveného roztoku (Horáková et al. 2003). Intenzita zbarvení roztoku je dána koncentrací dusičnanů obsažených ve vzorku vody.

Proto jsem na začátku z jednotlivých vzorků odměřila 10 ml filtrované vody do pěti polyethylenových uzavíratelných zkumavek. Do každé jsem přidala obsah 1 balení NitraVer5, promíchávala 1 min a nechala je 5 min reagovat. Během této doby jsem připravila blank: do jedné skleněné kyvety bylo napipetováno 10 ml destilované vody. Po 5 minutách jsem měřené vzorky postupně přelila do kyvety a změřila koncentrace dusičnanového dusíku. Výsledné hodnoty NO₃⁻ udávané v mg/l byly znázorněny přímo na displeji přístroje.

Ke stanovení dusičnanů byl na spektrofotometru zvolen program číslo 335 s vlnovou délkou (λ) 500 nm.

Stanovení fosforečnanů (PO₄³⁻)

Ke stanovení rozpuštěných fosforečnanů (PO₄³⁻) ve vzorcích byla použita spektrofotometrická metoda s využitím balení PhosVer 3 (firmy HACH). Princip metody je založen na reakci orthofosforečnanů s molybdenanem amonným. V kyselém prostředí tvoří orthofosforečnany, za katalytického účinku antimonytých iontů, v přítomnosti nadbytku molybdenanových iontů heterokomplex polykyseliny molybdátosfosforečné. Redukcí kyselinou askorbovou přechází komplex na molybdenovou modř (Horáková et al. 2003).

Proto jsem na začátku z jednotlivých vzorků odměřila 10 ml filtrované vody do pěti polyethylenových uzavíratelných zkumavek. Do každé jsem přidala obsah 1 balení PhosVer 3, promíchávala 1 min a nechala je 8 - 10 min reagovat. Během této doby jsem připravila blank: do jedné skleněné kyvety bylo napipetováno 10 ml destilované vody. Po 8 - 10 minutách jsem

měřené vzorky postupně přelila do kyvety a změřila koncentrace fosforečnanů. Výsledné hodnoty PO_4^{3-} udávané v mg/l byly znázorněny přímo na displeji přístroje.

Ke stanovení fosforečnanů byl na spektrofotometru zvolen program číslo 490 s vlnovou délkou (λ) 890 nm.

V případě, že přístroj indikoval, že je obsah zjištěných iontů nad rozsahem měřitelnosti, byl vzorek destilovanou vodou naředěn 10x a celý postup se opakoval.

4.6. Laboratorní analýzy odebraných vzorků sedimentů

Před samotnou analýzou sedimentů na vybrané těžké kovy (Cu, Cr, Pb, Ni, Cd, Zn, Fe) byla potřeba vzorky upravit podle metody pseudototální mineralizace. Na začátku odebrané vzorky sedimentů byly v popsaných plastových nádobách umístěné do sušárny (SANYO-Gallenkamp) při teplotě 60 °C po dobu 70 hod. Po vysušení byly vzorky zvlášť rozdrčeny v třecí misce na jemnozrnné frakce a prosety přes 0,5 mm jemné sítko. Prosáté vzorky sedimentu jsem vložila do obálek z filtračního papíru. Pak následovalo opětovné sušení již upraveného materiálu v sušárně (SANYO-Gallenkamp) při teplotě 105°C po dobu 30 min. Poté jsem na elektronické váze (Precisa 1212 M) navážila 500 mg každého vysušeného a vychladlého vzorku a tyto navážky jsem přesypala do teflonových mineralizačních nádob. V digestoři byly k nim přidány 2 ml kyseliny dusičné (HNO_3) a 6 ml kyseliny chlorovodíkové (HCl). Nádobky jsem lehce promíchala, uzavřela víčky, připevnila do karuselu (Obr.16) a vložila do mikrovlnného mineralizačního zařízení BERGHOF SW-2. Vybraný program trval 40 minut, byl opakován dvakrát. Mineralizované vzorky jsem doplnila do objemu 50ml destilovanou vodou a po zředění přefiltrovala přes filtrační papír do uzavíratelných zkumavek.

Takto upravené vzorky byly analyzovány na obsah vybraných těžkých kovů (měď, zinek, železo, chrom, olovo, nikl a kadmium) pomocí atomového absorpčního spektrometru AVANTA Σ firmy GBC.



Obr. 16. Karusel s teflonovými mineralizačními nádobami (archiv autorky)

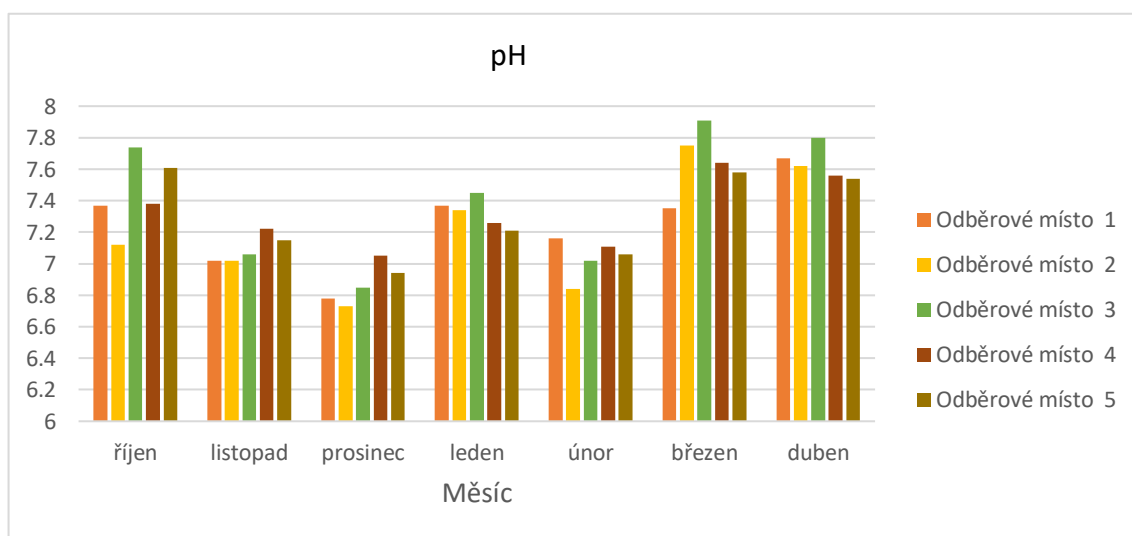
Atomová absorpční spektrometrie (AAS) je destruktivní metodou. Roztok analytického vzorku po mineralizaci je odpařen v nesvítivém vysokoteplotním plamenu, který je prozařován světlem o vlnové délce charakteristické pro stanovovaný prvek. Chemické vazby v molekulách přítomných sloučenin se rozruší tak, aby co největší část měřených atomů kovu zůstala v neutrálním stavu a nedocházelo k ionizaci za vzniku nabitých částic typu Me^+ (Horáková et.al. 2003). Výslednou koncentraci kovu v sedimentech jsem přepočtla v mg/kg.

5. Výsledky

Odběry a měření vody probíhaly jedenkrát měsíčně od října 2021 až do dubna 2022 na pěti odběrových místech. Přimo na místě byly změřeny fyzikálně-chemické parametry vody, koncentrace nutrientů ve vzorcích vody a obsahy těžkých kovů v sedimentech se zjišťovaly pomocí laboratorních analýz.

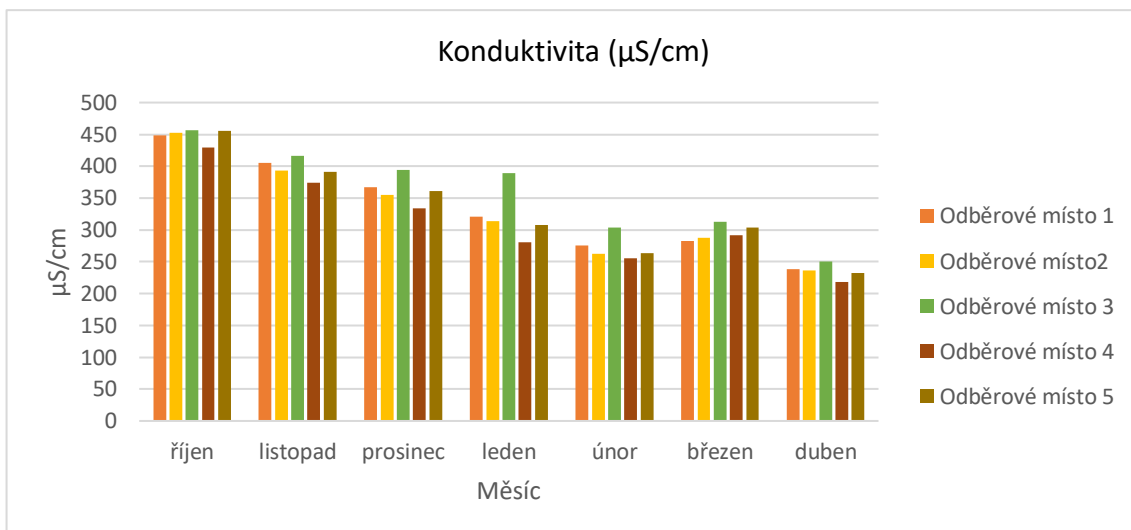
Výsledky byly zapsány do tabulek a dále zpracovány do grafů v programu MS Excel. Pro znázornění výsledných hodnot jsem zvolila sloupcový graf, který poskytuje rychlý přehled o poměrech jednotlivých hodnot z pěti odběrových míst. Grafy jsou vytvořené pro každý sledovaný parametr zvlášť. Nepovažuju za vhodný krabicový graf, protože nemám průměrné hodnoty, které potřebují celoroční monitoring. Nepoužívám spojnicový graf z toho důvodu, nešlo o kontinuální odběry.

