

Univerzita Palackého v Olomouci  
Přírodovědecká fakulta  
Katedra ekologie a životního prostředí



**Srovnání antropogenního znečištění  
přirozeného koryta Moravy s umělým tokem  
Bažova kanálu**

Veronika Filípková

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



Filípková V. 2022. Srovnání antropogenního znečištění přirozeného koryta Moravy s umělým tokem Baťova kanálu [bakalářská práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 77 s. 37 příloh. Česky.

## Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá srovnáním antropogenního znečištění v přirozeném korytě řeky Moravy se znečištěním v regulovaném toku Baťova kanálu na třech vybraných lokalitách sledovaných po dobu 13 měsíců a porovnáním míry kontaminace dnových sedimentů těžkými kovy v podzimní a jarní sezóně. Charakterizována je zejména problematika znečišťování povrchových vod vybranými ukazateli z hlediska živin s dopadem na životní prostředí. Vodní tok a těžké kovy v sedimentech jsou na jednotlivých lokalitách ovlivňovány různými zdroji antropogenního znečištění (lodní doprava, zemědělství, průmysl atd.). Nejvyšší koncentrace ukazatelů jakosti povrchových vod dle normy ČSN 75 7221 byly naměřeny na lokalitě č. 3 (přirozený tok Moravy před zaústěním Březnice) a nejproblematičtějším ukazatelem byl dusitanový dusík ( $\text{N-NO}_2^-$ ) a amoniakální dusík ( $\text{N-NH}_4^+$ ). Obecně se ve výsledku ukázalo, že největší znečištění vody nemusí být v regulovaném toku, na lokalitách s větším počtem lidí atd., ale může se jednat o jiné ovlivňující faktory z hlediska antropogenní činnosti. Jednotlivé sledované lokality se na základě koncentrací vybraných ukazatelů jakosti povrchových vod mezi sebou významně lišily. Ukázalo se, že u většiny parametrů došlo spíše k mírnému zhoršení stavu, naměřené hodnoty nebyly výrazně extrémní. V závěrečné části práce je uvedeno podrobnější vyhodnocení získaných dat, srovnání míry znečišťování s rokem 2019–2020 a navržení opatření k získání lepšího stavu kvality vod ke snížení zátěže znečišťujícími látkami. Největší ovlivnění kvality sedimentu těžkými kovy vykazovaly lokality č. 2 (umělý tok Baťova kanálu) a č. 3 (Morava před zaústěním Březnice). Na základě limitních hodnot Normy environmentální kvality (NEK) a dalších limitních hodnot pro sedimenty na půdě, bylo provedeno orientační porovnání s naměřenými hodnotami kovů a stanovení míry korelace mezi jednotlivými kovy na vybraných lokalitách. Nejtěsnější korelace byla prokázána u Ni a Pb, Cu a Pb, Ni a Cu. Při testování statistické významnosti těžkých kovů nakonec nebyl mezi těmito kovy prokázán významný rozdíl.

**Klíčová slova:** antropogenní činnost, dusík, fosfor, jakost vod, sedimenty, těžké kovy, znečišťování vod

Filípková, V.: Comparison of anthropogenic pollution of the natural trough of Morava with the artificial flow of the Baťa Canal [bachelor's thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc. 77 pp. 37 Appendices. Czech.

## Abstract

This bachelor thesis deals with the comparison of anthropogenic pollution in the natural of the Morava River basin with pollution in the regulated flow of the Baťa Canal at three selected locations monitored for 13 months and the comparison of the degree of contamination of bottom sediments with heavy metals in the autumn and spring seasons. In particular, the issue of surface water pollution is characterized by selected indicators from the point of view of life with an impact on the environment. Watercourse and heavy metals in sediments are influenced by various sources of anthropogenic pollution (shipping, agriculture, industry, etc.) at individual locations. The highest concentrations of surface water quality indicators according to standard ČSN 75 7221 were measured at location No. 3 (the natural course of the Morava River before the mouth of the Březnice river), and the most problematic indicators were nitrite nitrogen ( $\text{N-NO}_2^-$ ) and ammoniacal nitrogen ( $\text{N-NH}_4^+$ ). In general, the result showed that the greatest water pollution may not be in the regulated stream, in locations with a larger number of people, etc., but there may be other influencing factors from the point of view of anthropogenic activity. Individual monitored locations differed significantly from other based on the concentrations of selected surface water quality indicators. I turned out that for most parameters there was rather a slight deterioration, the measured values were not significantly extreme. In the final part of the bachelor thesis, a more detailed evaluation of the obtained data is given, a comparison of the pollution rate with year 2019 – 2020 and proposed measures to obtain a better state of water quality in order to reduce the load of pollutants. Sits No. 2 (artificial watercourse of the Baťa Canal) and No. 3 (Morava River before the mouth of the Březnice river) showed the greatest impact on sediment quality by heavy metals. Based on the limit values of the Environmental Quality Standard (NEK) and other limit values for sediment applicable to the soil, an indicative comparison with the measured values of metals and determination of the degree of correlation was shown for Ni and Pb, Cu, and Pb, Ni and Cu. When testing the statistical significance of heavy metals, no significant difference between these metals was finally demonstrated.

**Key words:** anthropogenic activity, heavy metals, nitrogen, phosphorus, sediments, water pollution, water quality

## **Prohlášení**

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

V Olomouci dne 29. července 2022

.....

podpis

## Obsah

Seznam zkratk .....	vii
Seznam obrázků .....	ix
Seznam grafů.....	x
Seznam příloh.....	xi
Poděkování.....	xiii
1 Úvod.....	14
2 Cíle práce .....	2
3 Složení vod.....	3
4 Klasifikace kvality povrchových vod.....	6
4.1 Vybrané ukazatele jakosti povrchových vod .....	9
5 Znečišťování povrchových vod.....	14
5.1 Zdroje znečišťování povrchových vod.....	15
6 Materiál a metody .....	19
6.1 Popis lokalit v zájmovém území .....	19
6.2 Princip odběrů vzorků vod v terénu, zpracování a použitý materiál.....	22
6.3 Princip odběru sedimentů v terénu, zpracování a použitý materiál .....	24
7 Výsledky .....	25
7.1 Koncentrace vybraných ukazatelů jakosti povrchových vod.....	25
7.2 Koncentrace těžkých kovů v sedimentech .....	31
7.2.1 Korelace těžkých kovů v sedimentech.....	35
8 Diskuse.....	37
9 Závěr .....	50
10 Literatura.....	52
11 Přílohy.....	62

## Seznam zkratek

AAS	atomová absorpční spektrometrie
ČOV	čistírna odpadních vod
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČSN	česká technická norma
EOM	extracelulární organické látky
HCl	kyselina chlorovodíková
HNO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	kyselina dusičná
IOM	intracelulární organické látky
KNO <sub>3</sub>	dusičnan draselný
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
N <sub>anorg</sub>	celkový anorganický dusík
NEK	normy environmentální kvality
NH <sub>3</sub>	amoniak
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	amonný iont
NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	dusičnan amoný
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	amoniakální dusík
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	dusitanový dusík
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	dusitany
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	dusičnany
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	dusičnanový dusík
NV	nařízení vlády
P <sub>anorg</sub>	anorganický fosfor

$P_{\text{celk}}$	celkový fosfor
$P_{\text{org}}$	organický fosfor
$P\text{-PO}_4^{3-}$	fosforečnanový fosfor
PP	fosfor v partikulované formě
TDP	fosfor v rozpuštěné formě
TP	celkový fosfor



## Seznam obrázků

<b>Obr. 1</b> Zranitelné oblasti vymezující koncentrace dusičnanů v povrchových vodách v ČR	8
<b>Obr. 2</b> Odběrové lokality č. 1 (vlevo), č. 2 (uprostřed), č. 3 (vpravo) .....	20
<b>Obr. 3</b> Odběrové lokality.....	21

## Seznam grafů

<b>Graf 1</b> Koncentrace fosforečnanů ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) .....	26
<b>Graf 2</b> Koncentrace amoniakálního dusíku ( $\text{N-NH}_4^+$ ) .....	27
<b>Graf 3</b> Koncentrace dusičnanového dusíku ( $\text{N-NO}_3^-$ ).....	28
<b>Graf 4</b> Koncentrace dusitanového dusíku ( $\text{N-NO}_2^-$ ) .....	29
<b>Graf 5</b> Celkový anorganický dusík ( $\text{N}_{\text{anorg}}$ ).....	30
<b>Graf 6</b> Korelace (těsnost) mezi Ni a Pb v podzimní a jarní sezóně .....	36
<b>Graf 7</b> Korelace (těsnost) mezi Cu a Pb v podzimní a jarní sezóně.....	36
<b>Graf 8</b> Korelace (těsnost) mezi Ni a Cu v podzimní a jarní sezóně.....	36

## Seznam příloh

<b>Příloha 1</b> Měřicí boxy ke stanovení $\text{PO}_4^{3-}$ a $\text{NH}_4^+$ a kompletní sada (box + plastové epruvety) .....	62
<b>Příloha 2</b> Sada Seahem ke stanovení dusitanů a dusičnanů .....	62
<b>Příloha 3</b> Ukázka stanovení koncentrací ve vzorcích vody v terénu .....	63
<b>Příloha 4</b> Plastový odběrák pro odběr vody .....	63
<b>Příloha 5</b> Shrabovací odběrák pro odběr sedimentů .....	63
<b>Příloha 6</b> Ukázka odběru sedimentů v terénu .....	64
<b>Příloha 7</b> Ukázka odebraných vzorků sedimentů ze tří odběrových lokalit .....	64
<b>Příloha 8</b> Lokalizace betonárny Dobet, spol. s r. o., jatek a firmy FYTO, spol. s r. o. na odběrové lokalitě č. 3 .....	65
<b>Příloha 9</b> Koncentrace fosforečnanů ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) .....	65
<b>Příloha 10</b> Koncentrace amoniakálního dusíku ( $\text{N-NH}_4^+$ ) .....	66
<b>Příloha 11</b> Koncentrace dusičnanového dusíku ( $\text{N-NO}_3^-$ ) .....	66
<b>Příloha 12</b> Koncentrace dusitanového dusíku ( $\text{N-NO}_2^-$ ) .....	66
<b>Příloha 13</b> Koncentrace anorganického dusíku ( $\text{N}_{\text{anorg}}$ ) .....	67
<b>Příloha 14</b> Mezní hodnoty tříd jakosti pro vybrané ukazatele dle ČSN 75 7221 .....	67
<b>Příloha 15</b> Průměrné roční charakteristické hodnoty vybraných ukazatelů jakosti povrchových vod .....	67
<b>Příloha 16</b> Mezní hodnoty pro vybrané ukazatele jakosti povrchových vod dle NV č. 401/2015 Sb. ....	67
<b>Příloha 17</b> Limitní hodnoty půdních sedimentů dle vyhlášky č. 257/2009 Sb. o používání sedimentů na zemědělské půdě dle zákona Ministerstva zemědělství a Ministerstva životního prostředí č. 156/1998 Sb. ....	68
<b>Příloha 18</b> TEC (Treshold Effect Concentration) – prahové efektivní koncentrace kontaminace sedimentu (MaDonald et al. 2000) .....	68
<b>Příloha 19</b> PEC (Probable Effect Concentration) – pravděpodobné efektivní koncentrace (McDonald et al. 2000) .....	68
<b>Příloha 20</b> Limitní hodnoty těžkých kovů v sedimentech podle metodického pokynu MŽP z roku 1996 (Masner 2009) .....	69
<b>Příloha 21</b> Koncentrace těžkých kovů v podzimní sezóně 2021 a jarní sezóně 2022 .....	69

<b>Příloha 22</b> Koncentrace iontů.....	70
<b>Příloha 23</b> Průměrné denní teploty v profilu Morava nad Olšavou (Povodí Moravy) .....	71
<b>Příloha 24</b> Průměrné denní teploty v profilu Morava – Otrokovice (Povodí Moravy) .....	72
<b>Příloha 25</b> Průměrné měsíční teploty Moravy v roce 2021–2022 v LG Spytihněv (ČHMÚ) .....	73
<b>Příloha 26</b> Koncentrace niklu v podzimní sezóně 2021.....	73
<b>Příloha 27</b> Koncentrace niklu v jarní sezóně 2022 .....	73
<b>Příloha 28</b> Koncentrace zinku v podzimní sezóně 2021 .....	73
<b>Příloha 29</b> Koncentrace zinku v jarní sezóně 2022.....	73
<b>Příloha 30</b> Koncentrace kadmia v podzimní sezóně 2021 .....	73
<b>Příloha 31</b> Koncentrace kadmia v jarní sezóně 2022.....	73
<b>Příloha 32</b> Koncentrace mědi v podzimní sezóně 2021 .....	73
<b>Příloha 33</b> Koncentrace mědi v jarní sezóně 2022.....	73
<b>Příloha 34</b> Koncentrace olova v podzimní sezóně 2021 .....	73
<b>Příloha 35</b> Koncentrace olova v jarní sezóně 2022.....	73
<b>Příloha 36</b> Koncentrace chromu v podzimní sezóně 2021.....	73
<b>Příloha 37</b> koncentrace chromu v jarní sezóně 2022 .....	73

## **Poděkování**

Chtěla bych poděkovat především svému vedoucímu práce panu RNDr. Petru Hekerovi, Ph.D. za odborné vedení, vstřícnost a cenné rady při vypracování této bakalářské práce. Rovněž patří velké díky za poskytnutí informací ohledně teplotních stavů na řece Moravě paní Mgr. Lence Procházkové z útvaru vodohospodářského plánování Povodí Moravy, Mgr. Stanislavu Lejskovi z oddělení hydrologie ČHMÚ Brno, Ing. Michalu Nezvalovi za užitečné informace ohledně provozu na Baťově kanále a také rodině za podporu a trpělivost.

V Olomouci, 29. července 2022

# 1 Úvod

Voda je se vzduchem základní nezbytnou podmínkou života na Zemi. Bez vody by na Zemi neexistoval život. Voda může na zemském povrchu plnit spoustu funkcí souvisejících s různými procesy a pochody, např. s klimatem, průmyslem a zemědělstvím, kde se využívá při rostlinné a živočišné výrobě, ale velmi užitečná je také např. v dopravě, rekreaci a sportu (Girard 2005; Koutková 2020).

Vodu v přírodě dělíme na atmosférickou, podzemní a povrchovou. Atmosférickou vodu tvoří veškerá voda v ovzduší bez ohledu na skupenství jako jsou srážkové vody kapalné (déšť, mrholení, mlha, rosa) a srážkové vody tuhé (sníh, námraza, kroupy či jinovatka), nejedná se však o vodní zdroje. Za vodní zdroje považujeme pouze vody povrchové a podzemní. Vodním zdrojem přímořských států je voda mořská. Podzemní vody se přirozeně vyskytují pod zemským povrchem v pásnu nasycení, která se nachází v přímém styku s horninami (Kopp 2015; Sikorová 2010).

Tato práce se zabývá povrchovými vodami přirozeně se vyskytujícími na zemském povrchu a všeobecně je dělíme na vody kontinentální (lentické – např. rybníky, jezera, vodní nádrže a lotické – např. řeky, říčky, potoky), mořské a brakické vzniklé při ústí řek do moře mísením mořské vody s říční. Stojaté i tekoucí vody mohou být přirozené i uměle vytvořené. Obecně jsou povrchové vody charakteristické obrovskou dynamikou prostředí a změnami v čase. Pozorujeme celkový nedostatek vody a dochází k jejímu nadměrnému znečištění např. v důsledku stále rostoucí populace a rozvoji průmyslu. Znečištění vod představuje globální problém, který může být především ovlivněn činností člověka (Khatri a Tyagi 2014; Pitter 2009; Šimová 2017).

Antropogenní zdroje znečištění vod jsou aktuálně jedny z nejčastějších zdrojů znečištění na zemském povrchu. Neustále dochází k rozvoji průmyslu a zemědělství. Nyní je tedy velmi žádoucí monitorovat stav znečištění vodních toků a rovněž sledovat objevující se rizika, která mají souvislost s touto problematikou. Z hlediska rekreace na řekách je častěji využívána lodní rekreační doprava, která může ovlivnit zvýšenou koncentraci iontů a těžkých kovů v povrchových vodách. Příkladem tohoto antropogenního znečištění by mohl být i umělý průplav Bařova kanálu, který již v minulosti sloužil k dopravě a přepravě zejména lignitu a s ním souvisí i část přirozeného koryta řeky Moravy, kterého je kanál v některých úsecích součástí (Caesar 2017).

## 2 Cíle práce

Hlavním cílem této práce je porovnání antropogenního znečištění umělého průplavu Bařova kanálu s přirozeným korytem řeky Moravy v úseku mezi Spytihněví, Huštěnovicemi a Kněžpolí se zaměřením na vybrané ukazatele jakosti povrchových vod (fosforečnany, amonné ionty, dusičnany a dusitany) a koncentrací těžkých kovů v dnových sedimentech na těchto vybraných lokalitách. Přítomnost těchto látek v rámci toku je velmi důležité pro pochopení a předpověď chování různých látek, které mohou být nebezpečné jak pro člověka, tak pro celé životní prostředí.

Pro srovnání a zjištění kvality jakosti vody v těchto zvolených profilech je využita Klasifikace jakosti vod ČSN 75 7221, která se zaměřuje na tekoucí vody. V případě sedimentů je pouze pro orientační porovnání naměřených hodnot využito limitních hodnot půdních sedimentů dle vyhlášky č. 257/2009 Sb. o používání sedimentů na zemědělské půdě dle zákona Ministerstva zemědělství a Ministerstva životního prostředí č. 156/1998 Sb. Výsledky této bakalářské práce mohou sloužit jako informační materiál popisující ekologický stav přirozeného vodního toku řeky Moravy a umělého průplavu Bařova kanálu.

### 3 Složení vod

Celkové složení povrchových i podzemních vod závisí na geologických, topografických, meteorologických, hydrologických a biologických faktorech (Khatrı a Tyagi 2014). Chemicky čistá voda obsahuje pouze vodík a kyslík, v přírodě ji však nenalezneme, protože přírodní vody získávají své chemické vlastnosti různými procesy na základě chemických reakcí s pevnými, kapalnými a plynnými látkami, ty jsou spolu v kontaktu v rámci koloběhu vody (Stumm a Morgan 1995).

Vodní zdroje v ČR jsou naprosto závislé na atmosférických srážkách. Dešťová voda dokáže absorbovat různé látky z ovzduší a v koloběhu vody pak dochází k infiltraci vody horninami a půdou, kdy voda protéká skrze její vrstvy a obohacuje se tak o další přísady (Jágllová et al. 2009; Pitter 2009).

Látky obsažené ve vodách můžeme rozdělit do skupin podle *fyzikální* a *chemické* povahy. Z *fyzikálního* hlediska se jedná o iontově rozpuštěné látky (elektrolyty) přítomné v pravých roztocích patřících do základního složení přírodních a užitkových vod. Další skupinu těchto látek tvoří neiontově rozpuštěné látky (neelektrolyty) a látky nerozpuštěné (usaditelné, neusaditelné a vzplývavé). Obecně všechny tyto látky představují látky tuhé, odstranitelné filtrací či odstředěním za určených podmínek, protože jsou hrubě dispergované a suspendované. Jde ale o širší pojem, který zahrnuje také látky koloidně dispergované neboli disperzní. Přesnější rozdělení fyzikálních látek je však podle všeobecného kvantitativního zastoupení na makrokomponenty a mikrokomponenty, určitý prvek se totiž může vyskytovat ve vodě současně v iontové i neiontové formě jako kation či anion. Mikrokomponenty mohou ve vodě sorbovat na tuhých fázích jako jsou sedimenty, sraženiny, kaly atd. (Horáková et al. 2007; Kopp 2015; Pitter 2009).

Druhou skupiny látek ve vodách tvoří látky *chemické* povahy původu organického, kterých je v přírodních vodách malé množství a jsou přítomny v iontové či neiontové formě a látky anorganického původu, které tvoří skupinu různých forem odlišujících se od sebe svými fyzikálními, chemickými a biologickými vlastnostmi jako je např. toxicita, rychlost migrace atd. (Pitter 2009).



Součástí přírodních a užitkových vod jsou zejména kationty jako je sodík, draslík, vápník, hořčík, amoniakální dusík a anionty jako např. hydrogenuhličitan, chloridy, sírany, dusičnany, dusitany, fosforečnany a fluoridy. Neiontovou formu tvoří zejména bor a křemík. Podrobnější rozbor anorganické složky umožňuje rozdělení těchto látek na kovy, polokovy a nekovy. Kovy a polokovy se přirozeně vyskytují ve vodách alespoň ve stopových množstvích v závislosti na geologických podmínkách, kdy dochází k obohacení vody stykem s horninami a půdou. Ve vodách je můžeme nalézt v rozpuštěné formě jako komplexy s anorganickými či organickými ligandy i nerozpuštěné formě vázané adsorpcí na nerozpuštěné látky (koloidní a suspendované) a sedimenty. Obecně ale nelze udržet ve vodách vysoké koncentrace kovů, protože podléhají hydrolyze za vzniku málo rozpustných hydratovaných oxidů a mohou se pak podle celkového složení vody vylučovat jako málo rozpustné uhličitan, fosforečnany či sulfidy. Mezi nekovy můžeme zařadit zejména sloučeniny fosforu. Nekovy se obecně vyznačují typickými látkovými vlastnostmi jako je absence kovového lesku a malá tepelná i elektrická vodivost, existují ale i výjimky jako je např. grafit (Pitter 2009; Stehlík 2006).