Další grafy (Obr. 17 - Obr. 19) zobrazují změny fyzikálně-chemických parametrů vody během 7 měsíců.



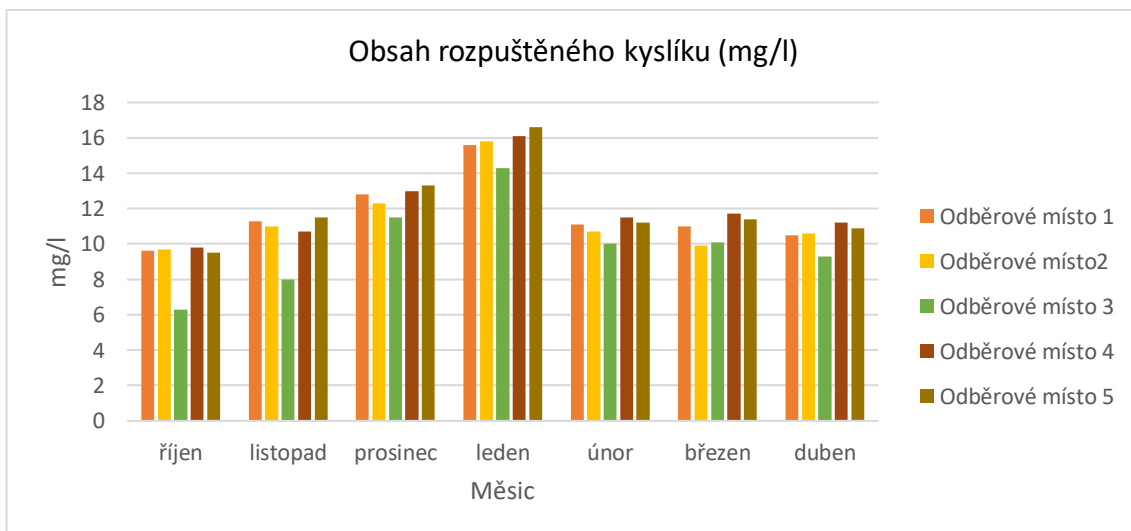
Obr. 17. Graf změny pH

Z grafu (Obr. 17) lze zjistit že nejnižší hodnota pH byla 6,73 na druhém odběrovém místě (Lávka nad Řepčínským jezem) v prosinci. Nejvyšší hodnota pH 7,91 byla naměřena na třetím odběrovém místě (Poblíž Olomouckých železáren UNEX) v březnu. Z grafu (Obr. 17) také vyplývá informace, že pH v jarních měsících je vyšší než na podzim a zejména než v zimě.



Obr. 18. Graf změny konduktivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

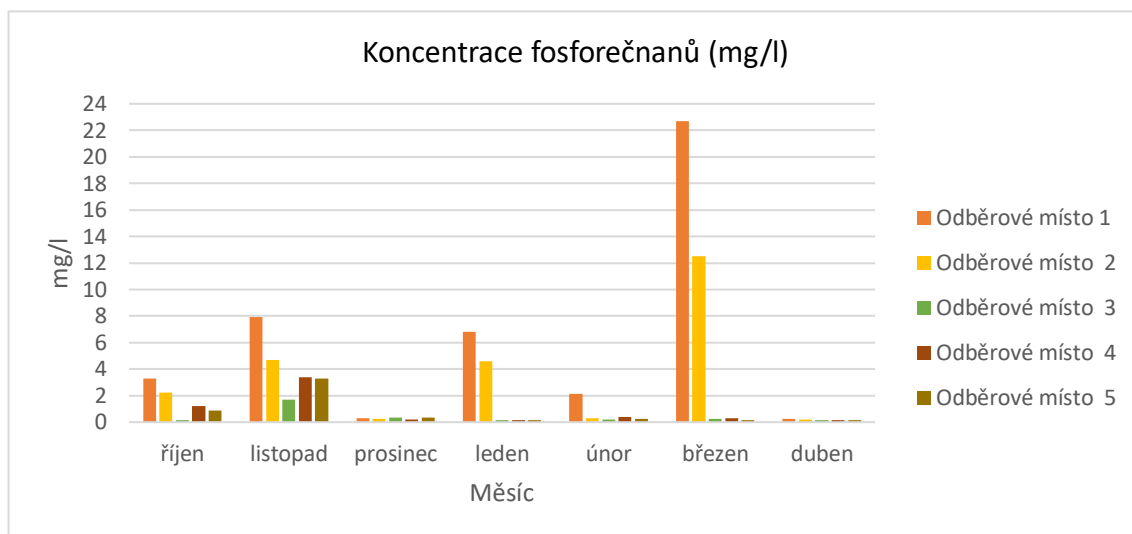
Z grafu (Obr. 18) vidíme, že nejnižší hodnota konduktivity $218 \mu\text{S}/\text{cm}$ byla naměřena na čtvrtém odběrovém místě (Severo-východní hranice Bezručových sadů) v dubnu. Nejvyšší hodnota $457 \mu\text{S}/\text{cm}$ byla zaznamenána na třetím odběrovém místě (Poblíž Olomouckých železáren UNEX) v říjnu. Hodnoty v říjnu jsou nejvyšší za celé sledované období. Z grafu (Obr. 18) zjistíme, že od říjnu se konduktivita postupně snižovala, ale pak v březnu vzrostla a v dubnu zase hodnoty poklesly.



Obr. 19. Graf změny obsahu rozpuštěného kyslíku (mg/l)

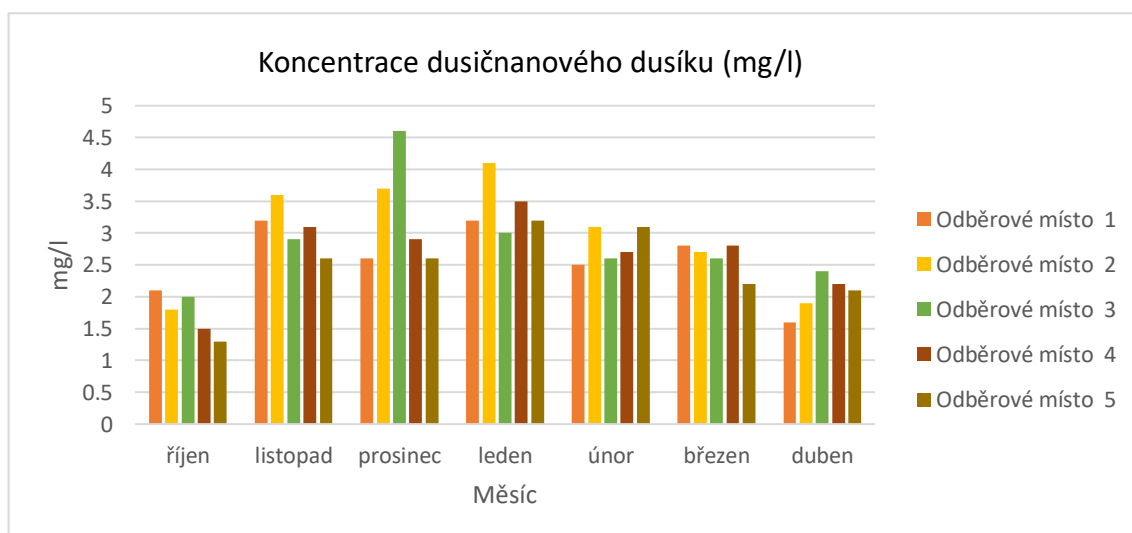
Z grafu (Obr. 19) zjistíme, že nejnižší hodnota rozpuštěného kyslíku $6,3 \text{ mg}/\text{l}$ byla měřena na třetím odběrovém místě (Poblíž Olomouckých železáren UNEX) v říjnu. Nejvyšší hodnota $16,6 \text{ mg}/\text{l}$ byla naměřena na pátém odběrovém místě (Jižní hranice Bezručových sadů) v lednu. Celkem hodnoty v lednu jsou nejvyšší za období monitoringu. Také graf (Obr. 19) znázorňuje, že obsah rozpuštěného kyslíku se postupně zvětšoval od říjnu k lednu, ale pak prudce poklesl.