Organická složka může být přírodního původu (tzv. autochtonní zdroje), látky vznikají v dané lokalitě přímo ve vodním zdroji, ale jde rovněž o látky antropogenního původu (z tzv. alochtonních zdrojů) pocházejících odjinud. Autochtonní látky rozdělujeme na tzv. EOM (extracelulární organické látky) jako např. produkty životní činnosti sinic, řas či mikrobů na bázi sacharidů, aminokyselin, peptidů, polyfenolů apod. a IOM (intracelulární organické látky), kam patří hlavně organické látky z organismů uvolněné do vody při jejich odumírání a rozpadu. Antropogenní původ organických látek je zejména ze splaškových a průmyslových odpadních vod, skládek, z odpadů ze zemědělství, úpraven vod aj. Z hygienického i vodohospodářského hlediska tyto látky dále dělíme na tzv. látky podléhající biologickému rozkladu (ve vodách) a látky biochemicky rezistentní (biologicky těžce rozložitelné), např. perzistentní organické polutanty (POP), které jsou toxické, těžce rozložitelné v životním prostředí a kumulující se v organismech, půdě či sedimentech. Další organické látky (např. aromatické uhlovodíky, polychlorované bifenoly, pesticidy) obecně dokážou výrazně ovlivňovat chemické i biologické vlastnosti vod a mohou mít karcinogenní, mutagenní, genotoxické, alergenní či teratogenní účinky. Rovněž mohou ovlivňovat barvu

vody, pach a chuť, pěnivost, obsah kyslíku či desorbovat toxické kovy ze sedimentů (internetový zdroj).

Sedimenty představují významný tok jednotlivých složek uvolněných do vodních zdrojů důležitých pro kontrolu jejího složení. Obecně tvoří nerozpuštěné částice. Jemné částice jílu zůstávají ve vodě měsíce, hrubší částice jako např. písek a bahno se poměrně snadno usazují a zvýšená zátěž sedimentů v řekách může způsobit např. usazování sedimentů pohřbívající organismy žijící na dně a narušování vodních biotopů, plní zavlažovací příkopy a ucpávají přístavy. Na sedimenty je rovněž vázána určitá část mikropolutantů. Vážou se zejména na unášené částice postupně sedimentujících v klidových úsecích recipientů. Když se např. toxické látky (kovy a pesticidy) uvolňují do zakalené vody, toxiny se absorbují na povrch suspendovaných částic a koncentrují se v sedimentech. Při chemických či fyzikálních změnách se mohou uvolnit a způsobit tak zvrát ve vodě jako je např. zvýšení kyselosti (Girard 2005; Hudcová et al. 2011).

## 4 Klasifikace kvality povrchových vod

Jakost neboli kvalita vody představuje technický termín vyhodnocující kvalitu vody od 60. let 20. století. Zahrnuje všechny faktory ovlivňující využití vody pro člověka (Mičaník et al. 2017). Rozbor povrchových vod je nejčastěji prováděn za účelem obecné klasifikace jakosti vod, kontroly jakosti (kvality) a bilance znečištění, zjištění původce havárie, pokud někde nastala a zjištění vhodnosti vody pro nějaké konkrétní účely (Kopp 2015).

Z hlediska dosažení dobrého stavu u povrchových a podzemních vod byla zavedena v rámci EU Směrnice 2000/60/ES z r. 2000 zaměřená na zachování a zlepšování vodního prostředí (Pollák 2018), která směřovala k dosažení dobrého stavu u povrchových a podzemních vod a identifikaci jakýchkoliv významných a zejména trvalých vzestupných trendů koncentrace znečišťujících látek včasnými zásahy a trvalým dlouhodobým plánováním ochranných opatření. V rámci této směrnice musí být rovněž zachována vzájemná spolupráce správců povodí a uživatelů vod, hlavně provozovatelů vodovodů a kanalizací, průmyslových podniků, zemědělských subjektů atd. Měly by se obecně udržet a zlepšit stavy povrchových a podzemních vod a docílit zvláště jejich dobrého stavu. Dle definice této Rámcové směrnice je stanoven tzv. dobrý stav povrchové vody představující takový stav útvaru povrchové vody, kdy jak jeho ekologický, tak chemický stav je přinejmenším „dobrý“ (Šunka et al. 2011).

Klasifikace jakosti vody vychází z hodnocení údajů o vybraných ukazatelích jakosti vody a popisuje výpočet charakteristické hodnoty, její porovnání se soustavou mezních hodnot tříd kvality vody a zařazení ukazatelů do jedné z pěti tříd kvality podle znečištění vody. Jakost vody umožňuje klasifikaci na základě výsledků kontroly z delšího uceleného období, kdy nejkratším hodnoceným obdobím je jeden rok a nejdelší je pak dáno změnami v nakládání s vodami v povodí, ale není voleno období delší než 5 let (ČSN 75 7221).

V současné době je uvedena do evidence norma ČSN 75 7221 Kvalita vod – Klasifikace kvality povrchových vod z roku 2017, která je revizí předchozí normy ČSN 75 7221 z října 1998. Nová revidovaná verze obsahuje celkem 65 ukazatelů sdružených do pěti skupin (ČSN 75 7221; Mičaník et al. 2017). Princip klasifikace kvality povrchových vod však zůstává nadále stejný s předchozí verzí normy.

Tekoucí povrchové vody se tedy podle kvality vody řadí do pěti tříd:

*I. třída* popisuje neznečištěnou vodu významně neovlivněnou lidskou činností. Parametry jakosti vody tedy odpovídají běžnému přirozenému stavu v tocích.

*II. třída* představuje mírně znečištěnou vodu popisující stav povrchové vody, která je ovlivněna lidskou činností tak, že parametry jakosti vody dosahují hodnot, které umožňují existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému.

*III. třída* je charakterizována znečištěnou vodou, která je ovlivněna lidskou činností tak, že parametry jakosti vody dosahují hodnot, které nemusí tvořit podmínky pro existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému.

*IV. třída* vyznačuje silně znečištěnou vodu, která je rovněž ovlivněna lidskou činností, ale parametry jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky umožňující existenci pouze nevyváženého ekosystému.

*V. třída* popisuje velmi silně znečištěnou vodu ovlivněnou lidskou činností tak, že parametry jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky umožňující existenci pouze silně nevyváženého ekosystému (Kopp 2015; Mičaník et al. 2017).

Kromě této základní klasifikace je možná i libovolná tzv. doplňková (účelová) klasifikace na základě daného účelu hodnocení, kdy je zvolen vlastní rozsah jednotlivých ukazatelů. Při této klasifikaci je však nutné dodržet podmínku, aby výsledky stanovení všech ukazatelů obsažených ve skupinách byly klasifikovány na všech společně hodnocených profilech. Výsledná třída je poté určena podle nejnepříznivějšího zatřídění zjištěného u jednotlivých vybraných ukazatelů (Mičaník et al. 2017).

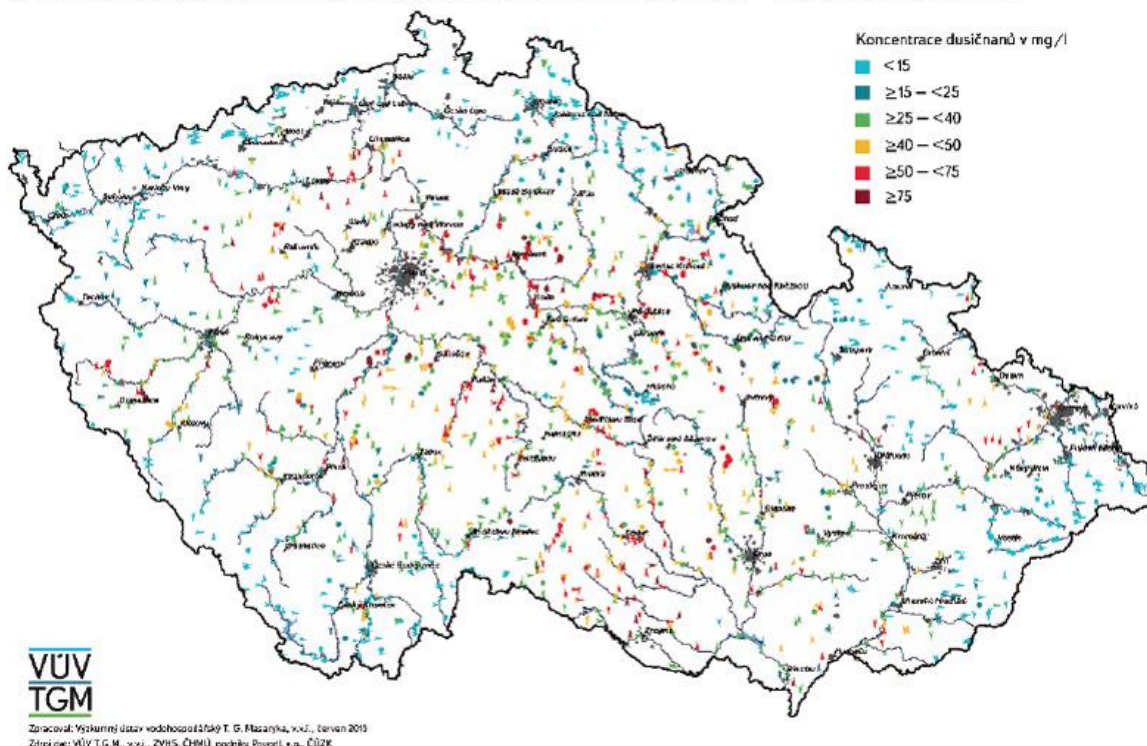
V současné normě se jednotlivé ukazatele rozdělují do pěti skupin: *A. Obecné, fyzikální a chemické ukazatele*, *B. Specifické organické látky*, *C. Kovy a metaloidy*, *D. Mikrobiologické ukazatele* a poslední skupina *E.* představuje tzv. *radiologické ukazatele*.

V ČR je v rámci legislativy rovněž používána tzv. nitrátová směrnice, která je předpisem EU vytvořeným pro ochranu vod před znečištěním dusičnany ze zemědělství. Byla nařízena vládou ČR nařízením č. 103/2003 Sb., které vymezuje území jako tzv. zranitelné oblasti. Byly stanoveny podmínky pro používání a skladování hnojiv a statkových hnojiv, střídání plodin a provádění protierozních opatření. V těchto oblastech výrazně

přispívá zemědělské hospodaření hlavně ke znečišťování povrchových i podzemních vod dusičnany a byla stanovena opatření, aby se tento vliv omezil. V roce 2007 byla vydána novela, a to konkrétně nařízení vlády č. 219/2007 Sb. ze dne 11. července 2007, kterým se mění nařízení vlády č. 103/2003 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a o používání a skladování hnojiv a statkových hnojiv, střídání plodin a provádění protierozních opatření v těchto oblastech (Jágllová et al. 2009).

Kvalitu vody všeobecně určují vybrané fyzikální, biologické a chemické vlastnosti.

Návrh revidovaného vymezení zranitelných oblastí podle nařízení vlády č. 262/2012 Sb. – monitoring povrchových vod



**Obr. 1** Zranitelné oblasti vymezující koncentrace dusičnanů v povrchových vodách v ČR

Kvalita povrchových vod je ovlivněna jak přírodními vlivy, tak současně antropogenní činností. Přírodní vlivy představují zejména zvětrávání horninových minerálů, atmosférické procesy s evapotranspirací, ukládání prachu a soli větrem, přirozené vyplavování organické hmoty a živin z půdy, hydrologické faktory vedoucí k odtoku a biologické procesy ve vodním prostředí způsobující změny ve fyzikálním a chemickém složení vody (Cordy 2001; Khatri a Tyagi 2014). Přírodními činiteli ovlivňující kvalitu vody jsou zejména *geologické podloží*, *geomorfologické poměry*, *půdní poměry*, *vegetace* a *klimatické podmínky*.

Vliv *geologického podloží* na kvalitu vod spočívá zejména ve vyplavování určitých látek do vody v závislosti na typu podložní horniny a přístupu k ní (např. při vyluhování důlních vod z těžby uhlí). Vlivem geologického podloží na kvalitu povrchových vod může docházet i v čistě přírodních oblastech k vyplavování látek z povrchových akumulací. *Geomorfologické poměry* ovlivňují zejména plošné zdroje vytvářené především povrchovým smyvem. Je ovlivněn např. průběh eroze a její intenzity. *Vegetační kryt* tvoří důležitou úlohu ve srážko-odtokovém procesu, kdy má vliv na veškeré ukazatele plošného odnosu látek z povodí, výrazně ovlivňuje průběh erozních procesů, protože jednotlivé druhy rostlin jsou schopny zadržet rozdílné množství vody. *Klimatické poměry* ovlivňují kvalitu povrchových vod v kvantitativních a kvalitativních rovinách. Jedná se především o atmosférickou depozici, větrnou erozi a teplotu. V rámci atmosférické depozice voda, která na zem spadne ve formě srážek v sobě obsahuje nemalé koncentrace látek zejména díky emisím z antropogenní činnosti (emise z dopravy, průmyslu, energetiky, ale i různých lokálních topenišť) (Langhammer 2006). Obecně není důležité kontrolovat pouze povrchové vody, ale také vody podzemní, které jsou uloženy pod povrchem v zemských zvodnělých vrstvách, a tedy živí naše řeky a oceány a tvoří obrovskou část světových zásob pitné vody (Spanne 2021).

#### **4.1 Vybrané ukazatele jakosti povrchových vod**

Vybrané ukazatele pro tuto práci (amoniakální dusík, dusitanový dusík, dusičnanový dusík a celkový fosfor) patří dle ČSN 75 7221 do skupiny obecných, fyzikálních a chemických ukazatelů jakosti povrchových vod (ČSN 75 7221; Mičaník et al. 2017). Tyto látky se přirozeně v menší míře vyskytují zejména v povrchových vodách a jejich větší množství je způsobeno přírodními či antropogenními procesy. Dusík i fosfor jsou obecně reprezentujícími esenciálními prvky v cyklu mezi organismy, ekosystémem a krajinou (Brezonik a Arnold 2011).

##### ***Dusík (N)***

Dusík se řadí k nejdůležitějším biogenním prvkům ve vodách a jeho sloučeniny jsou uplatňovány při všech biologických procesech probíhajících v povrchových, podzemních

i odpadních vodách, kde tvoří iontové i neiontové formy a vyskytuje se v různých oxidačních stupních. Množství dusíku je však limitující pro eutrofizaci. Jeho formy výskytu jsou ovlivňovány biochemickými procesy probíhajícími ve vodách (např. nitrifikace amoniaku na dusičnany v aerobním prostředí, denitrifikace na elementární dusík v anaerobním prostředí). Mezi tyto hlavní formy dusíku patří zejména: elementární dusík, anorganicky vázaný dusík (amoniakální  $N-NH_4^+$  resp.  $N-NH_3$ , dusitanový  $N-NO_2^-$ , dusičnanový  $N-NO_3^-$ , dusík antropogenního původu (kyanidy, kyanatany, thiokyanatany) a organicky vázaný dusík (Kopp 2015; Richter 2014). Z hlediska znečišťování povrchových vod jsou nejvýznamnější ukazatelé jakosti povrchových vod právě formy anorganického dusíku, a to zejména *dusičnany* ( $NO_3^-$ ) a *amoniakální dusík* ( $N-NH_4^+$ ) (Brezonik a Arnold 2011).

*Dusičnany* ( $NO_3^-$ ) se vyskytují v povrchových vodách obvykle od 1 do 100  $mg \cdot l^{-1}$ . Za aerobních podmínek jsou stabilní, ale ve vodách s nedostatečným přísunem kyslíku podléhají redukcí na dusitany. S tím se pojí souvislost, že se nejedná o škodlivé látky, avšak mohou škodit nepřímo v případě, že se v trávicím traktu redukují na dusitany (Heteša a Kočková 1997). Jsou nedílnou součástí při výrobě dusíkatých hnojiv např. dusičnan draselný ( $KNO_3$ ) nebo dusičnan amonný ( $NH_4NO_3$ ). Mohou se dostávat z pole do vodních zdrojů, ale také se mohou rozpouštět v odtoku z tajícího sněhu (Cordy 2001). Všeobecně ke znečišťování vod nutrienty (rovněž fosforu) přispívá jak živočišná, tak rostlinná výroba. Rostlinná výroba představuje množství dodaných hnojiv a podíl jejich využití rostlinami a výroba živočišná tvoří zejména stájová hnojiva. U chovu hospodářských zvířat je třeba sledovat nakládání se stájovými hnojivy, způsob jejich zpracování, skladování i období aplikace na pozemky (Forejtníková et al. 2004). Dusičnany jsou dále součástí odpadních vod z obcí postrádající vhodnou podzemní a kanalizační infrastrukturu a kde komunální odpadní voda proniká rozptýleným způsobem (Akhtar et al. 2021; IRZ 2005–2008).

*Amoniak* ( $NH_3$ ) je plynem velmi rozpustným ve vodě při pokojové teplotě. Jeho přenosem ze vzduchu do vody dochází k okamžité reakci a přeměně na tzv. *amonný iont* ( $NH_4^+$ ), který se pak ve vodě rozpouští.  $NH_3$  neboli tzv. neionizující amoniak je velmi toxický pro vodní život, zejména pro ryby. Koncentrace tohoto amoniaku závisí na celkové amonné koncentraci, pH a teplotě (Brezonik a Arnold 2011). Amoniak, ale i dusitany snadno oxidují

na vysoce mobilní dusičnany za přítomnosti kyslíku, bez kyslíku jsou pak podmínky pro denitrifikaci zhoršeny a dusičnany se přeměňují na plynný dusík (Akhtar et al. 2021). Mohou tedy vznikat přímo ve vodách redukcí dusičnanů. Tento jev ale nastává hlavně v podzemních vodách ve větších hloubkách, které obsahují zvýšené koncentrace manganu a železa, případně sulfanu a jeho iontových forem. Obecně se tedy jedná o primární produkty rozkladu rostlinných a živočišných dusíkatých látek. Amonné soli jsou součástí některých dusíkatých hnojiv (Pollák 2018). Jejich koncentrace bývá ve vodách většinou větší než např. koncentrace dusitanů, zpravidla v rozmezí 0,1–1,0 mg·l<sup>-1</sup> (Heteša a Kočková 1997). Amoniak je také součástí splaškové odpadní vody z měst a obcí, konkrétně z moči. Močovina se rozkládá na amoniakální dusík (Langhammer 2006). Dalším zdrojem jsou zejména odpadní vody z tepelného zpracování uhlí a galvanického pokovování, používání dusíkatých hnojiv (čpavková voda), průmyslové chlazení a výroba ledu, rozklad rostlinného odpadu či odpadní vody ze zemědělských výrob. Jeho toxické koncentrace mohou být uvolňovány rozkladem chlévské mrvy, kejdy a odpadů z velkochovů drůbeže. Forma amoniaku jako amonný iont (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) se vyskytuje hlavně v půdách (IRZ 2005–2008).

*Dusitany* (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) jsou chemicky a biologicky poměrně nestabilní dusíkaté sloučeniny. Jedná se o produkty oxidace amoniaku a redukce dusičnanů, nejméně hojné anorganické dusíkaté ionty obvykle se vyskytující v množství okolo 0,01–0,1 mg·l<sup>-1</sup>. Mohou být obsaženy v odpadních vodách z výroby barviv či v inhibitech koroze a nemrznoucích kapalin (Brezonik a Arnold 2011; Heteša a Kočková 1997; IRZ 2005–2008).

*Celkový anorganický dusík* (N<sub>anorg</sub>) představuje součet všech anorganických forem dusíku (N<sub>amon</sub>, N<sub>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></sub>, N<sub>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></sub>) (Krupica 2013).

### ***Fosfor (P)***

Fosfor se vyskytuje pouze v oxidačním stavu <sup>+V</sup> s výjimkou některých syntetických fosfátů, které se v životním prostředí nacházejí jako stopové znečišťující látky a mohou tak přispívat k zásaditosti přírodních povrchových vod (Brezonik a Arnold 2011). Koncentrace fosforu v povrchových vodách jsou většinou nízké. Je to dáno tvorbou málo rozpustných fosforečnanů s Ca, Fe, Mg, Al apod. Málokdy je tak přesaženo 0,5 mg·l<sup>-1</sup>. Výjimku však tvoří eutrofní a odpadní vody (Pitter 2009). Ve vodách se obecně fosfor vyskytuje v rozpuštěné formě (TDP) a partikulované (PP). Součet těchto dvou forem udává celkový



fosfor (TP). K formám rozpuštěného fosforu patří např. fosforečnanový fosfor ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) a rozpuštěný organický fosfor ( $\text{P}_{\text{org}}$ ). Naopak fosfor partikulovaný bývá nejčastěji vypočten jako rozdíl mezi celkovým ( $\text{P}_{\text{celk}}$ ) a rozpuštěným fosforem. Fytoplankton je schopen přijímat tzv. biologicky dostupný (využitelný) fosfor, který zahrnuje zejména rozpuštěné orthofosforečnany a orthofosforečnany volně vázané na nerozpuštěných látkách. Orthofosforečnany a polyfosforečnany dohromady tvoří tzv. anorganický fosfor ( $\text{P}_{\text{anorg}}$ ) (internetový zdroj). Dále existuje tzv. nerozpuštěný organicky vázaný fosfor, který je přítomen v různých organismech ve formě fosfolipidů, fosfoproteinů, nukleových kyselin, fosforylovaných polysacharidů aj. (Pitter 2009).

Sloučeniny fosforu mají obrovský význam v koloběhu látek, jsou celkově nezbytné pro všechny organismy (v organismech je jeho podíl často vyšší a stálý, zato v prostředí nižší a proměnlivý, což je způsobeno sedimentárním cyklem a využitím rostlinami). Organismy přeměňují sloučeniny fosforu na organicky vázaný fosfor a po uhynutí a rozkladu organismů se fosforečnany opět uvolňují do prostředí (Lellák a Kubíček 1992; Pitter 2009).