Další grafy (Obr. 20 - Obr. 22) zobrazují koncentrace N-NH_4^+ , N-NO_3^- a P-PO_4^{3-} v analyzovaných vzorcích.



Obr. 20. Graf změny koncentrace fosforečnanů (mg/l)

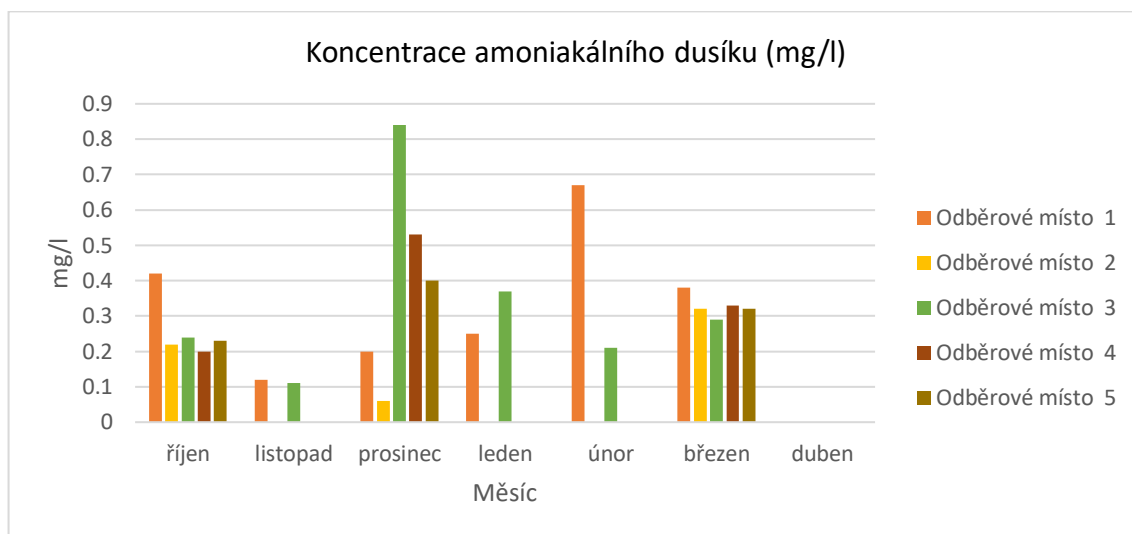
Po analýzách v laboratoři bylo zjištěno, že nejnižší hodnota fosforečnanů byla změřena u pátého odběrového místa (Jižní hranice Bezručových sadů) v dubnu, s hodnotou 0,13 mg/l. Největší naměřená hodnota činí 22,7 mg/l. Byl to vzorek z prvního odběrového místa (Rozvětvení toku u jezu Chomoutov) v březnu. Vzorky z prvního odběrového místa demonstrovaly vcelku nejvyšší koncentrace fosforečnanů každý měsíc (Obr. 20). Z grafu je také dobře vidět nestabilní výskyt fosforečnanů ve vodě.



Obr. 21. Graf změny koncentrace dusičnanového dusíku (mg/l)

Po analýzách v laboratoři bylo zjištěno, že nejnižší hodnota dusičnanového dusíku byla změřena u pátého odběrového místa (Jižní hranice Bezručových sadů) v říjnu, s hodnotou

1,3 mg/l. Nejvyšší naměřená hodnota činí 4, 6 mg/l. Byl to vzorek z třetího odběrového místa (Poblíž Olomouckých železáren UNEX) v prosinci (Obr. 21).

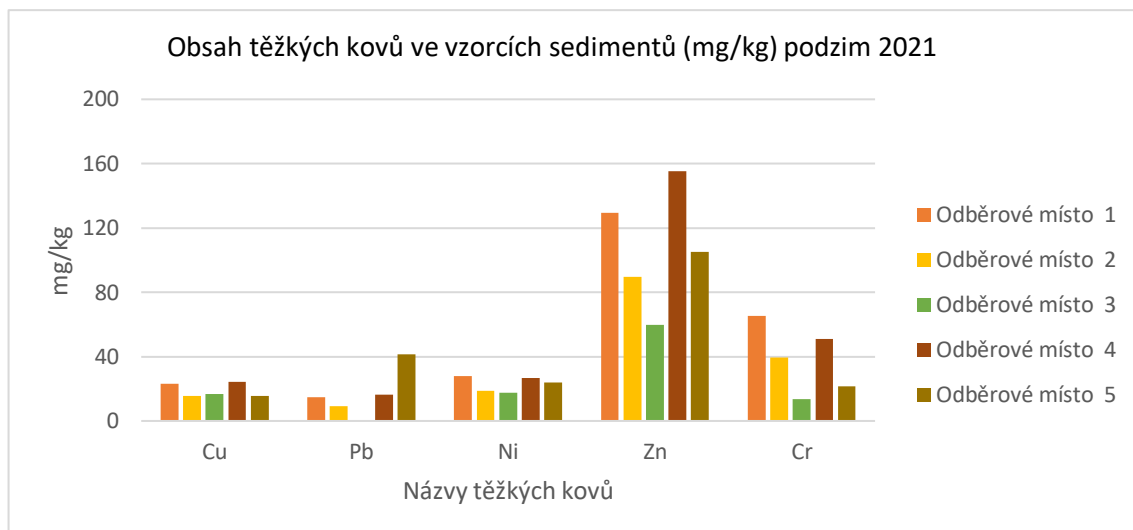


Obr. 22. Graf změny koncentrace amoniakálního dusíku (mg/l)

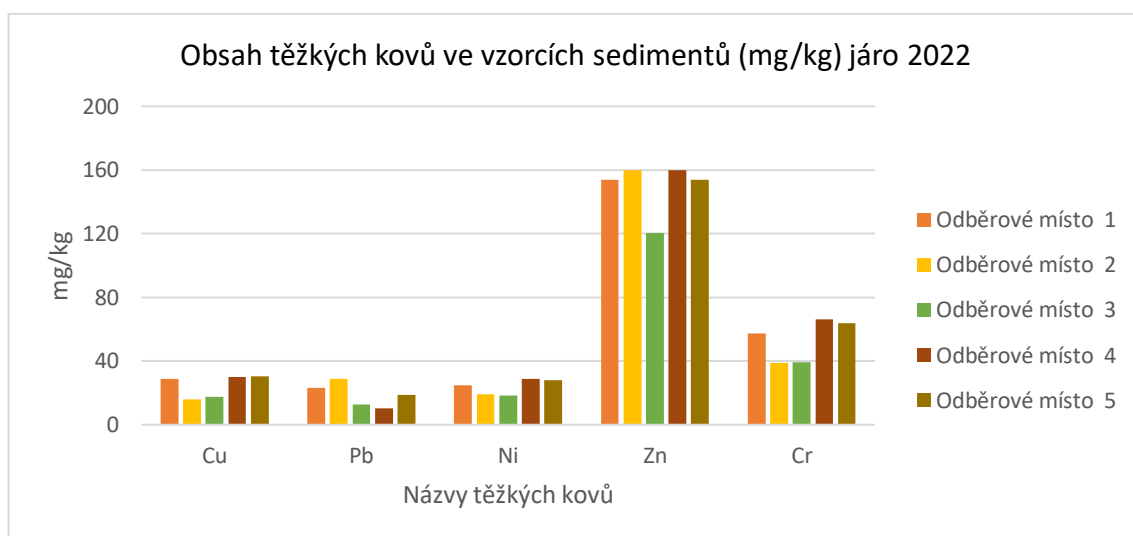
Po analýzách v laboratoři bylo zjištěno, že nejnižší hodnoty amoniakálního dusíku byly změřeny v dubnu – ve vzorcích z každého odběrového místa koncentrace byly pod mezí detekce. Nebylo to však poprvé – tak nízké hodnoty jsem obdržela ve vzorcích z druhého, čtvrtého a pátého odběrových míst v listopadu, lednu a únoru. Nejvyšší naměřená hodnota amoniakálního dusíku činí 0,84 mg/l. Byl to vzorek z třetího odběrového místa (Poblíž Olomouckých železáren UNEX) v prosinci (Obr. 22).

Je třeba zmínit, že ačkoliv byly odběry vody a sedimentů na všech zvolených lokalitách prováděny v souladu s ČSN 75 7051, naměřené hodnoty fyzikálně-chemických parametrů vody a koncentrací nutrientů ve vzorcích vody nejsou zařazeny do tříd jakosti vody dle ČSN 75 5221. Srovnání s limitními hodnotami není možné, protože u vybraných parametrů nelze vypočítat průměrné hodnoty pro jednotlivá odběrová místa, neboť monitoring neprobíhal celý rok, ale pouhých 7 měsíců.