Nejčastěji se sloučeniny fosforu dostávají do splaškových odpadních vod např. z fekálních odpadů, pracích prostředků, dalších syntetických detergentů, zbytků potravy, z výroby speciálních skel pro sodíkové lampy, z hutnictví, v menší míře z výroby polovodičů, pesticidů atd. Jsou využívány stejně jako sloučeniny dusíku v průmyslových hnojivech, jedná se např. o superfosfáty. Přírodní zdroje fosforu ve vodách jsou zejména rozpouštění či vyluhování minerálů a zvětralých hornin (IRZ 2005-2008; Langhammer 2006).

V rámci této práce jsou v sedimentech jednotlivých lokalit rovněž sledovány tzv. **těžké kovy**. Z chemického hlediska se tyto kovy vyznačují objemovou hmotností  $> 5 \text{ g/cm}^3$  a jejich soli se srážejí sulfidem sodným za vzniku málo rozpustných sulfidů. Obecně jsou tedy nazývány těžkými, protože jejich hustota je vyšší než u ostatních běžných kovů. Mezi těžké toxické kovy ve vodách lze zařadit např. antimon, arsen, baryum, bismut, chrom, kadmium, kobalt, mangan, měď, nikl, olovo, rtuť, thalium či zinek. Prioritní z hlediska toxicity je zejména rtuť, olovo, kadmium a arsen a díky nim dochází k inhibici růstu organismů a činnosti enzymů a nepříznivě ovlivňují samočisticí pochody v přírodních vodách a rovněž způsobují chronická onemocnění člověka i zvířat. Obecně je toxicita kovů závislá na teplotě, hodnotě pH a celkovém složení vody. Toxicky většinou působí jednoduché

iontové formy, anorganické a organické komplexy bývají méně toxické (Pitter 2009). Oproti toxicitě kovů však existuje také tzv. esencialita kovů. Esenciálními kovy jsou zejména ty, které jsou v určité míře nezbytné pro biologické funkce živých organismů, přitom se ale ve vyšších koncentracích jejich toxicita nevylučuje. Kovy esenciální a netoxické jsou zejména Fe a Mn a mezi kovy esenciální, ale toxické patří např. Cu, Zn a Ni (Nábělková 2012).

Na zemský povrch se těžké kovy dostávají přírodními a antropogenními aktivitami. Jejich výskyt je tedy hlavním ukazatelem chemického znečištění zejména povrchových vod. Přírodně se uvolňují ze sopečných erupcí, koroze kovů, eroze půdy, atmosférickými zdroji a zvětráváním hornin nebo minerálů. Antropogenně jsou vypouštěny především z průmyslu, odpadů z domácností, těžby, tavením nebo úpravami rud, skládek, od hospodářských zvířat, při použití k antikorozi ochraně např. dopravních prostředků a sekundárně z pesticidů a hnojiv. Jejich zdrojem uvolňování mohou být také pneumatiky, konkrétně při použití zinkových závaží pro vyvažování kol, což může způsobit vulkanizaci zinku. Za nejvýznamnější aktivátor a katalyzátor vulkanizace je považován oxid zinečnatý (internetový zdroj; Kadlčák 2010). Kromě toho jsou biologicky nerozložitelné a náročné na úplné odstranění, protože dochází k jejich kumulaci v sedimentech. Kontaminace vodních zdrojů a životního prostředí těžkými kovy musí být monitorována, rekognoskována a regulována. Tyto látky jsou pak přímo nebo nepřímo vypouštěny do povrchových vod, což zvyšuje koncentraci iontů a dalšímu pronikání do podzemních vod (Akhtar et al. 2021).

## 5 Znečišťování povrchových vod

Znečištění vody je obecně definováno jako jakákoliv chemická nebo fyzikální změna ve vodách zhoršující její kvalitu. Jezera, vodní nádrže, potoky, řeky a zejména moře a oceány se topí v odpadech, plastech, chemikáliích a dalších znečišťujících látkách zhoršující technickou kvalitu využívání vody nebo přirozené fungování ekosystémů (Nathanson 2022), v těchto vodách se pak tyto látky rozpouštějí nebo ukládají na dno koryta a dochází tak ke snižování kvality vody, toxicitě pro člověka a vodní ekosystém (Denchak 2018).

Znečištění vody bylo až donedávna vnímáno především jako hrozba pro lidské zdraví kvůli přenosu bakteriálních a virových nemocí přenášených vodou. Postupně se však zdokonalovaly metody čištění a distribuce vody, které dokázaly téměř vymýtit mikrobiální kontaminaci v pitné vodě. Nyní si však uvědomujeme, že znečištění vody představuje neustále mnohem širší hrozbu a nadále vážná zdravotní rizika a negativní dopady na celý ekosystém (Weiner a Matthews 2003). Vodní ekosystémy totiž nemají kapacitu na to, aby kontaminující látky jen tak absorbovaly a zcela odstranily (Spanne 2021).

V rámci znečišťování povrchových vod rozeznáváme různé faktory a procesy vedoucí ke znečišťování jako je např. *acidifikace* neboli proces související se znečišťováním ovzduší, kde se atmosférickou depozicí dostávají znečišťující látky do půdního i vodního prostředí a dochází tak k okyselování vodních ekosystémů vlivem zvýšení koncentrace vodíkových iontů. Negativní efekt acidifikace se projevuje zejména ve zvýšení koncentrace těžkých kovů, a to vede k poklesu biodiverzity společenstev.

Další častý typ znečištění představuje *eutrofizace*, je to soubor přírodních a antropogenně vyvolaných procesů vedoucích k obohacování povrchových vod o minerální živiny (hlavně fosfor a dusík).

Sedimenty značně vymezují prostor pro akumulaci znečišťujících látek. Jsou označovány jako „chemicky časované bomby“, tedy dochází v nich k akumulaci toxických látek a po nějaké době se může ukázat opožděný a nenadálý výskyt škodlivých efektů (mobilizace chemických látek v sedimentech pevně fixovaných). Tyto efekty se vyskytují ve srovnání s předchozí dobou akumulace v krátkých časových úsecích. Pokud se sediment nachází v aerobních podmínkách, je akumulován a pevně vázán na znečišťující látky, nedochází k jejich vyluhování do vodního prostředí, pokud však poklesne pH vody, mohou se uvolnit zejména toxické kationty kovů (Benešová a Tonika 1970).

## 5.1 Zdroje znečišťování povrchových vod

Vodní toky mohou být znečištěny širokou škálou látek. Obecně a stručně můžeme zdroje znečišťování povrchových vod rozdělit do tří hlavních skupin na *bodové, plošné a rozptýlené zdroje* (Nathanson 2022).

### *Plošné zdroje*

Plošnými zdroji rozumíme část znečišťujících látek, která je splachována povrchovým odtokem, ukládaná v půdním profilu nebo transportována hyporeálním odtokem. Jedná se zejména o aktivity, které způsobují produkci znečišťujících látek a jejich následný transport do povrchových a podzemních vod v ploše krajiny. Na rozdíl od bodového znečištění je obtížně sledovatelné. Odehrává se poměrně nepravidelně v závislosti na proměnlivých meteorologických, půdních, morfologických a porostních podmínkách (Jágllová et al. 2009).

Mezi plošné zdroje řadíme hlavně zdroje a látky umělé, používané zejména v zemědělství (např. pesticidy a mořidla), zdroje zemědělských živin (zejména minerální a statková hnojiva) představující hlavní zdroj dusičnanů a fosforečnanů, dále zdroje přírodních živin (uvolněné mobilizací z půdního prostředí v procesu mineralizace půdní organické hmoty) (Novák et al. 2017), zdroje přírodních anorganických látek uvolňujících se z horninového prostředí zrychleným zvětráváním způsobené atmosférickými depozicemi (bazické kationty, hliník, případně další prvky a ionty) v souvislosti s procesem větrné eroze půdy, kdy je půda za deště a tání sněhu narušována a následně odnesena vodou po sklonité půdě, dojde ke smyvu půdy, vyluhování, vymílání a do vody se tak dostanou erozní látky (Sikorová 2010).

Plošné zdroje mohou být ovlivněny povodněmi a velkým suchem. Může dojít ke změnám v kvalitě vody ředěním nebo koncentrací rozpuštěných látek. Tam, kde se vyskytují nízké průtoky řek má na kvalitu vody hlavní vliv zvýšení teploty, zvýšená koncentrace rozpuštěných látek a snížená koncentrace rozpuštěného kyslíku. Cykly sucha a většího množství srážek tak mají vliv na kvalitu vody, protože zvyšují rozklad a splachování organické hmoty do toků a zachycuje se značný podíl znečišťujících látek (Khatri a Tyagi 2014).

### ***Bodové zdroje***

Bodové zdroje znečišťování mají lokalizovaný vstup do povrchových vod a lze je kontrolovat snadněji než např. zdroje rozptýlené, protože kontaminovaná voda byla zachycena a dopravena do jediného místa, kde může být upravena (Koutková 2020; Nathanson 2022). Jedná se zejména o místa soustředěného vypouštění surových nebo čištěných odpadních vod ze sídel, průmyslových závodů a dalších provozů do recipientu (Langhammer 2006).

Pro zhodnocení, do jaké míry jednotlivé bodové zdroje ovlivní jakosti povrchových vod je nutné rozlišovat *produkované* a *vypouštěné znečištění*. *Produkované znečištění* představuje množství znečištění obsažené v produkovaných (nečištěných) odpadních vodách a *vypouštěné* popisuje znečištění obsažené v čištěných odpadních vodách vypouštěných do povrchových vod (Nathanson 2022).

Odpadní vody obecně představují nejčastější způsob znečišťování povrchových vod. Znečišťující látky většinou pochází z městské či venkovské odpadní vody. Odpadní vody dále dělíme na *komunální (splaškové) vody* a *průmyslové vody*. *Komunální (splaškové) odpadní vody* představují odpadní vodu z domů, bytů, obchodů, podniků atd. Domácí odpadní voda zahrnuje vodu používanou na toaletách, v koupelnách, kuchyních a prádelnách z domácností a kanceláří (Khatri a Tyagi 2014). Komunální zdroje znečištění ale obecně představují dvě složky, vlastní produkci znečištění obyvatelstvem a dešťové povrchové splachy ze střech. *Průmyslové zdroje* patří k největším znečišťovatelům povrchových vod. Složení těchto vod je proměnlivé a většinou jsou závislé na technologii výroby a použitém stupni jejich čištění (Langhammer 2006). Tyto vody přicházejí z papíren, zpracoven celulózy, chemického a potravinářského průmyslu, textilního a koželužného průmyslu, těžebního odvětví a úpraven uhlí a rud, hutního průmyslu, kovoprůmyslu, sklářského a keramického průmyslu, elektráren atd. (Koutková 2020).

K dalším látkám pocházejícím z bodových zdrojů patří také oleje nebo ropa. Ropné produkty zahrnují např. benzin, motorové nafty, petroleje, motorové a mazací oleje či letecké palivo. Tyto sloučeniny jsou lehčí než voda, nedokážou se rozpustit, a dochází tak k jejich usazování na povrchu vody a tvoří se tzv. ropné skvrny, které pak mohou zabraňovat přijímání dostateku světla pro fotosyntézu a difúzi kyslíku (EPC 2009–2022; Ohm 2018). Tyto látky mohou rovněž představovat nebezpečí požáru a výbuchu. Do vod se mohou dostávat zejména ze

závodů zpracovávajících ropu, autodílů, lodní dopravy na základě běžné přepravy, skládkování atd. (DES 2020; Koutková 2020).

Další důležité chemikálie představují pesticidy používané zejména při hubení škůdců (Akhtar et al. 2021). Tyto látky je složité zařadit, neboť mohou pocházet jak z bodových, tak plošných zdrojů znečištění. Pesticidy jsou složeny z velkého množství chemických látek dostávajících se do vody jako rezidua v důsledku zemědělské činnosti přímo (postřikem na velké plochy) nebo nepřímo odtokem ze zemědělství, tzn. z polí či z atmosférické depozice (EPC 2009–2022; Khatri a Tyagi 2014). Obecně se jedná o skupinu nebezpečných materiálů s potenciálním rizikem pro lidské zdraví. Neustále jsou však používány např. pro zlepšení kvality sklizně, v ochraně potravin a poskytují tak obrovské výhody při zvyšování produkce. V důsledku masivní globální spotřeby, pesticidy a jejich rezidua se šíří životním prostředím a mohou kontaminovat vodní zdroje (Khatri a Tyagi 2014).

Antibiotika a jiné farmaceutické výrobky rovněž představují další chemické znečišťující látky ve vodách z bodových zdrojů znečištění. Neustále dochází k jejich většímu šíření ve vodách a může tak nastat problém rezistence vůči antibiotikům (Akhtar et al. 2021; EPC 2009–2022). Bodové zdroje ale zahrnují také např. znečištění radioaktivním zářením, odpadním teplem z chladicí vody jaderných a tepelných elektráren, z hutí apod. (Ohm 2018; Sikorová 2010).

### ***Rozptýlené (difúzní) zdroje***

Rozptýlené (difúzní) zdroje znečišťování povrchových vod představují vyústění více vstupů na delším úseku vodního toku (Koutková 2020). Znečištění z rozptýlených zdrojů je poměrně obtížné kontrolovat (Nathanson 2022). Rozptýlený zdroj je totiž velmi širokou neomezenou oblastí, ze které se do vodního útvaru dostává mnoho znečišťujících látek.

Do kategorie rozptýlených (difúzních) zdrojů znečištění obvykle zahrnujeme drobné rozptýlené bodové zdroje (komunální, zemědělské nebo průmyslové, znečištění z dopravy, výluhy ze skládek apod. Znečištění ze zemědělství má na těchto zdrojích znečištění největší podíl. Jedná se nejčastěji o zdroje odpadních vod ze živočišné výroby, úniky ze skladovacích prostor a technického zázemí, ze silážování atd. (Langhammer 2002)

### *Dopady znečištění na zdraví člověka*

Kontaminované vody mohou člověku způsobit řadu zdravotních problémů, různá onemocnění a velmi rozsáhlé znečišťování vod i smrt. Každý rok kontaminovanou vodou onemocní ve světě až 1 miliarda lidí. Nejvíce jsou však ohroženy komunity v rozvojových zemích, které jsou často nejbližší nejvíce znečišťujícím odvětvím. Hlavní příčinou onemocnění kontaminované pitné vody jsou vodní patogeny (např. choroboplodné bakterie a viry z lidského a zvířecího odpadu) (Denchak 2018).

Velké riziko na zdraví člověka představují zejména těžké kovy. Jejich toxicita může poškodit buněčné složky, centrální nervový systém a zničit plíce, ledviny atd. (Akhtar et al. 2021).

### *Dopady znečištění na životní prostředí*

Převážně těžké kovy mají velký dopad na životním prostředí, neboť vypouštění těžkých kovů do povrchových vod může způsobit různé fyzikální, chemické a biologické procesy ve vodách. Způsobují nežádoucí dopady zejména na vodních rostlinách, které tímto ve vodním prostředí reagují svým snížením rozmanitosti, hustoty a druhového složení, ale také na živých organismech, kdy se mohou akumulovat v jejich tělech a způsobit tak značnou újmu na životech (Akhtar et al. 2021).

Značný dopad znečištění na životní prostředí, zejména na povrchové vody, má v dnešní době množství odpadu (zejména odpady z plastů). Znečišťující látky dokážou v životním prostředí dlouho setrvávat a je poměrně složité a rovněž nákladné je odstranit.

## 6 Materiál a metody

### 6.1 Popis lokalit v zájmovém území

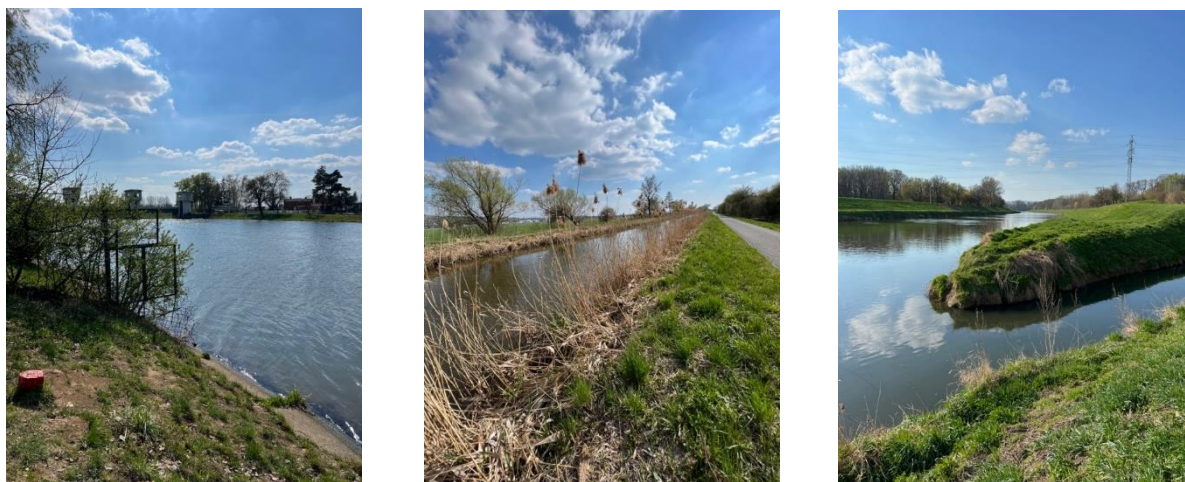
Řeka Morava utváří pomyslnou hydrologickou osu území historické země Moravy a nedaleko pramene vymezuje krátký úsek historické zemské hranice mezi Moravou a Čechy (Fortinová 2010). Území tohoto povodí je lokalizováno na předělu Českomoravské vysočiny, Západních Karpat a Panonské provincie. Morava pramení pod Králickým Sněžníkem v nadmořské výšce 1 380 m n.m. Nejvyšším bodem v povodí Moravy je s nadmořskou výškou 1491,3 m Praděd v Jeseníkách. Celková délka řeky Moravy na území České republiky dosahuje 284,5 km, ale po soutok s Dunajem délka činí zhruba 354 kilometrů (internetový zdroj). Plocha povodí tvoří v ČR 24 266 km<sup>2</sup>. Na vodních tocích celého povodí Moravy jsou umístěny četné vodohospodářské objekty. Mezi nejdůležitější můžeme zařadit vodní nádrže (rybníky, přehrady) a jezy (Hruban 2015).

Druhý, antropogenní tok, je Bařův kanál neboli Bařův průplav Otrokovice–Rohatec vyznačující historickou vodní cestu zregulované řeky Moravy. Kanál a tok Moravy je v některých částech propojen, je tedy souběžný. Cesta byla organizačně i technicky náročně vybudována v letech 1934–1938 v délce 52 km (1 km vedl korytem dnes již nesplavné Dřevnice a některé úseky korytem Moravy). Tato cesta spojovala obce Otrokovice a Rohatec. Diskuse o regulaci řeky Moravy proběhla roku 1927. Obecně byla snaha zrealizovat propojení evropských veletoků, vybudování melioračního systému v okolí řeky Moravy, ale také přepravovat lignit z dolu v Ratiškovících do továren a tepláren v Otrokovících. V okolí kanálu byl vybudován závlahový systém, který tvořilo množství náhonů, vypouštěla se nimi voda na přilehlé pozemky. V současnosti slouží Bařův kanál hlavně jako turistická vodní cesta. Nyní částečně kanál vede po řece Moravě, ale jinak uměle vyhloubenými kanály s pohyblivými jezy, 13 plavebními komorami a dalšími vodními stavbami. Cesta tvoří celkově 6 úseků: Z přístavu Skalica po plavební komoru Vnorovy II Bařovým kanálem o délce 12,157 km, odtud dále po plavební komoru Vnorovy I řekou Moravou o délce 0,231 km, z plavební komory Vnorovy I po plavební komoru Veselí nad Moravou Bařovým kanálem o celkové délce 4,829 km, odtud po plavební komoru Staré Město řekou Moravou o délce 17,993 km, ze Starého Města k plavební komoře Spytihněv Bařovým kanálem



o délce 7,830 km, a nakonec z plavební komory Spytihněv řekou Moravou po jez Bělov v délce 43,877 km (internetový zdroj. Lokalita sledované části přirozeného koryta Moravy se nachází v úseku mezi obcemi Spytihněv, Huštěnovice a Kněžpole. Všechny tři obce patří do Zlínského kraje. Spytihněv se nachází v okrese Zlín zhruba 8 km jižně od Otrokovic a patří do katastrálního území Spytihněv (752860). Kněžpole a Huštěnovice jsou lokalizovány v okrese Uherské Hradiště a katastrálním území Kněžpole u Uherského Hradiště (667102) a Huštěnovice (649996) (ČÚZK 2022).

V rámci lokality č. 1 v obci Spytihněv byly odběry prováděny před odpojením Moravy od Bařova kanálu, který tudy protéká a jeho průtok dále pokračuje k plavební komoře Napajedla. Tato lokalita se nachází v nadmořské výšce okolo 185 m. n. m. V lokalitě č. 2 v obci Huštěnovice byly odběry prováděny na úrovni začátku Huštěnovických jezer v blízkosti plavební komory Bařova kanálu Huštěnovice v nadmořské výšce zhruba 181 m. n. m. Lokalita č. 3 v obci Kněžpole představovala jednotlivé odběry vzorků vždy v úseku před zaústěním malé říčky Březnice do Moravy. Území se nachází v nadmořské výšce 179 m. n. m. Poloha odběrových míst je na mapě v rámci České republiky zakreslena v Příloze 1.