Další grafy (Obr. 23 - Obr. 24) zobrazují obsahy těžkých kovů v analyzovaných vzorcích sedimentů na podzim a na jaře. Hodnoty jsou uváděné v mg/kg sušiny. Kadmium byl u všech vzorků pod mezí detekce (5 mg/kg sušiny), proto není znázorněn v tabulce a souvislém grafu. Naměřené obsahy železa jsou zobrazeny v samostatném grafu (Obr. 25).



Obr. 23. Graf obsahu těžkých kovů ve vzorcích sedimentů (mg/kg) na podzim



Obr. 24. Graf obsahu těžkých kovů ve vzorcích sedimentů (mg/kg) na jaře

Po analýzách v laboratoři bylo zjištěno, že obsahy těžkých kovů ve vzorcích sedimentů na jaře jsou celkově vyšší než na podzim (Obr. 23 a Obr. 24).

Tak nejnižší obsah mědi byla změřena u druhého odběrového místa (Lávka nad Řepčínským jezem) v říjnu, s hodnotou 15,4 mg/kg (Obr. 23), a nejvyšší naměřená hodnota činí 30,2 mg/kg. Byl to vzorek z pátého odběrového místa (Jižní hranice Bezručových sadů) v dubnu (Obr. 24).

Nejnižší obsah olova také byla naměřena v sedimentu z října – vzorek z třetího odběrového místa měl obsah těžkého kovu pod mezí detekce (>5 mg/kg). Překvapivě je že nejvyšší hodnota olova byla také naměřena v sedimentu z října. Vzorek z pátého odběrového místa (Jižní hranice Bezručových sadů) měl až 41,5 mg/kg olova (Obr. 23).

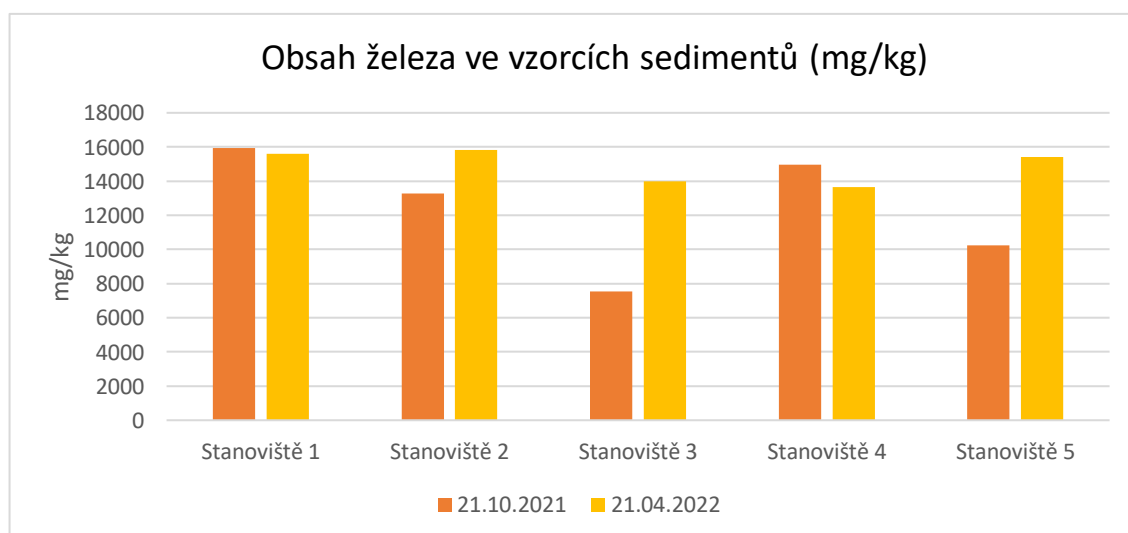
Stejně u niklu sediment z třetího odběrového místa (Jižní hranice Bezručových sadů) v říjnu představuje nejnižší koncentraci 17,4 mg/kg (Obr. 23). Nejvyšší hodnoty dosáhl v sedimentu z čtvrtého odběrového místa (Severo-východní hranice Bezručových sadů) v dubnu s obsahem 28,6 mg/kg (Obr. 24).

Nejnižší obsah zinku byla zaznamenána v sedimentu z třetího odběrového místa (Poblíž Olomouckých železáren UNEX) v říjnu, s hodnotou 59,6 mg/kg (Obr. 23). Nejvyšší hodnota zinku činí 160,1 mg/kg a byla naměřena současně ve dvou vzorcích sedimentu – ze druhého (Lávka nad Řepčínským jezem) a čtvrtého odběrového místa (Severo-východní hranice Bezručových sadů) v dubnu (Obr. 24).

Nejnižší obsah chromu, jako u olova a zinku, byla zaznamenána v sedimentu z třetího odběrového místa (Poblíž Olomouckých železáren UNEX) v říjnu. Stanoví 13,6 mg/kg (Obr. 23). Nejvyšší hodnota 66,2 mg/kg byla zaznamenána na čtvrtém odběrovém místě (Severo-východní hranice Bezručových sadů) v dubnu (Obr. 24).

Naměřené obsahy těžkých kovů v analyzovaných vzorcích sedimentů srovnávám s limitními hodnoty rizikových prvků v sedimentu podle přílohy č. 1 k vyhlášce č. 257/2009 Sb. (Tab. 14). Ze srovnávacích tabulek (Tab.15 - Tab.19) vidím, že hodnoty zjištěné během laboratorních analýz sedimentů jsou mnohem nižší než limitní (Tab. 14).

V příloze č. 1 k vyhlášce č. 257/2009 Sb. se nejedná o limitních hodnotách železa, jelikož Fe se může vyskytovat v půdě ve významném množství (až 62 000 mg/kg) (Manahan 2000).



Obr. 25. Graf obsahu železa ve vzorcích sedimentů (mg/kg)

Z grafu (Obr.25) lze vidět že nejnižší obsah železa 7 532,0 mg/kg byl naměřen na třetím odběrovém místě (Poblíž Olomouckých železáren UNEX) v říjnu. Nejvyšší hodnota

15 921,1 mg/kg byla zaznamenána na prvním odběrovém místě (Rozvětvení toku u jezu Chomoutov) v říjnu.

Při srovnání tří grafů (Obr. 23, Obr. 24 a Obr. 25) lze také zjistit, že nejčastěji obsahy kovů na třetím odběrovém místě jsou nižší než na ostatních, a to jak na podzim, tak na jaře.

6. Diskuze

Zdánlivě Mlýnský potok není významně ovlivněn lidskou činností, avšak lidské oko často nepozoruje procesy a změny, které se dějí pod vodní hladinou. Sedm měsíců jsem prováděla terénní a laboratorní měření za účelem zhodnocení změny chemismu vody ve vybraném úseku Mlýnského potoka. V diskuzi popisuju možné příčiny ovlivňující naměřené hodnoty fyzikálně-chemických parametrů vody a získané hodnoty laboratorních analýz.

Fyzikálně-chemické parametry vody

pH vody se během období monitoringu na jednotlivých zvolených stanovištích výrazně nelišilo – hodnoty se pohybovaly v rozmezí 6,73 – 7,91 (Obr. 17), což podle Hartmana a kol. (2005) jsou přijatelné hodnoty pro životní aktivity většiny sladkovodních živočichů. Pokles pH od října do prosince a následující zvýšení pH v jarních měsících vysvětlují souvislosti pH s teplotou vody. Značně kolísání teploty v denním a sezónním časovém rozmezí je vyvoláno odlišnými množství dopadajícího slunečního záření. Čím kratší byly noci a teplejší byl měsíc, tím vyšší byl vodíkový exponent (Berezina 2001). Tímto mohou být zdůvodněné celkové nejnižší hodnoty v prosinci a nejvyšší v březnu – v prosinci teplota vody byla nejnižší a v březnu nejvyšší (Tab.1).

pH nezáleží jen na teplotě, ale i na intenzitě fotosyntetické činnosti rostlin. Na jaře, kdy rychlost fotosyntézy ráno dosahuje vrcholu, koncentrace vodíkových iontů ve vodním prostředí klesá a pH vody se zvyšuje (Lellák et Kubíček 1991; Pitter 2009). V zimním období převládají procesy rozkladu organické hmoty za vzniku oxidu uhličitého a kyselých produktů, voda se okyseluje – pH se snižuje (Berezina 2001).