**Obr. 2** Odběrové lokality č. 1 (vlevo), č. 2 (uprostřed), č. 3 (vpravo)



Obr. 3 Odběrové lokality

## 6.2 Princip odběrů vzorků vod v terénu, zpracování a použitý materiál

V této práci byly používány jednorázové periodické odběry vzorků v hloubce ca 20 cm. Vzorek se odebíral ponořením plastového vzorkovače otvorem proti proudu vody (Veselý a Bartíková 1972) a následně do označených vzorkovnic. Zpracování vzorků vod probíhalo pomocí mobilní terénní sady pro stanovení vzorků v terénu. Bylo nutné vzorky uchovat zhruba při 4–10 °C a provést analýzy do určitého časového intervalu, zpracování amonných iontů vždy zhruba do šesti hodin od odběru vzorku, dusičnany, dusitanů a fosforečnanů zhruba do dvaceti čtyř hodin (Kopp 2015).

Použitým zařízením pro tuto práci byla sada mobilní analytiky HACH pro stanovení amonných iontů a fosforečnanů, která obsahuje transportní kufr, Nesslerovo činidlo, skleněné kapátko, destilovanou vodu, reagent „PhosVer 3“ od firmy HACH, měřicí boxy pro stanovení amonných iontů a fosforečnanů a plastové měřicí kyvety k boxům. Dalším použitým zařízením byl teleskopický vzorkovač pro odběr vody, plastové epruvety na vzorky (180 ml), skleněná nálevka, filtrační papíry (0,45 μm), odměrná injekční stříkačka (10 ml), plastové zkumavky (15 ml) a sada pro stanovení dusičnanů a dusitanů, která obsahovala reagenty, laboratorní odměrku a standard k porovnání koncentrací.

Sada Seachem MultiTest Nitrite & Nitrate Test Kit ( $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_3^-$ ) (s přesností  $\text{NO}_2^-$  i  $\text{NO}_3^-$  v rozmezí 0,1–1 mg/l a rozsahem stupnice u dusitanů ( $\text{NO}_2^-$ ) 0–25 mg/l a u dusičnanů ( $\text{NO}_3^-$ ) 0–50 mg/l) pro stanovení dusičnanů a dusitanů byla použita jako alternativní řešení za laboratorní spektrofotometrickou metodu zejména z toho důvodu, že nebylo možné v rámci pandemie Covidu–19 cestovat mezi kraji a bylo tak složité se dostávat každý měsíc do laboratoře katedry ekologie a životního prostředí, proto tedy byla navržena tato alternativa s nejjednodušším využitím setů, které ukazovaly nejpřesnější škálu a daly se tak nejlépe koncentrace posoudit. Ukázka použitého materiálu a další fotodokumentace z terénu je uvedena v Příloze 2–9.

Princip stanovení *fosforečnanů* s molybdenanem amonným spočívá v redukci kyselinou askorbovou, kdy žlutý komplex přechází na molybdenovou modř vhodnou pro spektrofotometrické vyhodnocení. Absorpční maximum modrého zbarvení je kolem 800 nm (Horáková et al. 2007). Prvně prefiltrujeme vzorek s použitím filtru s průměrnou velikostí pórů 0,45 μm. Stanovíme blank (slepý vzorek) – injekční stříkačkou odebereme 10 ml

destilované vody, do které přidáme reagent „PhosVer 3“ a promícháme (ca 1–2 min) do rozpuštění. Poté si připravíme vzorek, do kyvety odebereme injekční stříkačkou 10 ml přefiltrovaného vzorku, přidáme reagent „PhosVer 3“, promícháme do rozpuštění a necháme zreagovat včetně blanku 8–10 min.

Princip stanovení *amonných iontů* spočívá v Nesslerově metodě, která je založena na reakci amoniaku a hydroxidů alkalických kovů s Nesslerovým činidlem (tj. tetrajodortuřnatanem amonným) za vzniku jodidu tzv. Millonovy báze (tj. oxidimerkuriaminjodidu). Jodid představuje málo rozpustnou žlutohnědou sloučeninu vytvářející při stanovení amonných iontů žlutohnědé koloidní roztoky. Intenzita barvy závisí na koncentraci amonných iontů (Horáková et al. 2007). U stanovení amonných iontů postupujeme obdobným způsobem jako u fosforečnanů, ale vzorek nefiltrujeme a přidáme 6 kapek Nesslerova činidla, promícháme do rozpuštění (ca 1 minutu) a necháme zreagovat včetně blanku 8–10 min. Následně byly v obou případech (fosforečnany i amonné ionty) porovnávány čisté vzorky s barevnými standardy, kdy výsledná barva odpovídala určité koncentraci na stupnici. Tato analýza se může zdát mírně nepřesná, vzhledem k tomu, že každé lidské oko vnímá jednotlivá zbarvení velmi různě.

Princip stanovení dusičnanů a dusitanů s použitím sady Seachem MultiTest Nitrite & Nitrate Test Kit (NO<sub>2</sub> a NO<sub>3</sub>) nemůže být přesně popsán, jde o patentovanou chemikálii a výrobce neprozradil podrobnosti složení. Obecně se však dusitany stanoví reakcí s kyselinou sulfanilovou na diazoniovou sůl a poté kopulují s kyselinou chromotropovou za vzniku růžového zbarvení. Dusičnany se nejprve redukují pomocí kadmia na dusitany a poté se celý proces stanoví stejným způsobem jako u dusitanů (HACH 1992). Postup stanovení spočívá u stanovení dusičnanů v naplnění pipety po baňku vodou ze vzorku. Následně testovaný vzorek napipetujeme do dutin testovacího plátu. Tento proces provedeme celkem dvakrát tak, aby byl v dutině objem dvou pipet. Poté kápneme do dutiny jednu kapku činidla „Nitrite Reagent 1“. Dále přidáme do vzorku jednu lžičku „Nitrate Reagent 2“, promícháme a necháme 5–8 minut zreagovat. Nakonec porovnáme vzniklou barvu v dutině s přiloženou stupnicí a odečteme hodnotu. Stanovení dusitanů probíhá stejným postupem, ale vynechá se krok s přidáním „Nitrate Reagent 2“ a vzorek by měl reagovat při 3–5 minutách. Test také obsahuje referenční vzorek „Nitrate Reference“



o hodnotě 10 mg/l dusičnanů. Pomocí něj si je možné ověřit, zda test funguje přesně v případě podezření na nesprávnost měření.

### **6.3 Princip odběru sedimentů v terénu, zpracování a použitý materiál**

Sezónní odběry dnových sedimentů probíhaly dvakrát v rozmezí roku 2021-2022 (podzim, jaro), kdy se pomocí shrabovacího odběráku (vzorkovače) ze dna koryta řeky Moravy a Baťova kanálu postupně odebíralo množství sedimentů, orientačně se určily vlastnosti vzorku (barva, zrnitost, složky sedimentů, klasifikace např. podle obsahu částic, písčité, hlinitopísčité apod.) a následně byl sediment prosítován. Vzorky byly poté sušeny volně na vzduchu po dobu nejméně 14 dnů, následně dosušeny v laboratorní sušárně při 105 °C, a nakonec došlo k laboratornímu stanovení těžkých kovů (Ni, Zn, Cu, Pb, Cd, Cr).

K analýze kovů byly použity vzorky, které bylo třeba podrobit mineralizaci mikrovlnným zářením pomocí mineralizačního zařízení Speedwave od firmy Berghof pomocí programu Soil, Sediment EPA 3052 k rozkladu sedimentů na mokré cestě. Nejprve se do teflonových mineralizačních nádob přesně navážilo 0,5 g vzorku, který byl po sušení předem rozmělněn v třecí misce a proset přes plastové síto (1 mm). Aby došlo k celkovému obsahu kovů v sedimentech, musí být použit pseudototální rozklad lučavkou královskou – směsí koncentrovaných kyselin HNO<sub>3</sub> a HCl. Ke vzorku bylo přidáno 6 ml 35 % kyseliny chlorovodíkové (HCl) a 2 ml 65 % kyseliny dusičné (HNO<sub>3</sub>). Současně se všemi vzorky se připravil slepý vzorek (Sample Blank). Prvních 5 minut proces mineralizace probíhal při 180 °C k zahřátí uzavřených teflonových mineralizačních nádob a poté byly vzorky udržovány na teplotě 180 °C po dobu 20 minut. a následovalo chlazení. Celkový rozklad probíhal po dobu zhruba 1 hod a 15 minut. Po mineralizaci byl vzorek naředěn v odměrné baňce do 50 ml a naředěný vzorek se přefiltroval přes filtrační papír (póry 45 μm). Z naředěného vzorku bylo poté odpipetováno pokaždé 2 x 10 ml do polypropylenových centrifugačních zkumavek s víčkem.

Celkový obsah kovů byl finálně stanoven na základě atomové absorpční spektrometrie (AAS) v plamenovém spektrometru AVANTA Σ fy. GBC. Ukázka použitého materiálu a další fotodokumentace z terénu je vyobrazena v Příloze 10–12.

## 7 Výsledky

### 7.1 Koncentrace vybraných ukazatelů jakosti povrchových vod

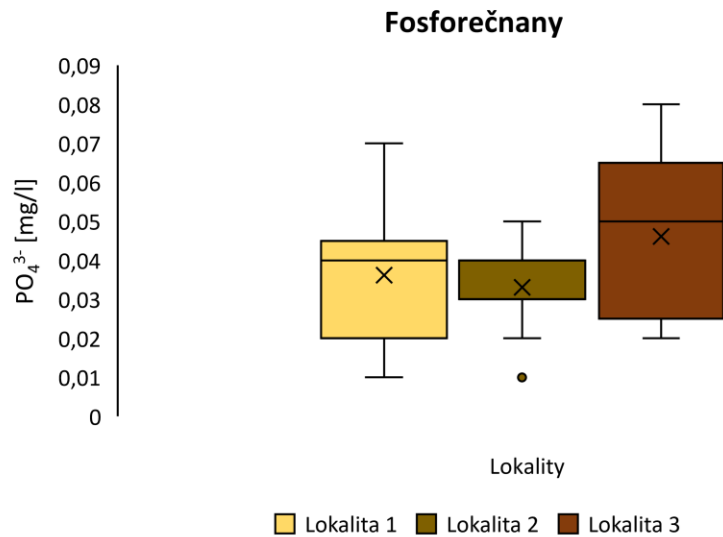
Pro tuto práci byly vybrány čtyři ukazatele jakosti povrchových vod: *fosforečnany* ( $PO_4^{3-}$ ), *amoniakální dusík* ( $N-NH_4^+$ ), *dusičnanový dusík* ( $N-NO_3^-$ ) a *dusitanový dusík* ( $N-NO_2^-$ ).

Kvalita vody byla orientačně klasifikována na základě tabulky podle ČSN 75 5221 (Příloha 19). S touto tabulkou byly následně srovnány naměřené hodnoty jednotlivých vybraných ukazatelů, které jsou znázorněny v tabulce v Příloze 28 a v grafech v Příloze 14–18. Také byly z naměřených koncentrací vypočítány průměrné koncentrace vybraných ukazatelů jakosti povrchových vod pro obecné vyhodnocení stavu kvality povrchové vody na sledovaných lokalitách a pro srovnání s limitními hodnotami dle hodnocení přípustného znečištění NV č. 401/2015 Sb.

Následující krabicové grafy (1–5) ukazují porovnání koncentrací jednotlivých vybraných ukazatelů jakosti povrchových vod během ročního monitorování a jejich změny.

#### *Fosforečnany* ( $PO_4^{3-}$ )

Na prvním grafu (Graf 1) lze vidět vývoj koncentrací fosforečnanů na třech vybraných lokalitách od dubna 2021 do dubna 2022. Koncentrace fosforečnanů na jednotlivých lokalitách se signifikantně lišily (ANOVA,  $F = 2,126$ ,  $P = 0,134$ ,  $F < F_{crit}$  ( $2,126 < 3,256$ ),  $P > \alpha = 0,05$ ). Signifikantní rozdíl mezi jednotlivými lokalitami (1 a 2  $q_{critical\ value} = 3,457 < q_{Tukey} = 65,82$ ; 1 a 3  $q_{critical\ value} = 3,457 < q_{Tukey} = 213,92$ ; 2 a 3  $q_{critical\ value} = 3,457 < q_{Tukey} = 79,75$ ) prokázal Tukeyho test. Nejvyšší hodnota mediánu (0,046 mg/l) byla prokázána na lokalitě č. 3 (Graf 1). Byla zde naměřena nejvyšší koncentrace fosforečnanů (0,08 mg/l) v srpnu 2021 (Graf v Příloze 14). Nejmenší koncentrace fosforečnanů byly naměřeny v listopadu 2021 a v lednu 2022. V listopadu se jednalo o lokalitu č. 1 (Morava v obci Spytihněv) a v lednu o lokalitu č. 2 (Bařův kanál v obci Huštěnovice). V obou případech byl naměřen pouze 0,01 mg/l  $PO_4^{3-}$  (Graf v Příloze 14).

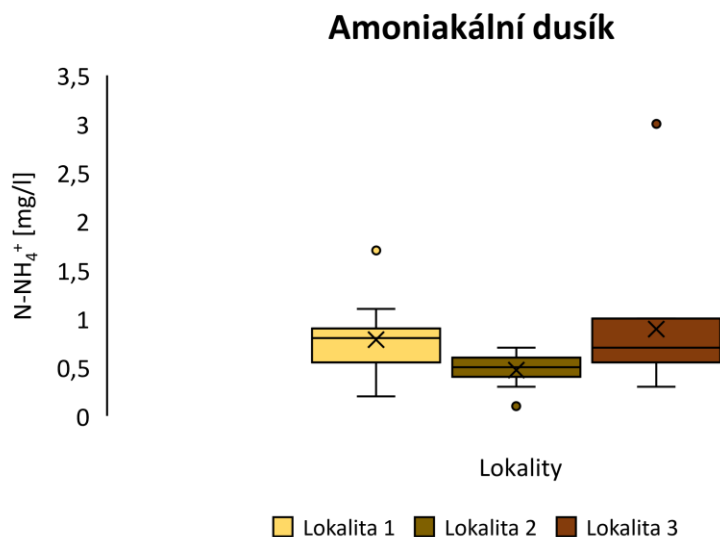


**Graf 1** Koncentrace fosforečnanů ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

(Pozn. Boxploty byly vytvořeny z naměřených hodnot na třech vybraných lokalitách. Jednotlivé krabicové grafy znázorňují uprostřed krabice medián = čára, mezikvartilové rozpětí (okraje krabice – horní a dolní kvartil = 50 % hodnot výběru), linie vycházející z krabice = maximum a minimum získaných hodnot, křížky = průměry a body v grafu vyznačují odlehlé hodnoty).

### *Amoniakální dusík ( $\text{N-NH}_4^+$ )*

Na druhém grafu (Graf 2) je vyobrazen vývoj koncentrací amoniakálního dusíku na třech vybraných lokalitách od dubna 2021 do dubna 2022. Koncentrace amoniakálního dusíku na jednotlivých lokalitách se signifikantně lišily (ANOVA,  $F = 3,060$ ,  $P = 0,059$ ,  $F < F_{\text{crit}}$  ( $3,060 < 3,259$ ),  $P > \alpha = 0,05$ ). Signifikantní rozdíl mezi jednotlivými lokalitami (1 a 2  $q_{\text{critical value}} = 3,457 < q_{\text{Tukey}} = 19,90$ ; 1 a 3  $q_{\text{critical value}} = 3,457 < q_{\text{Tukey}} = 6,82$ ; 2 a 3  $q_{\text{critical value}} = 3,457 < q_{\text{Tukey}} = 26,78$ ) prokázal Tukeyho test. Nejvyšší hodnota mediánu (0,89 mg/l) byla prokázána na lokalitě č. 3 (Graf 2). Byla zde naměřena nejvyšší koncentrace amoniakálního dusíku (3 mg/l) v červenci 2021 (Graf v Příloze 15). Stanovení koncentrace amoniakálního dusíku proběhlo v rámci tohoto vzorku celkem 2x, tedy byl proveden tzv. kontrolní vzorek, který byl otestován pozitivně, tudíž bylo potvrzeno, že se skutečně jedná o nárůst. Nejmenší koncentrace amoniakálního dusíku byla naměřena v dubnu roku 2021 na lokalitě č. 2. Naměřilo se pouhých 0,1 mg/l  $\text{N-NH}_4^+$  (Graf v Příloze 15).

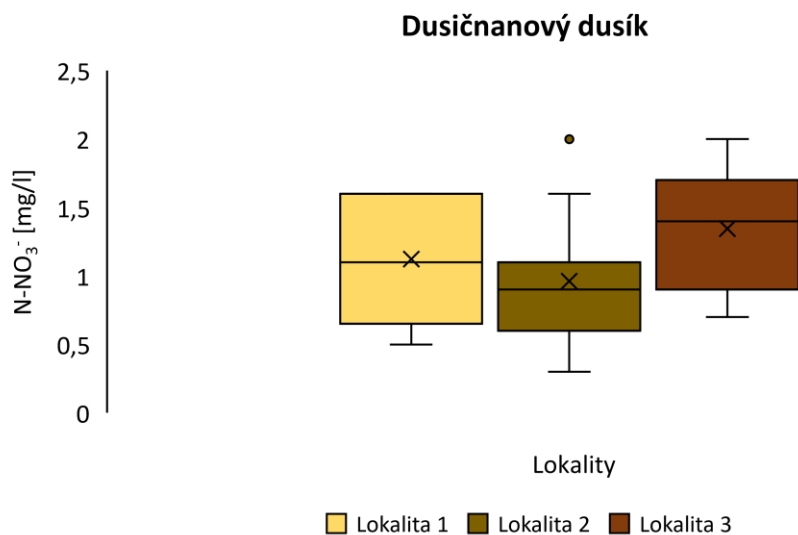


**Graf 2** Koncentrace amoniakálního dusíku ( $N-NH_4^+$ )

### *Dusičnanový dusík ( $N-NO_3^-$ )*

Třetí graf (Graf 3) ukazuje vývoj koncentrace dusičnanového dusíku na třech vybraných lokalitách od dubna 2021 do dubna 2022. Koncentrace dusičnanového dusíku na jednotlivých lokalitách se významně lišily (ANOVA,  $F = 2,409$ ,  $P = 0,104$ ,  $F < F_{crit}$  ( $2,409 < 3,259$ ),  $P > \alpha = 0,05$ ). Signifikantní rozdíl mezi jednotlivými lokalitami (1 a 2  $q_{critical\ value} = 3,457 < q_{Tukey} = 10,43$ ; 1 a 3  $q_{critical\ value} = 3,457 < q_{Tukey} = 14,4$ ; 2 a 3  $q_{critical\ value} = 3,457 < q_{Tukey} = 24,84$ ) prokázal Tukeyho test. Nejvyšší hodnota mediánu (1,35 mg/l) byla prokázána na lokalitě č. 3 (Graf 3). Byla zde naměřena nejvyšší koncentrace dusičnanového dusíku (2 mg/l) v lednu 2022. Rovněž nejvyšší koncentrace dusičnanového dusíku (2 mg/l) byla naměřena na lokalitě č. 2 (Graf v Příloze 16). Nejnižší koncentrace dusičnanového dusíku byly naměřeny v červnu 2021 na lokalitě č. 2, kdy se naměřilo pouze 0,3 mg/l  $N-NO_3^-$  (Graf v Příloze 16).

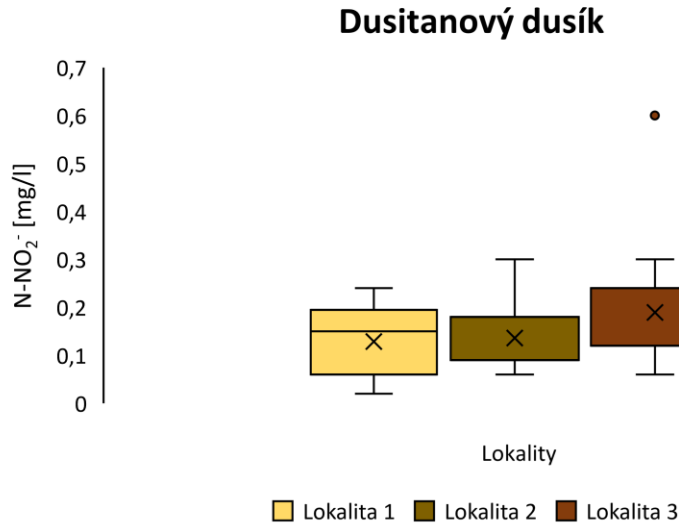




**Graf 3** Koncentrace dusičnanového dusíku (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

#### *Dusitanový dusík (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)*

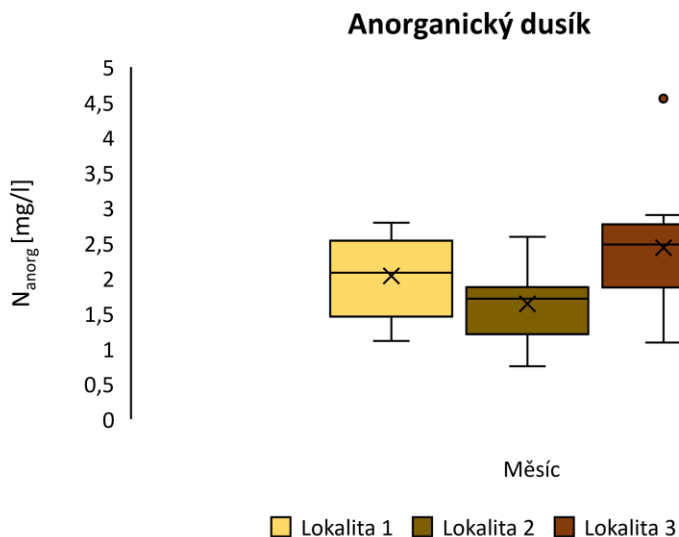
V dalším grafu (Graf 4) lze vidět vývoj koncentrace dusitanového dusíku na třech vybraných lokalitách od dubna 2021 do dubna 2022. Koncentrace dusitanového dusíku na jednotlivých lokalitách se signifikantně lišily (ANOVA,  $F = 1,333$ ,  $P = 0,276$ ,  $F < F_{crit}$  ( $1,333 < 3,259$ ),  $P > \alpha = 0,05$ ). Signifikantní rozdíl mezi jednotlivými lokalitami (1 a 2  $q_{critical\ value} = 3,457 < q_{Tukey} = 9,37$ ; 1 a 3  $q_{critical\ value} = 3,457 < q_{Tukey} = 73,99$ ; 2 a 3  $q_{critical\ value} = 3,457 < q_{Tukey} = 64,63$ ) prokázal Tukeyho test. Nejvyšší hodnota mediánu (0,19 mg/l) byla prokázána na lokalitě č. 3 (Graf 4). Byla zde naměřena nejvyšší koncentrace dusitanového dusíku (0,6 mg/l) v červnu 2021 (Graf v Příloze 17). Nejnižší naměřená koncentrace byla v dubnu roku 2021 v lokalitě č. 1 s pouhými 0,021 mg/l N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (Graf v Příloze 17).



**Graf 4** Koncentrace dusitanového dusíku ( $\text{N-NO}_2^-$ )

#### *Celkový anorganický dusík ( $N_{anorg}$ )*

Další graf (Graf 5) zobrazuje průměr celkového anorganického dusíku na základě všech vybraných forem dusíku na třech vybraných lokalitách od dubna 2021 do dubna 2022. Z hlediska celkového anorganického dusíku, který je součtem všech naměřených anorganických forem koncentrací dusíku ( $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NO}_2^-$ ), se v průměru nejedná o úplně extrémní hodnoty. Koncentrace celkového anorganického dusíku na jednotlivých lokalitách neprokázaly signifikantní odlišnost (ANOVA,  $F = 4,786$ ,  $P = 0,014$ ,  $F < F_{crit}$  ( $4,786 < 3,259$ ),  $P < \alpha = 0,05$ ). Signifikantní rozdíl mezi jednotlivými lokalitami a jejich koncentracemi anorganických forem dusíku není statisticky významný. Nejvyšší hodnota mediánu (2,43 mg/l) byla prokázána na lokalitě č. 3 (Graf 5). Největší podíl celkového anorganického dusíku byl stanoven v lednu 2022 na lokalitě č. 3, kdy se celkové koncentrace pohybovaly okolo 9,9 mg/l (Graf v Příloze 18). Nejnižší koncentrace celkového anorganického dusíku byly zpozorovány v dubnu 2021 na lokalitě č. 2. Celková koncentrace v tomto úseku byla stanovena na 2,6 mg/l (Graf v Příloze 18).



**Graf 5** Celkový anorganický dusík ( $N_{\text{anorg}}$ )

Ze všech naměřených hodnot jednotlivých ukazatelů byly určeny průměrné roční koncentrace vybraných ukazatelů zvláště pro každou lokalitu. Jednotlivé koncentrace se pak porovnaly na základě tabulky mezních hodnot dle ČSN 75 7221 Klasifikace jakosti povrchových vod. Za normálních okolností by byla vypočítána tzv. charakteristická hodnota výběrového souboru (hodnota ukazatele jakosti vody s předem zvolenou pravděpodobností nepřekročení 90 %), nicméně v tomto případě se počítá ze souboru s minimálním rozsahem 24 hodnot, což pro většinu profilů jakosti vody představuje období dvou let. V této práci bylo zvoleno kratší období jednoho roku, tedy charakteristická hodnota byla stanovena jako aritmetický průměr 3 nejnepříznivějších hodnot v daném datovém souboru (Langhammer 2002).

Na základě aritmetického průměru těchto charakteristických hodnot pro lepší vyhodnocení a posouzení extrémních hodnot byl stanoven celkový anorganický dusík. Na lokalitě č. 1 se roční průměrné koncentrace celkového anorganického dusíku pohybovaly na základě charakteristické hodnoty okolo 2,04 mg/l, ve 2. lokalitě okolo 1,64 mg/l a poslední lokalita č. 3 prokázala výsledné koncentrace okolo 2,43 mg/l. Hodnoty jsou uvedeny v tabulce v Příloze 20.

V rámci charakteristických hodnot byly na lokalitě č. 1 stanoveny fosforečnany ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) okolo 0,06 mg/l, amoniakální dusík ( $\text{N-NH}_4^+$ ) na 1,2 mg/l, dusičnanový dusík ( $\text{N-NO}_3^-$ ) okolo 1,36 mg/l a dusitanový dusík ( $\text{N-NO}_2^-$ ) celkem 0,21 mg/l. Na lokalitě

č. 2 se pohybovaly fosforečnany ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) okolo 0,04 mg/l, amoniakální dusík 0,7 mg/l, dusičnanový dusík ( $\text{N-NO}_3^-$ ) 1,56 mg/l a dusitanový dusík ( $\text{N-NO}_2^-$ ) průměrně 0,26 mg/l a lokalita č. 3 představovala v průměru 0,07 mg/l fosforečnanů ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), 1,6 mg/l amoniakálního dusíku, 1,8 mg/l dusičnanového dusíku ( $\text{N-NO}_3^-$ ) a 0,36 mg/l dusitanového dusíku ( $\text{N-NO}_2^-$ ). Všechny tyto stanovené hodnoty jsou vyobrazeny v tabulce v Příloze 20.

Dle tabulky v Příloze 21, průměrné koncentrace amoniakálního dusíku přesáhly dle hodnocení přípustného znečištění NV č. 401/2015 Sb. (Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech) limitní hodnoty.

Rovněž byly orientačně určeny další ukazatele jakosti povrchových vod a to teplota, barva a zákal vody. Orientační teploty pro tuto práci v rámci úseků blízkým k vybraným lokalitám pro zjišťování jakosti povrchových vod v této práci byly získány od Mgr. Lenky Procházkové z útvaru vodohospodářského plánování v rámci Povodí Moravy. Rovněž byly pro tuto práci poskytnuty orientační teploty z limnigrafické stanice Spytihněv od Mgr. Stanislava Lejsky z oddělení hydrologie v rámci ČHMÚ Brno. V tabulce v Příloze 31 jsou jednotlivé teploty vyobrazeny.

V úseku umělého koryta Bařova kanálu se v letní sezóně a na začátku jarní sezóny roku 2022 objevil mírný zákal v důsledku zvržených sedimentů, což mohlo zapříčinit zejména zvýšenou frekventovanost rekreační lodní dopravy, zvýšenou aktivitu vodních živočichů (zejména ryb) či povětrnostní vlivy.

## 7.2 Koncentrace těžkých kovů v sedimentech

Pomocí plamenové absorpční spektrometrie byly zjištěny jednotlivé koncentrace kovů (Ni, Zn, Cu, Pb, Cd, Cr) z předem zmineralizovaných vzorků sedimentů z podzimní sezóny 2021 a jarní sezóny 2022 ve třech popisovaných lokalitách. Obecně existuje celá řada nejrůznějších limitních hodnot nebo imisních standardů, které jsou určeny pro různé typy vod (lososovité – kaprovité vody, k vodárenskému využití atd.) k odhadu akutní či chronické toxicity a v ČR se tak zavádí pojem Normy environmentální kvality (NEK) pro hodnocení chemického stavu útvarů povrchových vod, seznam škodlivin v normě je však dosud omezený a hodnocení je

využito pro označení prioritních znečišťujících látek s významným rizikem pro vodní prostředí, pro sediment porovnání chybí. Využití ke srovnání hodnot s limitními hodnotami je ale spíše v oblasti průmyslových odpadních vod a vod užívaných v zemědělství. Normy jsou v souladu se strategií a cíli rámcové směrnice EU o vodě (2000/60/ES). V ČR jsou normy environmentální kvality zavedeny nařízením vlády č. 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech (EUR-Lex 2018; Nábělková 2012; NV Č. 401/2015 Sb.).

Provedlo se orientační srovnání koncentrací kovů v sedimentech povrchových vod s limitními hodnotami půdních sedimentů dle vyhlášky č. 257/2009 Sb. o používání sedimentů na zemědělské půdě dle zákona Ministerstva zemědělství a Ministerstva životního prostředí č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech), ve znění zákona č. 9/2009 Sb.

Také bylo pro zpřehlednění stanoveno srovnání s tzv. TEC (Threshold Effect Concentration) – prahovými efektivními koncentracemi kontaminace sedimentu, při kterých začala být pozorována toxická reakce u bentických organismů a PEC (Probable Effect Concentration) – pravděpodobnými efektivními koncentracemi, při kterých velké procento bentických organismů vykazuje toxickou reakci. Obecně se tyto koncentrace stanovují pro každý prvek či látku ve sladkovodních ekosystémech. Při překročení těchto prahových hodnot se dostávají nežádoucí účinky daného prvku či látky, a to především na bentické organismy (Geoengineer 2015; McDonald et al. 2000).

Složení sedimentů bývá velmi proměnlivé podle konkrétní lokality, ale většinou se jedná o směs písku, jílových částic, minerálů, částic půdy, organických materiálů a antropogenního znečištění. Podle zastoupení jednotlivých frakcí se liší také vlastnosti samotného sedimentu a ovlivněna je i jeho sorpční kapacita. U pískových částic je relativně malá, protože mají málo míst, kam se mohou vázat látky rozpuštěné ve vodě, naopak jílové částice mají míst více, jsou menší a tvoří větší povrch. Nejvíce vazebných míst mají organické částice (huminové kyseliny a fulvokyseliny, organický uhlík) (Šplíchal 2007).

Na *lokalitě č. 1* (Morava v obci Spytihněv) byl sediment spíše hlinitopísčité či hlinitý se značným zápachem po rybině, nejspíše díky anaerobním procesům (vznik nerozpustných sulfidů kovů atd.).

Na *Lokalitě č. 2* (Bařův kanál v obci Huštěnovice) se nacházelo značně kamenité dno s poměrným nedostatkem sedimentu s jemnými částicemi, proud vody byl pomalejší. Bylo tedy mírně obtížné odběr provést. Sediment tvořily vesměs písčité částice (nivní sediment nezpevněný) s menším obsahem organických částic rovněž se zápachem po rybině.

Na *lokalitě č. 3* (Morava před zaústěním Březnice) se nacházel nivní sediment, který byl tvořen zejména hlínou, pískem a štěrkem. Bylo zde značné množství bahna a mírný zákal vody se zahnívajícím zápachem či by se dal zápach přirovnat k močůvce (nejspíše kvůli statkovým hnojivům).

#### *Nikl (Ni)*

V podzimní sezóně 2021 se na lokalitě č. 1 pohybovaly koncentrace niklu v sedimentech okolo 36,6 mg/kg, na lokalitě č. 2 byly koncentrace výrazně vyšší a to 150 mg/kg a lokalita č. 3 ukázala zhruba 71,5 mg/kg (tabulka v Příloze 27).

V jarní sezóně 2022 lokalita č. 1 ukázala zvýšení koncentrací niklu na 59,8 mg/kg, na lokalitě č. 2 naopak nastal pokles na 67 mg/kg a lokalita č. 3 vykazovala oproti podzimu nárůst koncentrací niklu na 103,1 mg/kg (tabulka v Příloze 27).

#### *Zinek (Zn)*

V podzimní sezóně 2021 na lokalitě č. 1 se koncentrace zinku v sedimentech pohybovala okolo 165,4 mg/kg, na lokalitě č. 2 se prokázalo 405,8 mg/kg a lokalitě č. 3 314,3 mg/kg (tabulka v Příloze 27).

V jarní sezóně 2022 na lokalitě č. 1 vzrostla koncentrace zinku na 177 mg/kg, na lokalitě č. 2 byl následně značný pokles koncentrace zinku na 223,5 mg/kg a na lokalitě č. 3 mírný nárůst na 365 mg/kg (tabulka v Příloze 27).

### *Měď (Cu)*

Koncentrace mědi v podzimní sezóně 2021 se na lokalitě č. 1 pohybovaly okolo 24,6 mg/kg, na lokalitě č. 2 byly koncentrace mnohonásobně vyšší a to 140,2 mg/kg a na lokalitě č. 3 se ukázalo 67,8 mg/kg (tabulka v Příloze 27).

V jarní sezóně 2022 na lokalitě č. 1 byl mírný nárůst koncentrací mědi na 33,4 mg/kg, na lokalitě č. 2 však naopak výrazný pokles na 40,8 mg/kg a na lokalitě č. 3 mírný nárůst koncentrací na 105,4 mg/kg (tabulka v Příloze 27).

### *Olovo (Pb)*

V podzimní sezóně 2021 na lokalitě č. 1 se koncentrace olova v sedimentech pohybovaly okolo 19,3 mg/kg, na lokalitě č. 2 byly koncentrace olova výrazně vyšší zhruba 86,8 mg/kg a na lokalitě č. 3 naopak 38,2 mg/kg (tabulka v Příloze 27).

V jarní sezóně 2022 na lokalitě č. 1 se objevil mírný nárůst koncentrací olova v sedimentech oproti podzimní sezóně a to na 24,7 mg/kg, na lokalitě č. 2 se koncentrace pohybovaly okolo 27,6 mg/kg, což bylo značně méně než v podzimní sezóně a na lokalitě č. 3 byl prokázán mírný nárůst na 52,96 mg/kg (tabulka v Příloze 27).

### *Kadmium (Cd)*

V podzimní sezóně 2021 se na lokalitě č. 1 koncentrace kadmia pohybovaly okolo 1,3 mg/kg, na lokalitě č. 2 10,9 mg/kg a na lokalitě č. 3 bylo pouhých 1,1 mg/kg (tabulka v Příloze 27).

V jarní sezóně 2022 se na lokalitě č. 1 objevil výrazný nárůst, ale i pokles, koncentrace se pohybovaly okolo 1,2 mg/kg, na lokalitě č. 2 se však prokázal výraznější pokles koncentrací a to na 1,1 mg/kg. Na lokalitě č. 3 bylo stanoveno 1,9 mg/kg (tabulka v Příloze 27).

### *Chrom (Cr)*

Koncentrace chromu v podzimní sezóně 2021 na lokalitě č. 1 se pohybovaly okolo 112,2 mg/kg, na lokalitě č. 2 byly prokázány výrazně vyšší koncentrace kolem 298,2 mg/kg a na lokalitě č. 3 bylo 128,8 mg/kg (tabulka v Příloze 27).

V jarní sezóně 2022 se koncentrace pohybovaly okolo 119,5 mg/kg, na lokalitě č. 2 došlo k poklesu na 138,1 mg/kg a na lokalitě č. 3 ke značnému nárůstu na 316,9 mg/kg (tabulka v Příloze 27).

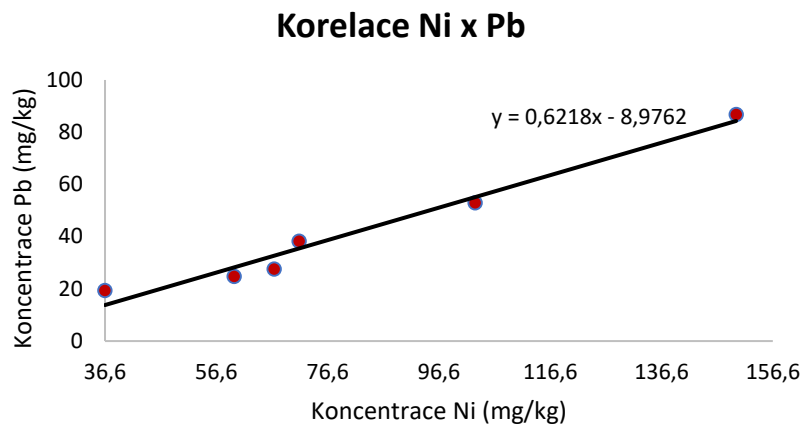
### 7.2.1 Korelace těžkých kovů v sedimentech

Pro lepší přehled byla stanovena míra korelace jednotlivých těžkých kovů k určení závislosti koncentrací jednoho kovu na druhém a zda by platilo pravidlo, že čím je jednoho kovu na lokalitě více neboli pokud je koncentrace tohoto kovu na jedné lokalitě vysoká, tím může být vyšší i koncentrace druhého kovu na této lokalitě vyšší.

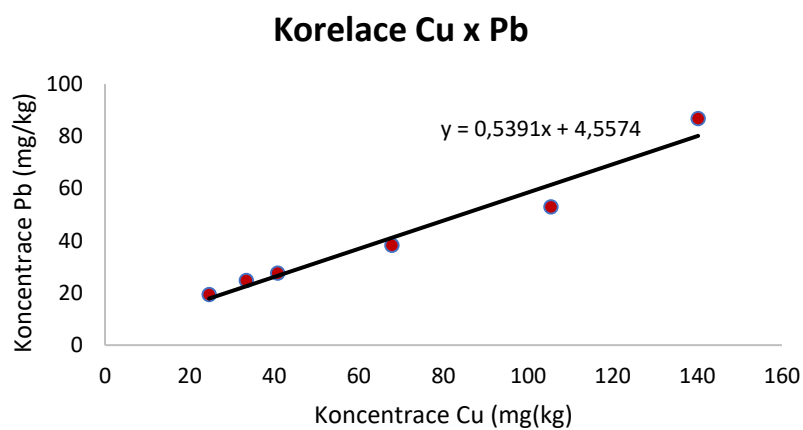
Celkově lze říci, že koncentrace na jednotlivých lokalitách jsou relativně rozdílné, ale rozdělení hodnot je na lokalitách normální. Je tedy možné počítat s T-testem ( $H_0: r = 0$  o nezávislosti jednotlivých kovů a statistické významnosti těchto kovů). Byl spočítán korelační koeficient mezi jednotlivými kovy. Z výsledků však poté byly ke grafickému znázornění vybrány pouze kovy s nejtěsnější korelací. Jednalo se o Ni a Pb ( $r = 0,986$ ;  $p = 0,002$ ), Cu a Pb ( $r = 0,979$ ;  $p = 0,028$ ), Ni a Cu ( $r = 0,972$ ;  $p = 0,046$ ). Těsný vztah byl prokázán rovněž u Zn a Cu ( $r = 0,969$ ;  $p = 0,0003$ ), Zn a Pb ( $r = 0,915$ ;  $p = 0,0008$ ), Cu a Cr ( $r = 0,913$ ;  $p = 0,004$ ), Ni a Zn ( $r = 0,909$ ;  $p = 0,0009$ ), Pb a Cd ( $r = 0,904$ ;  $p = 0,007$ ), Ni a Cr ( $r = 0,872$ ;  $p = 0,010$ ), Ni a Cd ( $r = 0,868$ ;  $p = 0,003$ ), Zn a Cr ( $r = 0,860$ ;  $p = 0,008$ ), Pb a Cr ( $r = 0,853$ ;  $p = 0,005$ ), Cu a Cd ( $r = 0,801$ ;  $p = 0,013$ ). Všechny hodnoty korelačního koeficientu pro tyto kovy mezi sebou prokázaly pozitivní velmi silnou korelaci ( $r > 0$ ;  $0,80 - 1,00$ ). Cd a Cr ( $r = 0,637$ ;  $p = 0,005$ ), Zn a Cd ( $r = 0,666$ ;  $p = 0,001$ ) prokázaly silnou korelaci ( $r > 0$ ;  $0,60 - 0,79$ ) (Evans 1996). U všech kovů mezi sebou platila  $H_1$  (alternativní hypotéza) ( $p \neq 0$ , kovy jsou na jednotlivých lokalitách na sobě nějakým způsobem závislé, koeficient  $r$  je statisticky významný).

Na Grafech 8–10 jsou vyobrazeny nejtěsnější vztahy těžkých kovů v sedimentech v podzimní sezóně 2021 a jarní sezóně 2022.

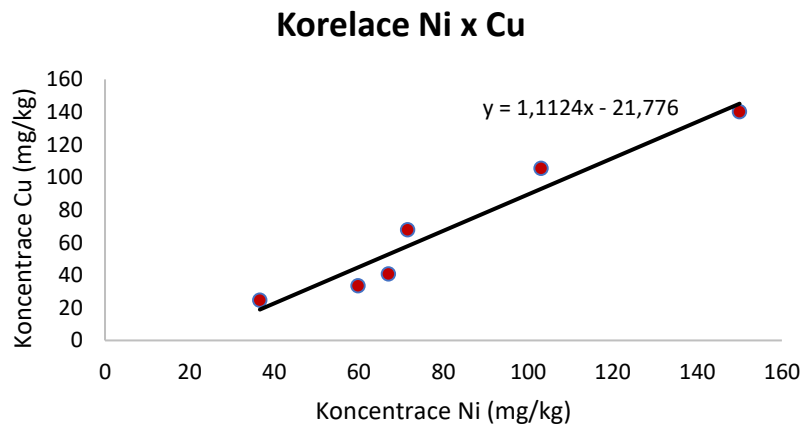




**Graf 6** Korelace (těsnost) mezi Ni a Pb v podzimní a jarní sezóně



**Graf 7** Korelace (těsnost) mezi Cu a Pb v podzimní a jarní sezóně



**Graf 8** Korelace (těsnost) mezi Ni a Cu v podzimní a jarní sezóně

## 8 Diskuse

Jednotlivé koncentrace vybraných ukazatelů jakosti povrchových vod se během roku postupně měnily. Z výsledků lze vidět značnou kolísavost mezi jednotlivými hodnotami. Docházelo ke klesání i stoupání naměřených hodnot. *Lokalita č. 3* (Morava před zapojením Březnice v obci Kněžpole) obecně představuje přirozený tok Moravy, kde byly naměřeny nejvyšší hodnoty všech vybraných ukazatelů jakosti povrchových vod v rámci ročního výzkumu a jedná se tak o nejbohatší lokalitu na živiny.