Množstvím pestré vegetace lze také vysvětlit nižší hodnoty pH na druhém odběrovém stanovišti v srovnání s ostatními – kromě března byly vždy výsledky měření u lávky nad Řepčínským jezem nejnižší (Obr. 17). Voda sem teče přes přírodní rezervaci Plané loučky, kde lidé nekontrolují pobřežní porosty. Do vody tak padá více suchých listů a větví stromů, kořenů a stonků bylin po úhynu než v úsecích toku tekoucích městskou částí. Zvýšení hodnoty pH v březnu mohlo ovlivnit tání sněhu. Jak bylo zmíněno při popisu lokality, na konci března se úroveň vodní hladiny zvýšila o 20 cm.

Celkové malé kolísání pH může také být způsobeno tím, že promíchání vrstev vody v tekoucím toku zpomaluje zahřívání.

Při hodnocení elektrolytické konduktivity byly nejnižší hodnoty stanoveny v dubnu a nejvyšší v říjnu. Jako u pH, lze měsíční změny konduktivity objasnit závislostí na teplotě vody.

Vzhledem k tomu, že reálná situace v přírodních vodách nezávisí na kolísání jednoho parametru, snížení a zvýšení konduktivity neopakuje zcela přesně změny teploty. Vždyť elektrická vodivost vody se zvyšuje zhruba úměrně koncentraci rozpuštěných iontů (Hartman et al. 2005.). Tak k postupnému snížení naměřených hodnot od října k únoru a mírnému vzestupu v březnu pravděpodobně přispěly nadbytečné živiny ve vodě. V grafech koncentrací fosforečnanů (Obr.20) a dusičnanového dusíku (Obr.21) je právě viděn pokles v zimních měsících. Elektrická vodivost také koresponduje s obsahy hydrogenuhličitanů, vápníku, hořčíku, draslíku, sodíku a křemičitanů (Chapman 1992), analýzu těchto látek u vzorků vody jsem neprováděla, proto jejich vliv vyloučit nemůžu. Mírné povýšení konduktivity v březnu mohl způsobit prudký vzestup množství fosforečnanů ve vodě, navíc byl březen nejteplejší měsíc (Tab.1). Přitom za stejných teplot v říjnu dosáhla konduktivita nejvyšších hodnot, ačkoli bylo ve vodě naměřeno nejméně dusičnanového dusíku za celé sledované období (Obr.21). Zvýšené množství srážek v dubnu mohlo snížit konduktivitu naředěním.

Nejvyšší hodnoty konduktivity byly každý měsíc naměřené na třetím odběrovém místě. Předpokládám, že ovlivnily získaná data řepčínský jez a příslušná malá vodní elektrárna, kvůli kterým dochází v nadjezí u třetí lokality ke zvýšené akumulaci sedimentů a organické hmoty. Právě rozklad biomasy přispívá ke zvýšení konduktivity (Lellák et Kubíček 1992).

Naopak nejnižší konduktivita byla z výjimkou března naměřená na čtvrtém odběrovém místě, které se nachází ve středu města. Nesousedí s zemědělskými pozemky, proto nedochází k významné kontaminaci živinami.

Naměřené hodnoty konduktivity tak vyhovují bezpečným hodnotám – kolísání bylo pod 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Boyd 2015).

U rozpuštěného kyslíku byly na všech zvolených odběrových místech nejnižší hodnoty stanoveny v říjnu a nejvyšší v lednu (Obr.19). Množství kyslíku ve vodě závisí na teplotě vody, pH, obsahu CO_2 a zejména na jeho spotřebě vodními organismy. Kvůli mikrobiálnímu rozkladu dochází ve vodě k odčerpání kyslíku v blízkosti dna, rostliny a živočichy respirací spotřebují kyslík v prosvětlené eufotické vrstvě. Zároveň s bohatou vegetací množství rozpuštěného kyslíku ve vodě díky fotosyntéze narůstá (Chapman 1992; Miranda et al. 2001; Rajwa-Kuligiewicz et al. 2015).

Jedním z antropogenních faktorů, jenž ovlivnil koncentraci rozpuštěného kyslíku lze považovat upravený tvar říčního koryta bez makrofyt, která by přispívala k zvýšení množství rozpuštěného kyslíku fotosyntézou. Naopak nejvyšší naměřené koncentrace na čtvrtém a pátém odběrovém místě, která se vyznačují zastíněnou polohou a bujnou pobřežní a vodní vegetací.

Obecně lze říct, že veškeré naměřené hodnoty koncentrace rozpuštěného kyslíku jsou dostatečně vysoké (od 6,3 - 16,6 mg/l), a proto neohrožují stabilitu vodního ekosystému.

Obsah živin

Prostřednictvím spektrofotometrických analýz jsem zjišťovala koncentrace živin ve vzorcích vody.

U fosforečnanů se nejčastěji hodnoty pohybovaly v rozmezí pod 1 mg/l – jen 11 vzorků z 40 mělo vyšší koncentrací (Obr. 20). Nejvyšší hodnoty fosforečnanů byly každý měsíc naměřené ve vzorcích z prvního odběrového místa. Důvodem hromadění fosforečnanů právě u jezů Chomoutov je tzv. jezová zdrž, ve které se výrazně snižuje rychlost proudu vody, dochází tam ke zvýšené akumulaci sedimentů, organické hmoty a vzniká prostředí blízké stojaté vodě (Pavelková Chmelová a Feajer 2013). Do vzorku z první lokality se mohl fosfor dostávat splachem hnojiv a půdních částic z rozsáhlých zemědělských pozemků situovaných podél potoka výš proti proudu v okolí obce Horka nad Moravou, případně z komunálních odpadních vod. Obdělávané plochy se však nachází mimo výzkumnou oblast a žádné odběry půdy navíc se neprováděly.

Ve vzorcích z prvního a druhého odběrového místa byly naměřeny zvýšené hodnoty fosforečnanů v listopadu a lednu. V březnu byl zaznamenán prudký vzestup – koncentrace na obou lokalitách byly až 10krát vyšší než v únoru (Obr. 20). Vzhledem k tomu, že hodnoty v ostatních vzorcích v daném odběrovém termínu byly přibližně stejné jak v únoru, příčinou extrémních čísel je s velkou pravděpodobností zemědělství. V březnu obvykle nastává začátek vysévání plodin a aplikace startovacích granulovaných hnojiv (Meier et al. 2019).

Po srovnání kolísání koncentrací fosforečnanů, dusičnanového a amoniakálního dusíku (Obr. 20, Obr. 21 a Obr. 22) jsem zjistila že se v březnu ve vodě zvýšilo pouze množství fosforečnanů, zatím se hodnoty ostatních nutrientů snížily. Proto lze předpokládat že při zpracování půdy používají zemědělci hlavně fosfátová hnojiva nebo jsou sloučeniny fosforu složkou použitých pesticidů. Kdyby koncentrace fosforečnanů ve vodě byly na první lokalitě stále vysoké (nad 1 mg/l) během celého období monitoringu, živiny by ohrožovaly vodní prostředí eutrofizací (Manahan 2000).

Nízké koncentrace fosforečnanů v dubnu vysvětlují táním sněhu. V březnu roztátý sníh vstřebal s půdy přidaná hnojiva a stekl zemským povrchem do potoka. Kvůli tomu že není koryto potoka před první lokalitou zpevněno, mohl roztátý sníh prosáknout do podzemní vody, která následně zapojila do vod Mlýnského potoka. V dubnu už nesněžilo, proto i k značnému splachu nedošlo.

Díky grafu (Obr. 20) lze také sledovat tendenci snižování obsahu fosforečnanu k druhé lokalitě. Pokles vysvětluju tím, že voda sem teče přes přírodní rezervaci Plané loučky. Pobřežní porosty spotřebovávaly nějaké množství fosforu svými kořeny (Madsen et Cedergreen 2002). Proto ve vzorcích vod z třetího, čtvrtého a pátého odběrových míst byly stanoveny nízké hodnoty fosforečnanů.

Při srovnání grafů koncentrací fosforečnanů a dusičnanového dusíku (Obr. 20 a Obr. 21) jsem si všimla, že ačkoliv byly jednotlivé hodnoty fosforečnanů značně vyšší než změřené hodnoty dusičnanů, poslední v průběhu 7 měsíců byly stabilnější a převážně větší. Celkem v průběhu období monitoringu se koncentrace dusičnanového dusíku pohybovaly kolem 2 mg/l. Značné odchylky byly výjimečné.