Z výsledků dle tabulky v Příloze 27 vyplývá, že nejproblematictější vybraným ukazatelem jakosti povrchové vody na základě průměrných hodnot naměřených koncentrací na všech třech sledovaných lokalitách je *dusitanový dusík* ( $N-NO_2^-$ ), ale z hlediska jednotlivých lokalit se jedná o amoniakální dusík ( $N-NH_4^+$ ). Ač byly na některých lokalitách jednotlivé koncentrace ukazatelů zvýšené, dle ČSN 75 7221 překročily limitní hodnotu V. třídy jakosti povrchových vod (velmi silně znečištěnou vodu) neboli „stav povrchové vody, který byl ovlivněn lidskou činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky umožňující existenci pouze silně nevyváženého ekosystému“ (ČSN 75 7221) pouze dvě lokality u amoniakálního dusíku ( $N-NH_4^+$ ) (lokalita č. 1 v říjnu 2021 = 1,7 mg/l a lokalita č. 3 v červenci 2022 = 3 mg/l).

Výsledky můžeme porovnat s vymezováním kvality povrchové vody řeky Moravy z roku 2019 a 2020 podle souhrnné zprávy z Povodí Moravy (Procházková et al. 2021) v rámci nejbližšího odběrného úseku Morava–Otrokovice nejbližšího k odběrné lokalitě č. 1 (Morava v obci Spytihněv) se koncentrace amoniakálního dusíku ( $N-NH_4^+$ ) pohybovaly v I. třídě (neznečištěná voda), naopak výsledné koncentrace amoniakálního dusíku v této práci (2021–2022) (1,2 mg/l) vykazovaly zvýšení amoniakálního dusíku na II. třídu jakosti povrchových vod ve sledovaném území, což představuje mírné zhoršení stavu na základě jakosti vody na této lokalitě. Naměřené hodnoty dusičnanového dusíku ( $N-NO_3^-$ ) dle zprávy Procházkové et al. (2021) se pohybovaly ve II. třídě jakosti (mírně znečištěná voda) a v roce 2021–2022 v průměru na této lokalitě došlo ke zlepšení stavu z hlediska znečištění (koncentrace se pohybovaly okolo 1,36 mg/l) a zařazení jakosti vody do I. třídy (neznečištěná voda)

Posledním srovnávacím úsekem je Morava–Březnice v profilu Jarošov, který je nejbližší 3. lokalitě (Morava před zaústěním Březnice v obci Kněžpole). Koncentrace *Amoniakálního dusíku* ( $N-NH_4^+$ ) v rozmezí roku 2021–2022 představovaly mírné zlepšení ve srovnání s měřením dle Procházkové et al. (2021) v rozmezí 2019–2020, kdy byly naměřené koncentrace zařazeny do IV. třídy jakosti, zatímco v roce 2021–2022 byly koncentrace (1,6 mg/l) zařazeny do III. třídy jakosti povrchových vod. Koncentrace *dusičnanového dusíku* ( $N-NO_3^-$ ) dle Procházkové et al. (2021) se pohybovaly ve II. třídě jakosti povrchových vod a v roce 2021–2022 (1,8 mg/l) v průměru došlo k zařazení do I. třídy jakosti povrchových vod.

Koncentrace *dusitanového dusíku* ( $N-NO_2$ ) (lokalita č. 1 = 0,21 mg/l; lokalita č. 2 = 0,26 mg/l; lokalita č. 3 = 0,36 mg/l) v průměru všechny spadaly do II. – IV. třídy jakosti povrchových vod, což představuje mírný problém z hlediska znečištění vodního toku zejména na lokalitě č. 3, která spadala do IV. třídy (silně znečištěná voda) (Langhammer 2002).

### *Fosforečnany*

Oproti výzkumu Turkové a Tůmy (2014), kteří uvedli ve své práci, že nejnižší hodnoty *fosforečnanů* naměřili vždy na počátku vegetační sezóny, byly nejmenší hodnoty fosforečnanů v této práci naměřeny v období vegetačního klidu na podzim v listopadu roku 2021 na lokalitě č. 1 (Morava v obci Spytihněv) a v lednu roku 2022 na lokalitě č. 2 (Bařův kanál v obci Huštěnovice). Období vegetačního klidu je většinou vymezeno od 1. listopadu do 31. března (Nedvěd 2015). Naopak nejvyšší koncentrace *fosforečnanů* byly naměřeny na lokalitě č. 3 (Morava před zaústěním Březnice v obci Kněžpole) v srpnu 2021. Hlavním důvodem tohoto nárůstu mohl být z hlediska bodového zdroje znečištění zvýšený provoz v této sezóně a rovněž v dalších měsících vykazujících nárůst fosforečnanů na této lokalitě v rámci potravinářského průmyslu, neboť přímo ve sledovaném území se nachází provoz jatek. Hlavním zdrojem těchto zvýšených hodnot tedy mohla být způsobena odpadní voda vzniklá z provozu (zpracování masa). Rovněž se zde nachází betonárna DOBET, SPOL s. r. o. (obr. v Příloze 13) specializující se na výrobu betonové směsi. Obecně do betonové směsi většinou bývají přidávány sloučeniny fosforu a železa tzv. ferfosfory ( $Fe_2P$ ), plnidla

s velkou hustotou (Chemie 2003–2006). Při výrobě či uskladnění tak mohl být materiál přenesen do toku, což rovněž v menší míře mohlo tuto skutečnost ovlivnit.

K dalšímu zvýšení koncentrací fosforečnanů došlo na *lokalitě č. 3* zejména v červnu a červenci 2021, kdy se koncentrace fosforečnanů pohybovaly okolo 0,07 mg/l. V těchto měsících se projevilo větší sucho na sledovaném území, které dle ČHMÚ (2021) v červnu 2021 nabylo extrému, kdy byl zmonitorován silně podnormální stav až mimořádně podnormální stav v rámci sucha. Červenec 2021 se opět přehoupl do mírně podnormálního stavu, kdy ale stále převládalo mírné sucho. Sucho obecně hodnotíme z hlediska jakosti povrchových vod jako negativní jev a mohlo by tak mít vliv na zhoršení kvality vody. Díky suchu se na hladinách většinou projevují nízké průtoky, což může působit rovněž na odpadní vody, které jsou za sucha ve vodních tocích méně naředěny, jsou ovlivňovány samočisticími procesy a další chemické procesy (Duras et al. 2015; Procházková et al. 2021). Vypouštění odpadních vod obecně představuje díky nedostatečnému srážení stálý problém z hlediska odstraňování fosforu. S tímto se pojí skutečnost, že na ČOV mají značný vliv rovněž vody dešťové, tedy pokud je nedostatek dešťů jako v případě suchého období popisovaném v této práci, ČOV často hlásí havarijný stav a mohou odlehčovat i za sucha, ucpávat se atd. (Kosour 2018). Značnou souvislost se zvýšenými koncentracemi fosforečnanů by mohl mít i ostrý sluneční svit a vyšší teploty, což mohlo vyústit až k procesům eutrofizace a tím zvýšenému obsahu živin v mrtvých ramenech Moravy Koňovy a Výrovka, které jsou odříznuty od Moravy přímo u odběrové *lokality č. 3*. Eutrofizace mohla být způsobena i antropogenně. Antropogenní eutrofizace vod většinou totiž vzniká především smýváním dusíkatých a fosforečných hnojiv z polí, splaškovými vodami a fekáliemi (Kvítek a Tippl 2003).

V srpnu 2021 se naopak po celém území tvořily silné deště, které mohly zapříčinit splach *fosforečnanů* ze zmíněných ramen do hlavního toku Moravy nebo nejprve do Kněžpolského lesa, který je situován v dané lokalitě a poté z lesa do toku. Deštivá situace mohla také ovlivnit splach fosforečnanových hnojiv z orné půdy nacházející se přímo u toku a mrtvých ramen, která je využívána pro zemědělské účely především firmou FYTO, spol. s r. o. (obr. v Příloze 13) nacházející se na sledovaném území. Obecně se tato firma zabývá zemědělskou výrobou (rostlinnou i živočišnou) podmíněnou dodávanými hnojivy (Evropská databanka 1991–2022). U chovu hospodářských zvířat mohlo jít o stájová hnojiva, která byla následně rozptýlena do toku, jedná se však pouze o domněnku. Judová a Janský (2005) ve

své práci popisují, že je v současné době spotřeba hnojiv vyšší než průměrné hodnoty v ČR, kdy například největší zemědělský závod v povodí uvádí spotřebu hnojiv na 110 kg čistých živin na hektar. Dusíkatá hnojiva tvoří 72 %. Porovnání spotřeby hnojiv v ČR a EU ale ukazuje, že česká spotřeba je výrazně nižší než v jiných zemích EU. V srpnu 2021 ale obecně docházelo k silným deštům na všech třech sledovaných lokalitách. Podle Špundové (2014) v případě vyšších srážek může docházet kvůli naředění ke snížení koncentrace např. organického znečištění, ale naopak Procházková et al. (2021) uvedla, že díky vyšším srážkám může dojít rovněž k negativnímu vlivu „vyplachování nahromaděného znečištění v povodí“ a nárazově se tak může zatížit tok množstvím znečišťujících látek, zejména dusičnanů a fosforečnanů. Voda obecně zatížená živinami z obdělávané půdy představuje výsledek procesů vyplavování, odtoku a eroze. V přírodě však není možné od sebe tyto procesy jednoduše odlišit. Voda může prosakovat do půdy a vyvolat vyplavování, ale voda, která obsahuje rozpuštěné živiny může vyvěrat na povrch několik metrů po svahu a připojovat se k povrchovému odtoku (Kvítek a Tippl 2003).

Co se týče *lokality č. 1* (Morava v obci Spytihněv), nejvyšší možná koncentrace *fosforečnanů* na této lokalitě byla naměřena na konci srpna 2021, kdy se naměřená koncentrace rovnala 0,07 mg/l. Stejně tak jako u *lokality č. 3* se na tomto území nachází několik zařízení průmyslové a intenzivní zemědělské výroby. Vegetace je zde redukována většinou pouze na doprovodnou zeleň Pohořelického potoka, lesních ploch a trvale travních porostů (Dujka et al. 2015). Odpadní vody z této zemědělské výroby (konkrétně živočišné výroby) tak mohou mít značný dopad na zvýšení *fosforečnanů* v tomto toku. Celkově je obec Spytihněv odkanalizována jednotným kanalizačním systémem. Dešťové i splaškové odpadní vody z cca 87 % zastavěného území obce, které jsou odváděny stokami jednotné kanalizace, jsou po odlehčení dešťových vod na odlehčovacích komorách zaústěny do ČOV, zbývající část obce není napojena na ČOV a splaškové vody jsou tak vypouštěny do toku Moravy či do odstavených ramen. Komunální znečištění by tak mohlo představovat obrovský problém pro tento vodní tok, a i relativně nízkým průměrným ročním vypouštěním by se mohlo jednat o značné riziko (Dujka et al. 2015; Judová a Janský 2005). Obec Spytihněv se nachází vedle obce Babice, kde se vyskytuje ČOV na Pastvišťovém mostě vedoucí přes Kudlovický potok. ČOV má přes Kudlovický potok zaústění do toku Moravy, což by mohlo představovat horší kvalitu vody na této lokalitě. Naše krajina je obecně urbanizovaná a často využívaná, těžko

lze nalézt lokality neovlivněné člověkem, které by se daly mezi sebou porovnávat (internetový zdroj).

### *Amoniakální dusík*

Amoniakální dusík je typický ukazatel odrážející bodové, v menší míře i plošné znečištění. Změny jeho koncentrací v tocích bývají v převážné míře ovlivňovány vodností toku. Langhammer (2002) uvedl, že v ČR došlo v průběhu 90. let 20. století k zásadnímu poklesu úrovně zátěže toků amonnými ionty. Ke snížení došlo zejména na základě omezení emisí z hlavních průmyslových zdrojů znečištění. První polovina 90. let představovala značnou výstavbu a intenzifikaci čistíren odpadních vod u největších průmyslových zdrojů emisí. V druhé polovině 90. let došlo k návaznosti výstavby a modernizaci čistíren odpadních vod u komunálních zdrojů. Nicméně od začátku 21. století se objevuje značný nárůst zátěže amoniakálního dusíku na základě různých faktorů, což se projevilo i na nárůstu koncentrací amoniakálního dusíku.

V letní sezóně v červenci 2021 byla naměřena na *lokality č. 3* (Morava před zaústěním Březnice) nejvyšší koncentrace *amoniakálního dusíku* v rámci celého roku. Jedná se oproti nižším koncentracím opravdu o značný nárůst. Důvodem vysoké koncentrace zde mohl být dle výsledků stejně tak jako v případě nárůstu *fosforečnanů* a *dusičnanů* značný nárůst zejména z hlediska plošného antropogenního znečištění z intenzivní zemědělské výroby. *Amonné ionty* jsou většinou původem z půdy a jejich zvýšený podíl v tomto toku mohl zapříčinit splach z ornice nacházející se v oblasti sledované lokality. Obecně zdroje znečišťování *amoniakem* ale představují také splaškové odpadní vody z měst a obcí, konkrétně může být jeho původ i z moči. Močovina se obecně rozkládá na *amoniakální dusík*. V období s vyššími koncentracemi *amonných iontů* mohla být zejména již zmíněná firma FYTO, spol. s. r. o. Mohli použít dusíkatá hnojiva (např. v podobě tzv. čpavkové vody – kejdy, močůvky). Firma se rovněž specializuje na chov hospodářských zvířat, a tedy do toku mohly být uvolněny toxické koncentrace *amoniakálního dusíku* rozkladem chlévské mrvy, kejdy a odpadů zejména z provozovaného chovu drůbeže (Langhammer 2006).

### *Dusičnany*

Dusičnany se přirozeně vyskytují v menších koncentracích v povrchových vodách. Tato forma dusíku představuje vždy konečný stupeň rozkladu organických dusíkatých látek nitrifikačními procesy za přítomnosti kyslíku v rámci cyklu dusíku. *Dusičnany* se poté stávají významným zdrojem živin pro vegetaci, který má výrazný roční cyklus v povrchových vodách. Ve vegetačním období (jaro–léto), jsou *dusičnany* spotřebovávány vegetací a tím by měly by přirozeně jejich koncentrace v tomto období ve vodách nižší. Maximální hodnoty by měly dosahovat většinou mimo vegetační období (podzim–zima). Neobvyklé vyšší koncentrace jsou ale téměř vždy podmíněny antropogenní činností (Pollák 2018).

Nejvyšší koncentrace *dusičnanů* byly dle výsledků naměřeny současně na odběrové lokalitě č. 2 (Bařův kanál v obci Huštěnovice) a lokalitě č. 3 (Morava před zaústěním Březnice v obci Kněžpole) v lednu 2022. V tomto zimním období se většinou jedná o období vegetačního klidu a *dusičnany* tak nejsou masově spotřebovávány, nicméně jejich postupný nárůst přišel již v květnu roku 2021. Na lokalitě č. 1 (Morava v obci Spytihněv) byla největší koncentrace *dusičnanů* prokázána na konci srpna 2021. Z hlediska antropogenní činnosti, důsledkem tohoto zvýšení mohl být obdobný problém jako v případě *fosforečnanů* v témže měsíci. Tuto situaci mohlo ovlivnit zejména plošné znečištění ze zemědělské výroby, které dle Polláka (2018) představuje hlavní zdroj znečištění *dusičnany*. Za jezem od plavební komory Spytihněv se odděluje přirozené koryto Moravy od Bařova kanálu, který zde také může ovlivňovat v menší míře vyplavování látek. S touto skutečností může být i jisté ovlivnění vyšší koncentrace *dusičnanů* bývalou skládkou označenou jako Spytihněv – za Moravou. Jedná se o bývalou skládku komunálních (zejména zaolejované vody) a průmyslových odpadů (např. odpady z obalovny živočišných směsí) nacházející se mezi Bařovým kanálem a řekou Moravou (před odběrovou lokalitou této práce) přímo na břehu. Skládku již byla rekultivována a urovnána dle okolního terénu, nebyla však dosud asanována. Plocha této skládky není nijak oplocená (Dujka et al. 2015).

Oproti obsahu *fosforu* jsou dle Turkové a Tůmy (2014) v suchých letech koncentrace *dusičnanů* nižší než v letech s vyššími srážkami, neboť díky vyšším srážkám může naopak dojít ke splachu *dusičnanů* z polí do toku, což se ukázalo v období sucha (červen–červenec 2021) zejména na lokalitě č. 1 (Morava u obce Spytihněv), kdy bylo naměřeno v červnu pouhých 2,5 mg/l  $\text{NO}_3^-$  a v červenci 2 mg/l  $\text{NO}_3^-$ . Co se týká konkrétně *lokality č. 2*

představující umělý tok Bařova kanálu, důsledkem zvýšení koncentrace *dusičnanů* mohla být lodní doprava na Bařově kanále, protože dle informací od Ing. Michala Nezvala, marketéra a správce sociálních sítí Bařova kanálu, o. p. s., plavební sezóna na Bařově kanále začíná v květnu, kdy se zprovozňují plavební komory. Tato provozní doba je pak ukončena v září, avšak výletní lodě většinou jezdí již od dubna do konce října, což naznačuje zejména zvýšená koncentrace dusičnanů v srpnu 2021, kdy doznívá konec letního období a z hlediska rekreace tedy tato skutečnost mohla mít velký vliv. Značné zvýšení znečištění bychem mohli posoudit především také na základě skladby motorů lodí. Dle Ing. Michala Nezvala na Bařově kanále projíždí většinou závěsné benzínové, v menší míře i diesellové lodě (s vznětovými motory) či také elektrickými motory, občasně se objevujících na malých člunech. Dříve se do motorových paliv (zejména do benzínu) používalo jako aditivum tetraethylolovo, k jehož výrobě se používal i dusičnan olovnatý. Benzínové motory představují zážehové motory. Stále se k benzínu přidává etanol zvyšující vznětlivost paliva. Etanol pak představuje nepříznivé vlastnosti jako nízkou mazací schopnost, korozivní agresivitu či nízké cetanové číslo, tyto vlastnosti jsou však ovlivňovány přísadami na bázi organických *dusičnanů* a *dusitanů* (Kovář 2013). Z tohoto důvodu se tedy mohou ve vodách objevit značná rezidua znečišťujících látek a může tak být v menší míře ovlivněn výskyt *dusičnanů* v toku. Vznětové motory tak mohou představovat možný únik *dusičnanů* i *dusitanů* do vodních toků. I přesto ale uvolňování znečišťujících látek (zejména *dusičnanů*) z lodní dopravy nepatří mezi nejčastější znečišťovatele toků. Především z hlediska havárií na vodních tocích Jáglová et al. (2009) uvedli, že v roce 2007 vodní doprava představila havarijní situaci v toku pouze v 1,1 % oproti např. chemickými látkami mimo těžké kovy v 7,2 %, v 9,9 % odpadními vodami či nejvíce v 55 % havárií způsobených ropnými látkami.

Od roku 2020 se v České republice potýkáme s pandemií covid-19, proběhla různá opatření. V půlce dubna 2021 přišla vlna rozvolňování, zrušil se zákaz cestování mezi okresy a zákazy vycházení, a tedy je možné usoudit, že rozvolňování a zahájení plavební sezóny mělo jistou souvislost a dopad na větší frekventovanost v rámci rekreace na lodích, žádoucí a nejvíce vyhledávanými místy pro rekreaci bylo prostředí s nižším počtem osob. Bařův kanál by tedy mohl být potenciálním případem. V současnosti díky rozmachu vodní dopravy Bařův kanál podléhá neustálému čištění a úpravám koryta či břehů (Hájek 2018). U *lokality* č. 2 (Bařův kanál v obci Huštěnovice) se nachází pole s ornici, tedy mohlo dojít jako u



dalších lokalit ke zvyšování koncentrace *dusičnanů* ve spojení s vyšším hnojením této zemědělské půdy a následným splachem do toku. Dle Špundové (2014) jsou ornice z hlediska typů plošného znečištění jako nejvýznamnější zdroj v rámci zemědělství, ze kterého se do vod dostávají především *dusičnany* a *fosforečnany*.

Další rizika na Baťově kanále by mohly představovat živelné pohromy (již zmiňované náhlé přívalové deště či velká sucha). Přívalové deště by mohly v extrémním případě způsobit na této lokalitě povodně. K zamezování vzniku povodní zde však došlo k úpravám toku a protipovodňové ochraně. Baťův kanál je tak po celé délce zregulovaný, tvořen umělým zemním korytem lichoběžníkového tvaru s částečně opevněnými břehy betonovými panely (Dujka et al. 2011). Tato podélná regulace ale může mít negativní vliv a limitovat tak samočisticí schopnost toku, což může měnit kvalitu vody.

V rámci provozu a vodní dopravy může být Baťův kanál také ohrožován požáry lodí. Požáry pak mohou způsobit únik provozní kapaliny do toku (Hájek 2018).

#### *Dusitany*

Zvýšené množství *dusitanů* mohlo být rovněž způsobeno vypouštěním odpadních vod do jednotlivých toků. Zpravidla se jedná o průmyslové znečištění. Mírný vliv mohly mít i atmosférické srážky, ve kterých jsou *dusitany* v menší míře obsaženy. *Dusitany* obecně mohou indikovat i fekální znečištění, protože jsou produktem rozkladu organického dusíku, který se vyskytuje v živočišných odpadech.