Tak nejvyšší koncentrace dusičnanového dusíku (4, 6 mg/l) byla stanovena v prosincovém vzorku z třetího odběrového místa, u kterého obvykle získané hodnoty zaujímaly třetí místo. Na páté lokalitě jsem změřila nejnižší celkovou koncentraci v říjnu, ale v únoru jsem stanovila ve vzorku vody z pátého odběrového místa nejvyšší výsledek mezi ostatními. Proto u dusičnanů nešlo jednoznačně prokázat lokalitu s nejvyššími a nejnižšími koncentracemi. V říjnu a březnu byly nejvyšší hodnoty naměřené u prvního odběrového místa, v listopadu a lednu – u druhého. V únoru stejně vysoké obsahy dusičnanového dusíku měly vzorky z druhého a pátého odběrových míst (Obr. 21). Všechny lokality se liší okolím, typem hospodaření na přiléhajících pozemcích a stupněm lidského zásahu. Proto hlavní příčinou měsíčních změn koncentrací nepovažuji činnost na povrchu, ale procesy pod vodní hladinou. Dusičnany ve vodním prostředí produkují nitrifikační bakterie při rozkladu organické hmoty (Lellák et Kubíček 1992; Van Drecht et al. 2001; Madsen et Cedergreen 2002).

Zlehka přispět k přibývání dusičnanů mohly pozemky přilehlé k toku, na kterých se prováděla zahradnická a zemědělská činnost. V období vegetačního klidu dochází k vyplavování dusičnanů z půdy (Meier et al. 2019). Při porovnávání chladných měsíců (prosinec a leden) s teplými měsíci (březen a duben) byly hodnoty ze zimního období vyšší (Obr. 21).

Zdrojem dusičnanů ve vodě je také amoniak. Amoniak je hlavní dusíkatý vylučovaný produkt vodních živočichů. Rovněž se do vodního prostředí uvolňuje rozkladem odumřelých organismů. Pak se oxiduje nitrifikačními bakteriemi, proto jsou jeho koncentrace ve vodě zanedbatelné. Tak nejvyšší naměřená hodnota amoniakálního dusíku je v podstatě nízkou. Kolísání koncentrací amoniak ve většině vodních útvaru ovlivňují pH a teplota (Lellák et Kubíček 1992; Sýkora et al. 2016). Ony mají tendenci se zvyšovat během dne a klesat na nižší hodnoty v noci, jsou vyšší v létě a nižší v zimě. Nemohou být hlavním důvodem velkých rozdílů hodnot mezi měsíci, jenom podporují zpomalují nebo zrychlují rozkladací procesy.

Díky detailnímu zkoumání získaných údajů o koncentracích fosforečnanů vím, že místní zemědělci přidávají do půdy fosforečná hnojiva. Navíc u amonného dusíku (N-NH_4^+) nedochází k vyplavení z půdy (Meier et al. 2019). Proto vylučuju variantu s vlivem zemědělství na výskyt amoniakálního dusíku.

Při analýzách v laboratoři byly změřené koncentrace amoniakálního dusíku pod mezí detekce (méně 0,01 mg/l) ve všech vzorcích v dubnu, v listopadu, lednu a únoru byly vzorky vody z druhého, čtvrtého a pátého odběrového místa (Obr. 22).

Celkem v průběhu období monitoringu hodnoty koncentrací amoniakálního dusíku kolísaly pod hodnotou 1 mg/l, což pro vodní ekosystémy jsou bezpečné hodnoty. Získané hodnoty dusičnanového dusíku jsou také v rámci povolených (do 11 mg/l) (Manahan 2000).

Obsahy vybraných těžkých kovů

Díky znázornění obsahů těžkých kovů v grafech (Obr. 23 a Obr. 24) neočekávaně vyšlo najevo že nejnižší hodnoty jsou naměřené poblíž Olomouckých železáren UNEX. Třetí odběrové místo se nachází blízko řepčinského jezu a příslušné malé vodní elektrárny, kde koryto vodního toku je upraveno kamenným dlážděním, které brání zvýšené sedimentaci. Kvůli tomu jemnozrný sediment je unášen dále po proudu. Přes očekávání vysokých výsledků při výběru lokality, ve vzorcích sedimentů jsem stanovila nízké koncentrace. Předpokládám, výsledky ovlivnil převládající kamenitý substrát dna – těžké kovy se akumulovaly na valouny a šterk místo potřebného k analýze jemnozrného sedimentu.

Nejvyšší koncentrace kovů se na odběrových lokalitách lišily. Tak nejvíc mědi a zinku obsahoval sediment z čtvrtého odběrového stanoviště, a to jak v říjnu, tak v dubnu (Obr. 23 a Obr. 24). Od třetí lokality Mlýnský potok překonává hustě zalidněný “urbanizovaný” úsek, proto se k severo-východní hranici Bezručových sadu s vodou dostaly prašné částice obsahující kovy. Jejich zdroji jsou pravděpodobně železniční a silniční doprava, průmysl, stavební činnost, domácnosti a jiné lidské aktivity. Zároveň městské podmínky omezují růst pobřežní vegetace, která by mohla tyto kovy spotřebovat (Odobasic 2012). Neodmítám i vliv mateční horniny na obsah zinku v sedimentu, protože z bakalářské práce Dočkalové (2017) jsem zjistila informaci o vysokém obsahu zinku v půdě v okolí olomouckých železáren. A z toho důvodu lze předpokládat vysoké hodnoty zinku také v půdě podél vymezeného pro monitoring úseku Mlýnského potoka. Potvrdit tento předpoklad je možné v samostatné vědecké práci v budoucnosti.

Obsah mědi v půdě je podle údajů Dočkalové minimální, proto výskyt mědi v říčním sedimentu je pravděpodobněji způsoben splachem ze zemědělských pozemků, kde byly používány přípravky na bázi mědi (Pitter 2009)

Druhým převládajícím těžkým kovem v sedimentech po zinku byl chrom. Největší obsah chromu v říjnu byl stanoven v sedimentu z prvního odběrového místa s hodnotou 65,3 mg/kg (Obr. 23) a v dubnu na čtvrtém odběrovém místě s hodnotou 66,2 mg/kg (Obr. 24). Do sedimentu z prvního odběrového místa mohl chrom dostat ze splaškových vod domácností nacházejících v obci Horka nad Moravou situované výš proti proudu mimo výzkumnou oblast. Nevylučují však historickou zatíženost lokalit chromem dřívější antropogenní činností. Na čtvrtém odběrovém místě můžeme jako u zinku a mědi zdůvodnit získané hodnoty chromu prašností způsobenou lidskou činností. Vysoké koncentrace chromu jsou toxické, pokud se chrom vyskytuje v oxidačním stupni VI (Pitter 2009). Pomocí atomové absorpční spektrometrie bohužel nelze stanovit v jakém přesně oxidačním stavu se analyzovaný chrom nachází. Oxidačními a redukčními procesy chromu ve vodách se detailně zabývali Richard a Bourg (1991).

Rozdíly obsahů niklu mezi sedimenty různých lokalit nejsou významné (Obr. 23 a Obr. 24). Nejvyšší hodnota v říjnu byla po analýze stanovena na prvním odběrovém místě (27,9 mg/kg) a v dubnu na čtvrtém (28,6 mg/kg). Kontaminace životního prostředí niklem se děje v důsledku kouření, spalování fosilních paliv a topných olejů ve stavebnictví a průmyslu, kde se nikl používá k výrobě nerezové oceli, slitin niklu, mincí a přístrojů (Couture et al. 2011). Účinky niklu nejsou příliš toxické, patří však podle IARC (2012) mezi potenciální karcinogeny a alergen.

V obsazích olova byly zjištěny značné výkyvy v říjnu – výsledky se pohybovaly od hodnot pod mezí detekce přístroje, tj. <5,0 mg/kg až po hodnoty 41,5 mg/kg sušiny (Obr. 23). Nejvyšší hodnota olova byla registrována v sedimentu z října na pátém odběrovém místě. Lze to vysvětlit možnou historickou zátěží (vojenská pevnost s muničním skladem, olověné plechy na střeších nebo olověné potrubí). Na zvyšování obsahu prvku v dubnu na prvním a druhém odběrovém místě (Obr. 24) má velký podíl zemědělství. Olovo se patrně dostalo do půdy používáním průmyslových hnojiv a pesticidů (Cibulka et al. 1991).

Nakonec díky tabulce s limitními hodnoty (Tab.14) můžu tvrdit, že těžké kovy v povodí Mlýnského potoka neohrožují kvalitu vody, protože jsou pod hranicí znečištění.

Extrémně vysoké koncentrace v sedimentu vidím u železa (Obr.25). Jeho hodnoty se pohybovaly v tisících miligramů na kilogram na všech lokalitách, a to jak na podzim, tak na jaře. Hlavním důvodem nadměrných hodnot železa je možný vysoký obsah tohoto kovu v geologickém podloží. Žádné odběry půdy se u této práci neprováděly, ale z bakalářské práce Dočkalové (2017) vím o vysokém obsahu železa v půdě v okolí olomouckých železáren.

Podíl obsah železa v sedimentu a rozpuštěného ve vodě také ovlivňují pH, teplota vody, světlo, rychlost proudu, koncentrace rozpuštěného kyslíku, obsahy dalších kovů ve vodním

prostředí, množství minerální a organické hmoty ve vodě, složení dnových sedimentů (Noubactep 2010).

Kvůli značnému rozšíření železa v zemské kůře jsou limitní hodnoty tohoto kovu dost vysoké, až 62 000 mg/kg (Manahan 2000). Změřené koncentrace jsou proto pro vodní ekosystém bezpečné.

Při zpracování výsledků bylo zjištěno, že obsahy těžkých kovů ve vzorcích sedimentů na jaře jsou celkově vyšší než na podzim. Vyšší hodnoty v dubnu lze vysvětlit topnou sezónou v zimě, během které spalování fosilních paliv je intenzivnějším, a proto do ovzduší, tudíž i do vody, se uvolňuje vyšší množství částic.

Do budoucna by bylo vhodné pro celistvost analýzy provést dlouhodobý výzkum délkou minimálně 12 měsíců. Aby obohatit údaje pro přesnější výsledky provedla bych odběry vzorků vody podél celé délky Mlýnského potoka: od počátku u Řimice do soutoku s Moravou. Objasnit získaná data by také pomohlo srovnání s referenčním tokem – Moravou, jejíž ramenem je Mlýnský potok. Jak bylo zmíněno v diskuzi při popisu obsahu železa, zdůvodnit výskyt těžkých kovů ve vodě a sedimentu by mohly pomoci odběry vzorků půdy v okolí odběrových míst.

V návaznosti na můj výzkum by bylo vhodné do budoucna pro komplexní posouzení míry zátěže vodního prostředí kombinovat chemický monitoring s biomonitoringem. V poslední době velice využívaným biokumulátorem pro biomonitoring v tekoucích vodách je mech pramenička obecná (*Fontinalis antipyretica* Hedw.) (Díaz et al. 2012).

Důvěryhodnými zdroji informací pro komplexní výzkum mohou sloužit materiály ČHMÚ udávající měsíční a celoroční srážkové úhrny.

Vzhledem k časové náročnosti a potřebě vlastního dopravního prostředku k překonávání velkých vzdáleností nebylo možné realizovat všechny zmíněné způsoby sběru dat a vzorků. Jinak bych k jejich zpracování v samostatné práci potřebovala partnera k spolupráci.

7. Závěr

Předložená bakalářská práce hodnotí změny chemismu vody ve vybraném úseku Mlýnského potoka na základě monitorování základních fyzikálně-chemických charakteristik vody, měsíčních laboratorních analýz vzorků vody na obsah nutrientů a sezonně také těžkých kovů (Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, Fe). Kvůli tomu, že jsem neměla pro srovnání žádné výsledky předchozích chemických analýz vody vybraného toku, jsem při posouzení antropogenního vlivu spoléhala pouze na vlastní získaná data.

Dospěla jsem k závěru, že nejvíc změny chemismu vody ovlivňují antropogenní zásahy spojené s úpravami břehové linie a stavbou jezů. Zemědělství způsobuje nárůst fosforečnanů ve vodě splachem hnojiv a jiných chemických látek. Vliv hutnického průmyslu na obsahy těžkých kovů a zejména železa je nejistý, protože výskyt sledovaných prvků ve vodě může zapříčinit jejich přítomnost v geologickém podloží.

Přesto žádný z vybraných měřených parametrů nepřekračuje stanovené limitní hodnoty. Proto neexistuje nebezpečí pro floru a faunu v Mlýnském potoku, voda nebude mít negativní vliv na zdraví lidí kontaktujících se s ní. Neohrožuje kvalita vody lidskou aktivitu v městských parcích, rekreačních areálech a okolí.

Ke zlepšení přesnosti výsledků by bylo vhodné se zaměřit na dlouhodobé sledování těžkých kovů podél celého Mlýnského potoka nebo provést odběry vzorků půdy v okolí odběrových míst.

V návaznosti na můj výzkum by bylo vhodné do budoucna realizovat kombinaci chemického monitoringu a biomonitoringu.

Použitá literatura

- Abbaspour N., et al. 2014. Review on iron and its importance for human health. *Journal of Research in Medical Sciences*. 19(2):164-174.
- Adámek Z., et al. 2010. *Aplikovaná hydrobiologie*. 2., rozš. upr. vyd. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod.
- Ančár V., Novák I. 1998. *Kilometráž českých a moravských řek: vodácký průvodce*. Zlín: SHOCart.
- Baletka T., et al. 2009. *Dějiny Olomouce*. 1. svazek. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci.
- Benavides M. P., et al. 2005. Cadmium toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*. 17(1), 21-34.
- Berezina N.A. 2001. Influence of Ambient pH on Freshwater Invertebrates under Experimental Conditions. *Russian Journal of Ecology* 32, 343–351.
- Black M., King J. 2009. *The atlas of water: mapping the world's most critical resource*. 2nd ed. Berkeley, Calif.: University of California Press.
- Blažek V., et al. 2006. *Voda v České republice*. Praha: Pro Ministerstvo zemědělství vydal Consult.
- Boyd C. E. 2015. *Water Quality*. Cham: Springer International Publishing.
- Brumett R. E., Beveridge M. C. 2015. Aquaculture. In: CRAIG, John F., ed. *Freshwater Fisheries Ecology*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, 580–593.
- Casas J. S., et al. 2006. *Lead: Chemistry, Analytical Aspects, Environmental Impact and Health Effects*. Amsterdam: Elsevier.
- Cibulka J. et al. 1991. *Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře*. Praha: Academia.
- Cílek V., et al. 2017. *Voda a krajina: kniha o životě s vodou a návratu k přirozené krajině*. Ilustroval Marie Kohoutová. Praha: Dokořán.
- Couture P., et al. 2011. Homeostasis and Toxicology of Essential Metals. *Fish Physiology*. Volume 31, Part A, Elsevier.

ČSN 75 7051 (EN ISO 25667) Jakost vod. Odběr vzorků.

Díaz S, Villares R, Carballeira A. 2012. Uptake Kinetics of As, Hg, Sb, and Se in the Aquatic Moss *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Water Air Soil Pollut.* 223: 3409–3423

Dočkalová K. 2017. Vliv olomoucké železářny na depozice těžkých kovů [bakalářská práce]. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci.

Duda-Chodak A., Blaszczyk U. 2008. The impact of nickel on human health. *Journal of Elementology*, 13(4), 685–693.

Genchi G., et al. 2020. The Effects of Cadmium Toxicity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. Bari, Italy: MDPI, 17(11), 3782.

Hanel L., Lusk S. 2005. Ryby a mihule České republiky: rozšíření a ochrana. Ilustroval Lenka Vybíralová. Vlašim: Český svaz ochránců přírody Vlašim.

Hartman P. et al. 2005. *Hydrobiologie*. 3., přeprac. vyd. Praha: Informatorium.

Hong Y., et al. 2020. Progress in the Research of the Toxicity Effect Mechanisms of Heavy Metals on Freshwater Organisms and Their Water Quality Criteria in China. *Journal of Chemistry*. China: Hindawi, 2020, 1–12.

Horáková M., et al. 2003. *Analytika vody*. Vyd. 2., opr. a rozš. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická.

Chapman D. 1992. *Water Quality Assessments*. Abingdon, UK: Taylor & Francis.

IARC. 2012. *Monographs on the evaluation of carcinogenic risk to human*. 100C. Lyon: International Agency for Research on Cancer;

Kimbrough D.E., et al. 1999. *A Critical Assessment of Chromium in the Environment*. California: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1), 1–46.

Lellák J., Kubíček F. 1992. *Hydrobiologie*. 1. vyd. Praha: Karolinum.

Madsen T.V., Cedergreen N. 2002. Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream. *Freshwater Biology*, 47(2), 283–291.

Machar I., Drobilová L. 2012. *Ochrana přírody a krajiny v České republice: vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení*. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci.

- Manahan S. E. 2000. Environmental Chemistry. 7. Boca Raton: LEWIS PUBLISHERS.
- Massaro E.J., et al. (Ed.). 1997. Handbook of Human Toxicology (1st ed.). CRC Press.
- Meier M., et al. (Ed). 2019. Assessing the environmental impact of agriculture. Cambridge: Burleigh Dodds Science.
- Miranda L. E., et al. 2001. Predicting and managing risk of unstable dissolved oxygen in a eutrophic lake. *Hydrobiology*, 457: 177–185.
- Mizuno S., et al. 2004. Elimination of adhesiveness in the eggs of shishamo smelt *Spirinchus lanceolatus* using kaolin treatment to achieve high hatching rate in an environment with a high iron concentration. *Aquaculture*, 242, 713–726.
- Moldan B. 2015. Podmaněná planeta. Druhé, rozšířené a upravené vydání. V Praze: Univerzita Karlova, nakladatelství Karolinum. 511 s.
- Noubactep C. 2010. The fundamental mechanism of aqueous contaminant removal by metallic iron: review. *Water SA*. 36(5), 663–670.
- Odobasic A. 2012. Determination and Speciation of Trace Heavy Metals in Natural Water by DPASV. In: *Water Quality Monitoring and Assessment*. Rijeka: InTech, 429–456.
- Olmeza G. M., et al. 2016. The environmental impacts of iron and steel industry: a life cycle assessment study. *Journal of Cleaner Production*. Elsevier, 130, 195–201.
- Ouředníček M., et al. 2020. Vymezení území pro Integrované teritoriální investice (ITI) v ČR. První verze. Praha.
- Pavelková Chmelová R., Feajer J. 2013. *Základy fyzické geografie 1: hydrologie*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. Studijní opory.
- Petrin Z. et al. 2007. Does freshwater macroinvertebrate diversity along a pH-gradient reflect adaptation to low pH? *Freshwater Biology*. 52(11), 2172–2183.
- Phillips D.J.H., Rainbow P.S. 1994. *Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants*. London: Chapman & Hall.
- Pithart D., et al. 2012. *Význam retence vody v říčních nivách*. České Budějovice: Daphne ČR – Institut aplikované ekologie.
- Pitter P. 2009. *Hydrochemie*. Praha: VŠCHT.