Nejvyšší koncentrace *dusitanů* byla naměřena v březnu 2022 na *lokalitě č. 3* (Morava před zaústěním Březnice v obci Kněžpole), na což mohla mít opět vliv zemědělská výroba, odpady z jatek apod. Vyšší koncentrace *dusitanů* byla naměřena také na *lokalitě č. 2* (Baťův kanál v obci Huštěnovice), což mohlo být zapříčiněno zejména vypouštěním odpadní vody z malé obecní ČOV v Huštěnovicích nacházející se na dané lokalitě. Jejím recipientem je bezejmenný přítok Jakubského potoka (Huštěnovický potok) a Jalubský potok je pravostranným přítokem Baťova kanálu (Dujka et al. 2011).

#### *Těžké kovy v sedimentech*

V porovnání s limitními hodnotami půdních sedimentů dle vyhlášky č. 257/2009 Sb. o používání sedimentů na zemědělské půdě dle zákona Ministerstva zemědělství a Ministerstva

životního prostředí č. 156/1998 Sb. (limitní hodnoty uvedeny v tab. v Příloze 23) by byl v případě niklu, mědi a chromu překročen limit v podzimní sezóně na lokalitě č. 2 (nikl 150 mg/kg, měď 140,2 mg/kg, chrom 298,2 mg/kg) a v jarní sezóně na lokalitě č. 3 (nikl 103,1 mg/kg, měď 105,4 mg/kg, chrom 316,9 mg/kg). Co se týče zinku, lokalita č. 2 (405,8 mg/kg), lokalita č. 3 (314,3 mg/kg) v podzimní sezóně a lokalita č. 3 (365 mg/kg) v jarní sezóně by dosáhly nadlimitních hodnot. Kadmium by bylo překročeno v obou sezónách na všech třech lokalitách, nejvíce by byl překročen limit na lokalitě č. 2 v podzimní sezóně (10,9 mg/kg).

Další porovnání by mohlo být v rámci limitu těžkých kovů ve vodách podle metodického pokynu MŽP z roku 1996 (tab. v Příloze 26). Tento metodický pokyn Ministerstva Životního prostředí je stanoven pro plaveniny a sedimenty z roku 1996 (dále jen MP MŽP), avšak do státní normy přijaty zatím nebyly. Limity v tomto metodickém pokynu jsou rozděleny do tří částí označených A, B, C. Limit C se dělí na maximální povolené koncentrace podle způsobu užívání plochy, např. obytné, průmyslové (platí pro půdy, ale ne pro sedimenty), rekreační. Limity jsou sepsány tak, aby bylo možné určit a nějak objektivně zhodnotit stav dané lokality, a aby se dalo posoudit, jestli jsou koncentrace naměřené ve vzorcích nebezpečné pro život.

Překročení limitu A je považováno za znečištění dané lokality (sedimentu, půdy) kovem s výjimkou lokalit s přirozeně vyšším přírodním pozadím sledovaných látek. Vyšší přirozené pozadí je očekáváno např. poblíž ložisek kovů. Překročení limitu B může mít negativní vliv na zdraví člověka, a i dalších složek životního prostředí a ekosystémů. Toto znečištění rovněž vyžaduje další opatření na lokalitě. Překročení limitu C představuje znečištění, které může vyznačovat významné riziko pro zdraví člověka a dalších složek životního prostředí a vyžaduje dekontaminaci lokality podle způsobu jejího využití (u půdy). V porovnání s těmito limity byla situace na všech lokalitách následující: V podzimní sezóně 2021 na lokalitě č. 2 (150 mg/kg) a 3 (71,5 mg/kg) přesáhly koncentrace niklu limitních hodnot A. V jarní sezóně 2022 na lokalitě č. 2 (67 mg/kg) a 3 (103,1 mg/kg) by bylo dosaženo nadlimitních hodnot A. Co se týče zinku, v podzimní sezóně 2021 by všechny lokality přesáhly limitních hodnot A (1–165,4 mg/kg, 2–405,8 mg/kg, 3–314,3 mg/kg). V jarní sezóně by byla situace stejná, rovněž by bylo dosaženo nadlimitních hodnot A (1–177 mg/kg, 2–223,5 mg/kg, 3–365 mg/kg). Lokalita č. 2 v podzimní sezóně (140,2 mg/kg) a lokalita č. 3 v jarní sezóně (105,4 mg/kg) by dosáhly nadlimitních hodnot A. Koncentrace olova by

přesáhly limitních hodnot A pouze u lokality č. 2 v podzimní sezóně (86,8 mg/kg). Kadmium by dosáhlo nadlimitních hodnot A na všech lokalitách v obou sezónách a na lokalitě č. 2 v podzimní sezóně (10,9 mg/kg) by bylo dosaženo nadlimitních hodnot B. Všechny lokality v obou sezónách by dosáhly nadlimitních hodnot chromu A.

McDonald et al. (2000) stanovili hodnoty tzv. Treshold Effect Concentration (TEC) neboli prahové efektivní koncentrace. Každý prvek a látka (potenciální polutant) mají hodnotu TEC individuální a při překročení této hodnoty se dostávají nežádoucí účinky daného polutantu zejména na bentické organismy. TEC obecně představují kontaminaci sedimentu, při které začala být pozorována toxická reakce u bentických organismů a PEC popisuje koncentrace, při kterých velké procento bentických organismů vykazuje toxickou reakci (Geoengineer 2015).

V rámci TEC (tab. v Příloze 24) u kadmia, chromu, niklu a zinku bylo dosaženo nadlimitních hodnot na všech třech lokalitách v podzimní i jarní sezóně. U mědi nebyl překročen limit na lokalitě č. 1 v podzimní sezóně a u olova nepřesáhly limitních hodnot lokality č. 2 a 3 v podzimní sezóně a lokalita č. 3 v jarní sezóně.

Z hlediska PEC (tab. v Příloze 25) u kadmia bylo na lokalitě č. 2 v podzimní sezóně dosaženo nadlimitních hodnot, u chromu všechny hodnoty překročily limit, koncentrace niklu nepřesáhly limitních hodnot na lokalitě č. 1 v podzimní sezóně. V případě zinku, mědi a olova nebyly překročeny nadlimitní hodnoty. Z výsledků se tedy nejproblematictějšími kovy jeví zejména *zinek, chrom a kadmium* nicméně zvýšených koncentrací dosáhly rovněž *nikl a měď*.

Kontaminované sedimenty mohou mít obecně jak přímé nepříznivé dopady na vyskytující se faunu, tak i nepřímé účinky, jelikož se toxické látky dostávají do potravního řetězce a může docházet k tzv. bioakumulaci (Marval et al. 2021).

*Lokalita č. 2 a 3* z výsledků vykazovala nejvyšší koncentrace těžkých kovů. Naopak jako nejčistší lokalita se ukázala lokalita č. 1. *Lokalita č. 1* (Morava v obci Spytihněv) vykazovala jak v podzimní, tak v jarní sezóně nejmenší obsah těžkých kovů v sedimentech. Kontaminace na lokalitě č. 2 a 3 by mohla být způsobena z podloží (zinek, nikl, olovo) či z více malých zdrojů. Podloží na obou lokalitách je tvořeno hlavně nezpevněným nivním sedimentem Českého masivu (Česká geologická služba). Na lokalitě č. 2 neustále dochází k víření sedimentů na základě plavby lodí. Rychlost plavby je na Baťově kanále stanovena na

8 km/h, ta však není většinou dodržována a dochází tak k ničení břehů. Když probíhá čištění toku, dochází také k bagrování sedimentu. Sedimentace nánosů je obecně riziková z pohledu provozu, ale i pro živočichy z hlediska zanášení kanálu, avšak v současnosti dochází k udržování vodní cesty, sediment je pravidelně čištěn, aby byl udržován alespoň minimální průtok, který je důležitý ve smyslu okysličení vody a k zachování stálé hladiny vody (Hájek 2018).

Lokalita č. 3 mohla být ovlivněna erozí půdy. Následkem vodní eroze dochází ke ztrátě půdy, ornice a následnému zanášení a ucpávání vodního toku. Zmenšuje se průtočnost koryt vodních toků. Pokud se pak vyskytne v delším období sucho (jako např. v červnu a červenci 2021 v rámci této práce), mohou sedimenty ve vodním toku podléhat zrychlené mineralizaci a pokud je zvýšena hladina vody, kvalita vody se může zhoršit. Desorpční a mineralizační procesy totiž přispívají k částečné recyklaci jednotlivých složek sedimentu do horních vrstev vody. Kvůli odtoku sedimentů z eroze (podle analýz) se do vodních toků dostane přibližně 1,4 milionu m<sup>3</sup> sedimentů ze zemědělského půdního fondu a s tím i příjem dalších látek (pesticidy, živiny). Uvolněné půdní částice a organické látky mají velkou schopnost absorpce těžkých kovů (Kvítek a Tippl 2003; Marval et al. 2021; MŽP 2021).

*Nikl, zinek, měď, olovo, kadmium, chrom*

Vyšší koncentrace těchto kovů na lokalitě č. 2 (Baťův kanál v obci Huštěnovice), mohly být způsobeny hlavně lodní dopravou, při které je sediment vířen. Obecně by se dalo konstatovat, že zdrojem emisí na této lokalitě by mohly být čerstvé nátěry lodí (Cd, Cr, Pb, Zn zejména jako oxid zinečnatý využívající se při výrobě barviv) či nátěry k ochraně proti korozi (Cd, Cr), které mohly být na lodě aplikovány a následně se tak mohly v menší míře uvolnit do toku a usadit se v sedimentu. Baťův kanál je sice pravidelně čištěn, nicméně v rámci časté rekreační činnosti na tomto kanále může do toku přicházet značné množství odpadů (možné by byly např. baterie obsahující Cr, Ni, Cd (nikl-kadmiové baterie), elektrotechnika obsahující Cu, Pb, Ni, mince obsahující Cu, neboť slouží jako přísada do mincových slitin, další výrobky denní spotřeby)). Samotná lodní doprava by mohla představovat značný zdroj znečištění těžkými kovy z hlediska spalování fosilních paliv, která jsou obsažena v naftových motorech. Toto mohlo ovlivnit extrémní koncentraci Cd (10,9 mg/l) na této lokalitě, ale také Ni či v malé míře Pb. V této práci Cd sice nabylo extrémnější

hodnoty, avšak ve srovnání s dalšími přírodními vodami by bylo dobré zmínit, že Cd nabývá vyšších koncentrací hlavně v okolí rudných ložisek (např. extrémní hodnoty byly v rámci ČR zjištěny v kyselých podzemních vodách v okolí Kutné Hory) (Langhammer 2002). Významným zdrojem znečištění těžkými kovy by mohla být i samotná atmosférická depozice spojená právě se spalováním fosilních paliv či s těžbou a zpracováním rud (Ni bývá často vázán v dešťové vodě) (IRZ 2005–2008; Synáčková 1996).

Sledovanou *lokalitu č. 2* (Bařův kanál) bychom také mohli srovnat s lokalitou případové studie kanálu v nizozemském městě Delft (Kelderman et al. 2000). Kanál v Nizozemí prokázal výskyt těžkých kovů (As, Cd, Cr a Ni) v I+II třídě znečištění (neznečištěné a mírně znečištěné), ale i III. třídy (silně znečištěné) či IV. třídy (velmi znečištěné), což dle nizozemských předpisů popisuje sediment jako nepřijatelný z hlediska kvality a je potřeba sanace sedimentu. Zvýšené znečištění těžkými kovy se přisuzovalo zejména místním městským zdrojům znečištění (doprava, splach z ulic) a tyto zdroje se jeví jako nejčastější. Kanály a průplavy jsou značně ovlivňovány lidmi a kvůli antropogenní činnosti tak tato území mohou obsahovat vyšší koncentrace těžkých kovů v sedimentu.

*Lokalita č. 3* (Morava před zaústěním Březnice) je obklopena zemědělsky obdělávanou půdou. Vyšší koncentrace těžkých kovů (Cd, Zn, Cu) tedy mohly být způsobeny zejména hnojením okolního pole. Hnojiva mohla být např. fosfátová či kontaminovaná kadmiiem. Rovněž významné by mohlo být použití pesticidů na této oblasti s případnou příměsí Cu, Zn a následně se tak v nějaké míře mohly dostat tyto kovy splachem z půd do toku. Znečišťujícím zdrojem na této lokalitě by však mohla být také odpadní voda z jatek (ze zpracování tuků) nacházejících se u sledované lokality. Míry koncentrace Zn mohou všeobecně záviset na zásaditosti hornin (na Moravě se vyskytují častěji zásadité horniny než kyselé (Masner 2009) a pokud případně došlo k poklesu pH sedimentu, mohlo následně dojít ke zvýšení koncentrací Zn. Tuto situaci popsal ve své práci Fajtl et al. (2001), kdy došlo ke zvýšení koncentrací zinku po provzdušnění sedimentu (poklesu vodní hladiny).

Také v porovnání s případovou studií značné kontaminace sedimentů řeky v Mexiku pod městem Tecate (Wakida et al. 2007) na hranicích Mexika a USA, na základě výsledků této studie bylo prokázáno, že největší koncentrace kovů v sedimentech byly nalezeny tam, kde bylo obsaženo nejvíce jílových částic a organické hmoty a rovněž obrovský sorpční povrch. Zvýšené koncentrace zejména Zn a Cd mohly být způsobeny navázáním těchto kovů

na jílové minerály. Ze studie rovněž vyplynulo, že hlavním zdrojem těžkých kovů v sedimentech jsou odpadní vody z městské aglomerace či splachy z města při vyšších srážkách. Splachy z měst mohly rovněž ovlivnit zvýšené koncentrace těžkých kovů na *lokality č. 3*, neboť se tato lokalita nachází přímo v městské aglomeraci.

Filipská et al. 2010 uvedla, že řeky fungují jako transportní médium těžkých kovů a více než 80 % zátěže těžkými kovy ve vodních tocích je vázáno na plaveniny a dnové sedimenty. Mrtvá ramena řek umožňují usazování plavenin a tvorbu dnových sedimentů, které se zde mohou nahromadit a vytvořit několik desítek let starý záznam sedimentace. Pokud pak dojde ke změnám hydrodynamických podmínek (povodně, silné přívalové deště), může dojít k přenosu sedimentů do hlavního toku, kde poté dochází k oxidaci a zvýšení toxicity a mobility těžkých kovů vázaných na tyto sedimenty. Nakonec se může projevit oxidační rozklad sulfidů a organické hmoty, tedy kovy vázané na sedimenty se uvolní. Dominantní obsah navázaných těžkých kovů by mohl být v karbonátech a sulfidech či by mohly těžké kovy tvořit komplexy s organickou hmotou. Tato situace mohla nastat na sledované *lokality č. 3*, kde se nachází mrtvá ramena Moravy Koňovy a Výrovka.

V rámci sledované *lokality č. 1* (Morava v obci Spytihněv) se prokázalo nejnižší znečištění těžkými kovy, nicméně ve srovnání s Masnerem (2009), který ve své práci sledoval kvalitu sedimentů v malých vodních tocích v Čechách a na Jižní Moravy, byly v této práci vyšší stanovené koncentrace. Masner (2009) zkoumal lokalitu v Otrokovicích, která se nachází blízko lokality této práce. V Otrokovicích bylo prokázáno okolo 14,7 mg/kg Ni, 39 mg/kg Zn, 10,1 mg/kg Cu, 15,4 mg/kg Pb, <0,1 mg/kg Cd a 39,2 mg/kg Cr. Vzhledem k tomu, že na Moravě se vyskytují častěji zásadité horniny, jak již bylo uvedeno, je možné, že toxické kovy jsou méně mobilní, a tudíž se nedostávají v takové míře do vod.

## 9 Závěr

Ať už se může zdát, že přirozený tok Moravy představuje nižší zátěž znečišťujícími látkami především z důvodu rychlejšího proudění vody, jejího přirozeně čistšího vzhledu nebo snad žijeme v představě, že přirozené nezregulované koryto nemůže být ve větší míře ovlivněno lidskou činností, když zde natolik neproběhly zásahy člověka, než je tomu v případě zregulovaného koryta, situace může být v tomto případě nakonec úplně jiná.

Baťův kanál sice představuje dílo vytvořené a ovlivněné lidskou činností, probíhá zde častá rekreace a objevují se zvýšené koncentrace znečišťujících látek a tím se předpokládalo, že toto uměle vytvořené koryto bude více eutrofické, nakonec však přirozený tok Moravy poukázal na větší zátěž znečišťujících látek a živin, protože v pravidelně udržovaném korytě většinou nedochází k větší sedimentaci, důležitější jsou neustále se rozvíjející aktivity, tedy vlivy zemědělství na březích, zaústění ČOV atd. Stále probíhá rozvoj průmyslu, přibývá firem a podniků využívající tohoto odvětví a k těmto negativním činnostem nám rovněž přispívá i klima rozvíjející procesy vedoucí ke zhoršení stavu vody.

Z hlediska znečišťování a zařazení těchto vybraných odběrových lokalit do jednotlivých tříd jakosti povrchových vod by měl být kladen důraz hlavně na lepší odstraňování dusíku a fosforu z ČOV. Měli bychom omezit nadměrné využívání pesticidů a hnojiv, vytyčit např. ochranná pásma podél povrchových vodních toků v rámci hospodářství, což by účinně snižovalo migraci znečištění do vodních útvarů. Ochranná pásma vodních zdrojů jsou důležitá k ochraně vydatnosti, jakosti a zdravotní nezávadnosti jak povrchových zdrojů vod, tak podzemních I. stupně k ochraně vodního zdroje v okolí jímacího či odběrného zařízení (vodárenské nádrže, vodní toky, zdroje podzemních vod) a II. stupně sloužící k ochraně vodního zdroje v územích stanovených vodoprávním úřadem (Ministerstvo zemědělství 2009–2022). Vhodné by byly i systémy zavlažování, které dokážou snížit a výrazně omezit migraci hnojiv a pesticidů do vodních útvarů, měli bychom zabránit úniku znečišťujících látek do odpadu, užitečné může být i použití ekologicky šetrných výrobků pro domácnost (zejména prací prášky bez fosfátů).

Z hlediska znečišťování a zatěžování sedimentů těžkými kovy se může stát, že odebraný sediment má jiné zrnitostní složení a na lokalitách, kde je více jemných frakcí může být koncentrace kovů vyšší. Bylo by tedy vhodné k hodnocení koncentrací těžkých kovů přistupovat komplexně, a tedy vyhodnotit více parametrů než pouze chemické analýzy jako

např. bioindikační či ekotoxikologické analýzy. Použit bychom mohli např. tzv. biomonitoring těžkých kovů ke srovnávání výsledků (akumulaci) pomocí vodního mechu *Fontinalis antipyretica*. Nebezpečná totiž nemusí být jen koncentrace kovu na sledované oblasti, ale i její možné uvolňování z konkrétní oblasti (tzv. biodostupnost) (Masner 2009). V případě kontaminace sedimentu by bylo vhodné sediment dekontaminovat s pomocí technik, kterými je možné jej sanovat. Jednalo by se o tzv. imobilizační techniky, ty jsou využívány hlavně při havarijních situacích, kdy je nezbytně nutné zastavit pohyb znečištění biologicky (specifickými mikrobiálními procesy jako např. redukce sulfátů imobilizací zinku), fyzikálně (zapouzdřením těžkých kovů v mechanicky stabilní matici) či chemicky (změnami mobility těžkých kovů v sedimentu např. díky jejich adsorpci, iontové výměně, komplexaci či srážení). Druhou skupinu tvoří mobilizační techniky zaměřující se na mobilizaci znečištění a zejména jeho odstranění ze sedimentu (Kielar 2011).

Téma práce bylo značně ovlivněno covidovou situací a okolními antropogenními vlivy. Obecně by bylo dobré tyto negativní antropogenní činnosti podchytit a zamezit tak zvyšujícímu se znečištění povrchových vod, které má značný dopad na flóru a faunu, pitnou vodu, vodárenské účely, průmysl, chov ryb, rekreační využívání atd. a pokud tedy nezavedeme včas lepší a řádná opatření, která by tomuto problému zamezila, budeme se s tímto problémem i nadále potýkat.