Rahman, Z., Singh, V.P. 2019. The relative impact of toxic heavy metals (THMs) (arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total environment: an overview. *Environ Monit Assess* 191.

Rajwa-Kuligiewicz A. et al. 2015. Dissolved oxygen and water temperature dynamics in lowland rivers over various timescales. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*. 63(4), 353–363.

Reynolds C. S., Davies P. S. 2001. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 76(1), 27-64

Richard F. C., Bourg A. C. M. 1991. Aqueous geochemistry of chromium: A review. *Water Research*, 25(7), 807–816.

Royal Society of Chemistry. 2015. *Heavy Metals in Water: Presence, Removal and Safety*. Edited by Sanjay K. Sharma, Cambridge, UK,

Sýkora V., et al. 2016. *Hydrochemie pro studenty bakalářského studia*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze.

Štěrba O. 2008. *Říční krajina a její ekosystémy*. V Olomouci: Univerzita Palackého. 391 s.

Tchounwou, P.B., et al. 2012. Heavy Metal Toxicity and the Environment. In: Luch, A. (eds) *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*. *Experientia Supplementum*, vol 101. Springer, Basel.

UNEX: o společnosti [online]. (C2016–2017). Uničov: UNEX. Dostupné z: <http://www.unex.cz/cs>

Van Drecht G. et al. 2001. Global Pollution of Surface Waters from Point and Nonpoint Sources of Nitrogen. *The Scientific World Journal*. Vol. 1. 632-641.

Voželínek V. 2002. *Národní parky a chráněné krajinné oblasti České republiky*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci.

Vysoudil M. 2012. *Podnebí Olomouce: Climate of Olomouc*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. 211 s. Monografie.

Wallace W.G., et al. 2003. Subcellular compartmentalization of Cd and Zn in two bivalves. I. Significance of metal-sensitive fractions (MSF) and biologically detoxified metal (BDM). *Marine Ecology Progress Series*. 249, 183–197.

WHO. 2017. *Guidelines for Drinking-water Quality Fourth Edition incorporating the First Addendum*. Geneva: WHO.

Přílohy

Tab. 1: Teplota vody (°C)

odběrové místo/č.	říjen	listopad	prosinec	leden	únor	březen	duben
1	10,7	3,2	2,5	5,8	6,5	12,7	9,7
2	11,3	2,5	1,8	5,6	6,6	13,8	9,5
3	12,0	2,7	2,3	6,0	7,2	13,6	9,8
4	11,9	3,0	2,6	5,4	7,0	12,4	9,1
5	12,4	2,6	2,1	4,1	6,5	12,1	8,9

Tab. 2: pH

odběrové místo/č.	říjen	listopad	prosinec	leden	únor	březen	duben
1	7,37	7,02	6,78	7,37	7,16	7,35	7,67
2	7,12	7,02	6,73	7,34	6,84	7,75	7,62
3	7,74	7,06	6,85	7,45	7,02	7,91	7,80
4	7,38	7,22	7,05	7,26	7,11	7,64	7,56
5	7,61	7,15	6,94	7,21	7,06	7,58	7,54

Tab. 3: Konduktivita (µS/cm)

odběrové místo/č.	říjen	listopad	prosinec	leden	únor	březen	duben
1	449	405	367	321	276	283	238
2	453	393	355	314	262	288	236
3	457	416	394	389	304	313	250
4	429	374	334	281	255	292	218
5	456	391	361	308	264	304	232

Tab. 4: Obsah rozpuštěného kyslíku (mg/l)

odběrové místo/č.	říjen	listopad	prosinec	leden	únor	březen	duben
1	9,6	11,3	12,8	15,6	11,1	11,0	10,5
2	9,7	11,0	12,3	15,8	10,7	9,9	10,6
3	6,3	8,0	11,5	14,3	10,0	10,1	9,3
4	9,8	10,7	13,0	16,1	11,5	11,7	11,2
5	9,5	11,5	13,3	16,6	11,2	11,4	10,9

Tab. 5: Koncentrace fosforečnanů (mg/l)

odběrové místo/č.	říjen	listopad	prosinec	leden	únor	březen	duben
1	3,3	7,9	0,31	6,8	2,11	22,7	0,25
2	2,22	4,7	0,27	4,6	0,29	12,49	0,18
3	0,14	1,7	0,36	0,14	0,22	0,27	0,14
4	1,22	3,4	0,18	0,15	0,41	0,28	0,16
5	0,87	3,3	0,34	0,16	0,25	0,15	0,13

Tab. 6: Koncentrace dusičnanového dusíku (mg/l)

odběrové místo/č.	říjen	listopad	prosinec	leden	únor	březen	duben
1	2,1	3,2	2,6	3,2	2,5	2,8	1,6
2	1,8	3,6	3,7	4,1	3,1	2,7	1,9
3	2,0	2,9	4,6	3,0	2,6	2,6	2,4
4	1,5	3,1	2,9	3,5	2,7	2,8	2,2
5	1,3	2,6	2,6	3,2	3,1	2,2	2,1

Tab. 7: Koncentrace amoniakálního dusíku (mg/l)

odběrové místo/č.	říjen	listopad	prosinec	leden	únor	březen	duben
1	0,42	0,12	0,20	0,25	0,67	0,38	-
2	0,22	-	0,06	-	-	0,32	-
3	0,24	0,11	0,84	0,37	0,21	0,29	-
4	0,20	-	0,53	-	-	0,33	-
5	0,23	-	0,40	-	-	0,32	-

Tab. 8: Obsah chromu ve vzorcích sedimentů (mg/kg)

odběrové místo/č.	21.10. 2021 (mg/kg)	21.04.2022 (mg/kg)
1	65,3	57,5
2	39,5	38,8
3	13,6	39,1
4	50,9	66,2
5	21,7	63,9

Tab. 9: Obsah mědi ve vzorcích sedimentů (mg/kg)

odběrové místo/č.	21.10. 2021 (mg/kg)	21.04.2022 (mg/kg)
1	23,3	28,7
2	15,4	16,1
3	16,8	17,5
4	24,3	29,8
5	15,7	30,2

Tab. 10: Obsah niklu ve vzorcích sedimentů (mg/kg)

odběrové místo/č.	21.10. 2021 (mg/kg)	21.04.2022 (mg/kg)
1	27,9	24,9
2	18,6	19,0
3	17,4	18,3
4	26,7	28,6
5	23,8	28,0

Tab. 11: Obsah olova ve vzorcích sedimentů (mg/kg)

odběrové místo/č.	21.10. 2021 (mg/kg)	21.04.2022 (mg/kg)
1	14,7	23,3
2	9,3	28,9
3	>5,0	12,7
4	16,5	10,1
5	41,5	18,7

Tab. 12: Obsah zinku ve vzorcích sedimentů (mg/kg)

odběrové místo/č.	21.10. 2021 (mg/kg)	21.04.2022 (mg/kg)
1	129,4	153,9
2	89,5	160,1
3	59,6	120,3
4	155,1	160,1
5	105,3	153,9

Tab. 13: Obsah železa ve vzorcích sedimentů (mg/kg)

odběrové místo/č.	21.10. 2021 (mg/kg)	21.04.2022 (mg/kg)
1	15921,1	15610,3
2	13262,4	15833,9
3	7532,0	13984,4
4	14975,5	13666,1
5	10222,9	15411,3

Tab. 14: Limitní hodnoty rizikových prvků v sedimentu v mg/kg sušiny podle přílohy č. 1 k vyhlášce č. 257/2009 Sb.

Pořad. číslo	Ukazatel	Limitní hodnoty (mg/kg)
1	Cd	1
2	Cr	200
3	Cu	100
4	Ni	80
5	Pb	100
6	Zn	300