## 10 Literatura

- Akhtar N, Ishak MIS, Bhawani SA, Umar K. 2021. Various Natural and Anthropogenic Factors Responsible for Water Quality Degradation: A Review. *Water*. 2660:(13)2-27.
- Baťův kanál, o. p. s. Historie [online]. [cit. 11. 11. 2021]. Dostupný z: <https://www.batacanal.cz/vodni-cesta/historie.html#menu>
- Benešová L, Tonika J. Profí Press. 1970. Není sediment jako sediment. *Odpady*. Nakládání s odpady. 1. vyd. Praha [online]. [cit. 29. 6. 2022]. Dostupný z: <https://odpady-online.cz/neni-sediment-jako-sediment/>
- Brezonik PL, Arnold WA. 2011. *Water chemistry*. 1st ed. New York: Oxford University Press. 808 p.
- Caesar J. 2017. Zhodnocení stavu Knínického potoka z hlediska znečištění dusičnany [bakalářská práce]. [Brno (CZ)]: Mendelova univerzita v Brně.
- Cordy GE. *A Primer On Water Quality* [online]. [cit. 23. 3. 2022]. Dostupný z: <https://pubs.usgs.gov/fs/fs-027-01/>
- Česká geologická služba. Geovědní mapy [online]. [cit. 20. 7. 2022]. Dostupný z: <https://mapy.geology.cz/geocr50/>
- Český úřad zeměměřický a katastrální [online]. [cit. 10. 4. 2022]. Dostupný z: <https://nahliz.enidokn.cuzk.cz/VyberKatastrMapa.aspx>
- Denchak M. *Water Pollution: Everything You Need to Know* [online]. [cit. 13. 4. 2022]. Dostupný z: <https://www.nrdc.org/stories/water-pollution-everything-you-need-know>

- Dujka V, Nečas R, Zákřavská D, Arvita.P spol. s r. o., Dujka J, Eichler V. 2015. Územní plán Spytihněv. B. 1. Odůvodnění územního plánu. Otrokovice: Městský úřad Otrokovice, odbor rozvoje města. Dostupná z: [https://www.otrokovice.cz/assets/File.aspx?id\\_org=11673&id\\_dokumenty=11163](https://www.otrokovice.cz/assets/File.aspx?id_org=11673&id_dokumenty=11163)
- Dujka V, Nečas R, Zákřavská D, Eichler V. 2011. Územní plán Huštěnovice. B. 1. Odůvodnění územního plánu. Huštěnovice: Městský úřad Uherské Hradiště, odbor architektury, plánování a rozvoje. Dostupná z: <https://www.hustenovice.cz/files/1319460026-textova-cast-oduvodneni.pdf>
- Duras J, Potužák J, Marcel M. 2015. Jak se sucho 2015 projevilo v kvalitě stojatých vod. Vodní hospodářství [online]. [cit. 22. 11. 2022]. Dostupný z: <https://vodnihospodarstvi.cz/se-sucho-2015-projevilo/>
- Department of Environment and Science, DES. Water pollution [online]. [cit. 7. 3. 2022]. Dostupný z: <https://environment.des.qld.gov.au/management/water/pollution>
- Elektronický digitální povodňový portál. Babice – HP C4 BA (Kudlovický potok) [online]. [cit. 20. 7. 2022]. Dostupné z: <https://www.edpp.cz/hladinomery/orpuher-ske-hradiste/>
- Environmental pollution centers, EPC. What is water pollution? [online]. [cit. 2. 3. 2022]. Dostupný z: <https://www.environmentalpollutioncenters.org/water/>
- Evans JD. 1996. Straightforward statistics for the behavioral sciences. Thomson Brooks/Cole Publishing Co.
- Evropská databanka. FYTO, SPOL. S R.O [online]. [cit. 26. 6. 2022]. Dostupný z: <https://www.edb.cz/firma-146732-fyto-uherske-hradiste-jarosov>

- Fajtl J, Tichý R, Ledvina R. 2000. Sladkovodní kontaminované sedimenty jako chemické časované bomby. *Chemické listy* (2011) [online]. [cit. 30. 6. 2022]; 95:(1)621-629.
- Forejtníková M, Beránková D, Brtníková H. 2011. Problematika přísunu živin do rekreačně využívaných povrchových vod. *VTEI* (2011) [online]. [cit. 22. 11. 2022]; 53:(1)12-13. Dostupný z: [https://www.vtei.cz/wp-content/uploads/2015/08/vtei\\_2011\\_1.pdf](https://www.vtei.cz/wp-content/uploads/2015/08/vtei_2011_1.pdf)
- Filipská P, Zeman J, Bábek O. 2010. Geochemie dnových sedimentů mrtvého ramene Čerták: Kontaminace těžkými kovy. *Geologické výzkumy na Moravě a ve Slezsku*. 17:(1-2) 172-174.
- Fortinová L. Řeka Morava (sk) Slovensko [online]. [cit. 7. 3. 2022]. Dostupný z: <https://www.infoglobe.cz/reky/evropa/slovensko/morava-sk/?charGroup=0>
- The International Information Center for Geotechnical Engineers (Geoengineer). Sediment Quality Guidelines (SQGs): A Review and Their Use in Practice [online]. [cit. 26. 6. 2022]. Dostupný z: <https://www.geoengineer.org/education/web-class-projects>
- Girard JE. Principles of environmental chemistry. c2005. Sudbury (MA): Jones and Bartlett Publishers. 677 p.
- HACH Company. 1992. Hach water analysis handbook. 2nd ed. Loveland, Colo., U.S.A.: Hach Co. 831 p.
- Halířová J a Mikl L. Zhodnocení kvality sedimentů na českých tocích v roce 2018. 2019. [online]. [cit. 29. 6. 2022]. Dostupný z: [http://www.vuvh.sk/Documents/konference/sedimenty\\_vodnych\\_tokov\\_a\\_nadrzi\\_2019/Prezentacie/20\\_Hal%C3%ADřová\\_Mikl.pdf](http://www.vuvh.sk/Documents/konference/sedimenty_vodnych_tokov_a_nadrzi_2019/Prezentacie/20_Hal%C3%ADřová_Mikl.pdf)
- Hájek J. 2018. Posouzení environmentálních rizik provozu na Baťově kanálu [bakalářská práce]. [Zlín (CZ)]: Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně.

Horáková M, Janda V, Koller J, Kollerová L, Palatý J, Koubíková J, Pokorná D, Kujalová H, Schejbal P, Smrčková Š, Strnadová N, Sýkora V. 2007. Analytika vody. Praha: VŠCHT. 335 s.

Hrabánková A. Obr. 2. Vyhodnocení monitoringu povrchových vod. VTEI (2016) [online] [cit. 6. 5. 2022]; 58:(5)34-39. Dostupný z: [https://www.vtei.cz/wpcontent/uploads/2016/10/5589-VTEI\\_Ochrana-vod-pred-dusicnany.pdf](https://www.vtei.cz/wpcontent/uploads/2016/10/5589-VTEI_Ochrana-vod-pred-dusicnany.pdf)

Hruban R. Morava (řeka) [online]. [cit. 10. 4. 2022]. Dostupný z: <http://moravskekarpaty.cz/prirodni-pomery/hydrografie/morava/>

Hudcová H, Bernardová I, Svobodová J. 2011. Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje.

VTEI (2011) [online]. [cit. 22. 11. 2022]; 53:(1)1-4. Dostupný z: [https://www.vtei.cz/wpcontent/uploads/2015/08/vtei\\_2011\\_1.pdf](https://www.vtei.cz/wpcontent/uploads/2015/08/vtei_2011_1.pdf)

Hudcová H, Bernardová I, Svobodová J. 2011. Sledování zátěže významných vodních toků v povodí řek Moravy a Dyje nebezpečnými látkami. VTEI (2011) [online].

Chemie - chemický vzdělávací portál. Fosfor ( $_{15}\text{P}$ ) [online]. [cit. 26. 4. 2022]. Dostupný z: [http://chemie.gfxs.cz/index.php?pg=prvek&prvek\\_id=15](http://chemie.gfxs.cz/index.php?pg=prvek&prvek_id=15)

Inovace studijních programů AF MENDELU. Amoniakální dusík [online]. [cit. 21. 10. 2021]. Dostupný z: [https://web2.mendelu.cz/af\\_291\\_projekty2/vseo/print.php?page=3183&typ=html](https://web2.mendelu.cz/af_291_projekty2/vseo/print.php?page=3183&typ=html)

Inovace studijních programů AF MENDELU. Organické látky [online]. [cit. 21. 10. 2021]. Dostupný z: [https://web2.mendelu.cz/af\\_291\\_projekty2/vseo/print.php?page=3183&typ=html](https://web2.mendelu.cz/af_291_projekty2/vseo/print.php?page=3183&typ=html)

Integrovaný registr znečišťování. Látka: Amoniak [online]. [cit. 13. 4. 2022]. Dostupný z: <https://web.archive.org/web/20091219132447/http://www.irz.cz/latky/amoniak>

Integrovaný registr znečišťování. Látka: Celkový fosfor [online]. [cit. 13. 4. 2022]. Dostupný z: [https://web.archive.org/web/20081228072058/http://www.irz.cz/latky/celkovy\\_fosfor](https://web.archive.org/web/20081228072058/http://www.irz.cz/latky/celkovy_fosfor)

Integrovaný registr znečišťování. Látka: Kadmium [online]. [cit. 13. 4. 2022]. Dostupný z: [https://web.archive.org/web/20081228072301/http://www.irz.cz/latky/kadmium\\_a\\_sl](https://web.archive.org/web/20081228072301/http://www.irz.cz/latky/kadmium_a_sl)

Integrovaný registr znečišťování. Látka: Zinek [online]. [cit. 13. 4. 2022]. Dostupný z: [https://web.archive.org/web/20081228072848/http://www.irz.cz/latky/zinek\\_a\\_sl](https://web.archive.org/web/20081228072848/http://www.irz.cz/latky/zinek_a_sl)

Integrovaný registr znečišťování. Látka: Chrom [online]. [cit. 13. 4. 2022]. Dostupný z: [https://web.archive.org/web/20081228072133/http://www.irz.cz/latky/chrom\\_a\\_sl](https://web.archive.org/web/20081228072133/http://www.irz.cz/latky/chrom_a_sl)

Integrovaný registr znečišťování. Látka: Měď [online]. [cit. 13. 4. 2022]. Dostupný z: [https://web.archive.org/web/20081228072636/http://www.irz.cz/latky/med\\_a\\_sl](https://web.archive.org/web/20081228072636/http://www.irz.cz/latky/med_a_sl)

Integrovaný registr znečišťování. Látka: Nikl [online]. [cit. 13. 4. 2022]. Dostupný z: [https://web.archive.org/web/20081228072326/http://www.irz.cz/latky/nikl\\_a\\_sl](https://web.archive.org/web/20081228072326/http://www.irz.cz/latky/nikl_a_sl)

Jágllová V, Kliment V, Reidinger J, Nistler J, Kult A. Voda České republiky v kostce [online]. 1. vyd. Praha: Ministerstvo životního prostředí ČR; 2009 [cit. 22. 10. 2021]. Dostupný z: [https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/762AF7AB858BED14C125757500489038/\\$file/OOVvoda\\_cz\\_web-2009.pdf](https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/762AF7AB858BED14C125757500489038/$file/OOVvoda_cz_web-2009.pdf)

Judová P, Janský B. 2005. Water quality in rural areas of the Czech Republic: Key study Slapanka River catchment. *Limnologica* (2005). 35:(3)160-168 Kadlčák J. Efekt

modifikace ZnO na vlastnosti gumárenkové směsi. [diplomová práce]. [Zlín (CZ)]: Univerzita Tomáše Bati.

Kelderman P, Drossaert WME, Min Zhang, Galione LS, Okokwo LC, Clarisse IA. 2000. Pollution assessment of the canal sediments in the city of Delft (the Netherlands). 34:(3)936-944.

Khatri N, Tyagi S. 2015. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. Front Life Sci FRONT. 8:(1)23-3

Kielar O. 2011. Stratigrafie kontaminace recentních sedimentů ve vybraných sedimentačních pastech podél toku řeky Moravy [diplomová práce]. [Brno (CZ)]: Masarykova univerzita v Brně.

Kopp R. HYDROCHEMIE – nejen pro rybáře [online]. 1. vyd. Brno: Mendelova univerzita; 2015 [cit. 21. 10. 2021]. Dostupný z: <http://www.rybarstvi.eu/pub%20rybari/2015%20hydrochemie.pdf>

Kosour D. Vliv fosforu na kvalitu povrchových vod [online]. [cit. 26. 4. 2022]. Dostupný z: <http://www.rybarstvi.eu/dok%20rybari/ekologie/EVP-10.pdf>

Koutková Z. Látky kontaminující vodní prostředí a možnosti jejich odstranění [online]. [cit. 23. 3. 23]. Dostupný z: [https://www.vfu.cz/files/upload/prorektor%20pro%20strategii%20a%20rozvoj/2410\\_52\\_vystup.pdf](https://www.vfu.cz/files/upload/prorektor%20pro%20strategii%20a%20rozvoj/2410_52_vystup.pdf)

Kovář M. 2013. Vozidlové motory na paliva s obsahem alkoholů [bakalářská práce]. [Liberec (CZ)]: Technická univerzita v Liberci.

Kvítek T, Tippl M. 2003. Ochrana povrchových vod před dusičnany z vodní eroze a hlavní zásady protierozní ochrany v krajině. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. 53 s.

- Langhammer J. Kvalita povrchových vod [online]. [cit. 23. 3. 2022]. Dostupný z: [https://web.natur.cuni.cz/~langhamr/lectures/wq/prezentace/WQ\\_07\\_bodove\\_zdroje\\_znecisteneni.pdf](https://web.natur.cuni.cz/~langhamr/lectures/wq/prezentace/WQ_07_bodove_zdroje_znecisteneni.pdf)
- Langhammer J. Kvalita povrchových vod a jejich ochrana [online]. Praha: Univerzita Karlova; c2002-09 [cit. 13. 4. 2022]. Dostupný z: [https://web.natur.cuni.cz/~langhamr/lectures/wq/skripta/skriptaWQ\\_2009\\_web.pdf](https://web.natur.cuni.cz/~langhamr/lectures/wq/skripta/skriptaWQ_2009_web.pdf)
- Lellák J, Kubiček F. 1992. Hydrobiologie. 1. vyd. Praha: Karolinum. 260 s.
- Marval Š, Hejduk T, Dušková K, Vybíral T, Tomek M, Roub R, Zajíček A, Fučík P, Vacek M. 2021. Sedimenty v zemědělsky využívaných povodích (interakce půda, voda, sediment). První vydání. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i. 90 s.
- Masner P. 2009. Přístupy k hodnocení kvality sedimentů v malých vodních tocích [bakalářská práce]. [Brno (CZ)]: Masarykova univerzita v Brně.
- McDonald D. D. – Ingersoll, C. G. & Berger, T. A. (2000): Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. — Arch. Environ. Contam. Toxicol. 39 (1), 20-31.
- Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL). 1997. Výsledky výzkumu Labe v letech 1991-1995, Magdeburg [online]. [cit. 28. 6. 2022]. Dostupný z: [https://www.ikse-mkol.org/fileadmin/media/user\\_upload/CZ/06\\_Publikace/07\\_Ruzne/1997\\_MKOL-Vysledky\\_vyzkumu\\_Labe\\_1991-95.pdf](https://www.ikse-mkol.org/fileadmin/media/user_upload/CZ/06_Publikace/07_Ruzne/1997_MKOL-Vysledky_vyzkumu_Labe_1991-95.pdf)
- Mičaník T, Hanslík E, Němejcová D, Baudišová D. 2017. Klasifikace kvality povrchových vod. VTEI (2017) [online]. [cit. 22. 11. 2021]; 59:(6)4-11. Dostupný z: <https://www.vtei.cz/2017/12/klasifikace-kvality-povrchovych-vod/>

- Ministerstvo životního prostředí. Report on water management in the Czech Republic in 2020 (2021) [online]. [cit. 27. 6. 2022]; Dostupný z: [https://eagri.cz/public/web/file/697854/Modra\\_zprava\\_2020\\_final\\_web.pdf](https://eagri.cz/public/web/file/697854/Modra_zprava_2020_final_web.pdf)
- Nathanson JA. 2022. Water pollution. Encyclopedia Britannica [online]. [cit. 22. 11. 2021]. Dostupný z: <https://www.britannica.com/science/water-pollution>
- Nedvěd J. Vegetační období a vegetační klid [online]. [cit. 9. 11. 2021]. Dostupný z: <https://www.praha11.cz/404.php?r=cs/mestska-cast/zivotni-prostredi/verejna-zelen>
- Novák P, Fučík P, Kulhavý Z, Duffková R. 2017. Ochrana vod z pohledu klimatických změn. Program rozvoje venkova, Operace 1.2.1 Informační akce. 1. vyd. Praha: Institut vzdělávání v zemědělství o.p.s.
- Ohm C. Oil Pollution in Water [online]. [cit. 2. 3. 2022]. Dostupný z: <https://www.water-pollution.org.uk/oil-pollution-in-water/>
- Pitter P. 2009. Hydrochemie. 4. aktualizované vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT. s. 592
- Pollák M. Kvalita povrchových vod Ukazovatele anorganického znečištění [online]. [cit. 23. 3. 2022]. Dostupný z: <https://privlac.sk/blog/kvalita-povrchovych-vod-ukazovatele-anorganickeho-znecistenia-n16>
- Povodí Moravy. Významné řeky [online]. [cit. 10. 4. 2022]. Dostupný z: <http://www.pmo.cz/cz/o-podniku/vyznamne-vodni-toky/>
- Procházková L, Lošťáková Z, Kosour D, Geriš R, Jahodová D, Husák V. 2021. Souhrnná zpráva o vývoji jakosti povrchových vod v povodí Moravy ve dvouletí 2019–2020. Brno: Povodí Moravy, s. p. Dostupná z: <http://www.pmo.cz/download/souhrnna-zprava-2019-20-internet.pdf>



Prvky. Zinek [online]. [cit. 20. 7. 2022]. Dostupný z: <http://www.prvky.com/30.html>

Sikorová. Problémy životního prostředí – voda [online]. [cit. 23. 3. 2022]. Dostupný z: <https://adoc.pub/problemy-ivotniho-prosted-voda.html>

Spanne A. What Is Water Pollution? Sources, Environmental Impacts, Mitigation [online]. [cit. 23. 3. 2022]. Dostupný z: <https://www.treehugger.com/water-pollution-causes-effects-and-solutions-1140786>

Stehlík M. Nekovy [online]. [cit. 21. 10. 2021]. Dostupný z: <https://is.muni.cz/el/sci/podzim2004/C1441/skripta/kapitola0110.html>

Stumm W, Morgan JJ. Aquatic chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. c1996. 3rd ed. Canada: John Wiley & Sons. Inc. 1022 p.

Synáčková, M. 1996. Čistota vod. Praha. Vydavatelství ČVUT, 208 s. ISBN 80-01-01083-X.

Šímová B. 2017. Vliv antropogenní činnosti na znečištění vybraných vodních nádrží v povodí Jordánu [diplomová práce]. [České Budějovice (CZ)]: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

Šplíchal Z. 2007. Kontaktní testy ekotoxicity sedimentů [bakalářská práce]. [Brno (CZ)]: Masarykova univerzita v Brně.

Špundová H. 2014. Faktory ovlivňující kvalitu vody v řece Moravě [bakalářská práce]. [Olomouc (CZ)]: Univerzita Palackého v Olomouci.

Turková A, Tůma J. 2014. Změny kvality povrchových vod ve vztahu k využívání okolní krajiny. In: Východočeský sborník přírodovědný. Práce a studie 21/2014. s. 63–73.

Veselý M, Bartíková O. 1972. Analytická chemie kvantitativní: pro 3. ročník středních průmyslových škol chemických a škol s chemickým zaměřením. 4. nezm. vyd. Praha: Státní nakladatelství technické literatury. Řada chemické literatury. 280 str.

Wakida FT, Lara-Ruiz D, Temores-Pena J, Rodrigez-Ventura JG, Diaz C, Garcia-Flores E. 2007. Heavy metals in sediments of Tecate river, Mexiko. Environ Geol. 54(3):637-642.

Weiner RF, Matthews RA. Environmental Engineering [online]. 4th ed. United Kingdom (UK): Butterworth - Heinemann. 2003 [cit. 2022 3. 29]. Dostupný z: <https://www.sciencedirect.com/book/9780750672948/environmental-engineering>

### **Legislativní předpisy a normy:**

ČSN 75 7221. Jakost vod. Klasifikace jakosti povrchových vod.

Nářízení vlády č. 401/2015 Sb. Nářízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

Vyhláška č. 257/2009 Sb. Vyhláška o používání sedimentů na zemědělské půdě

### **Mapy:**

ČÚZK – Český úřad zeměměřický a katastrální, Data půdních bloků a dílů [digitální ortofotomapa] [online]. [cit. 2022 4. 7]. Dostupný z: <https://eagri.cz/public/app/lpisext/lpis/verejny/2/plpis/>

Google maps [online]. [cit. 1. 7. 2022]. Dostupný z: <https://goo.gl/maps/B6oYRc8RTFtnTMkR7>

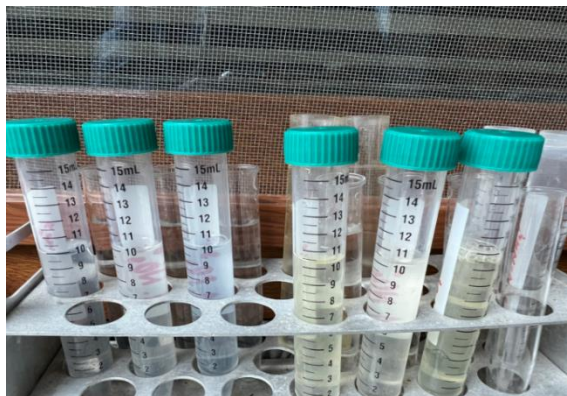
## 11 Přílohy



**Příloha 1** Měřicí boxy ke stanovení  $\text{PO}_4^{3-}$  a  $\text{NH}_4^+$  a kompletní sada (box + plastové epruvety)



**Příloha 2** Sada Seachem ke stanovení dusitanů a dusičnanů



**Příloha 3** Ukázka stanovení koncentrací ve vzorcích vody v terénu



**Příloha 4** Plastový odběrák pro odběr vody



**Příloha 5** Shrabovací odběrák pro odběr sedimentů



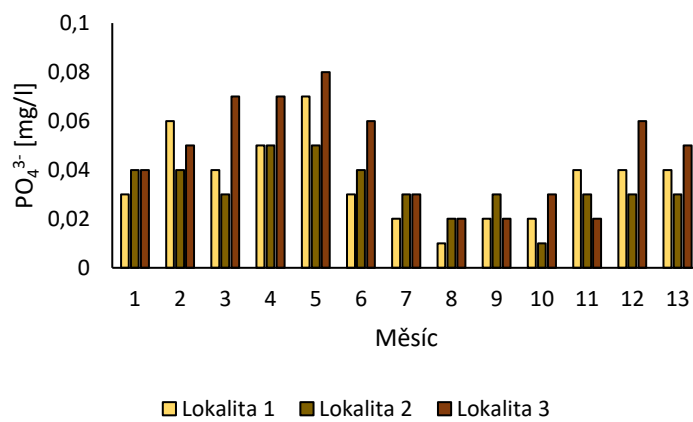
**Příloha 6** Ukázka odběru sedimentů v terénu



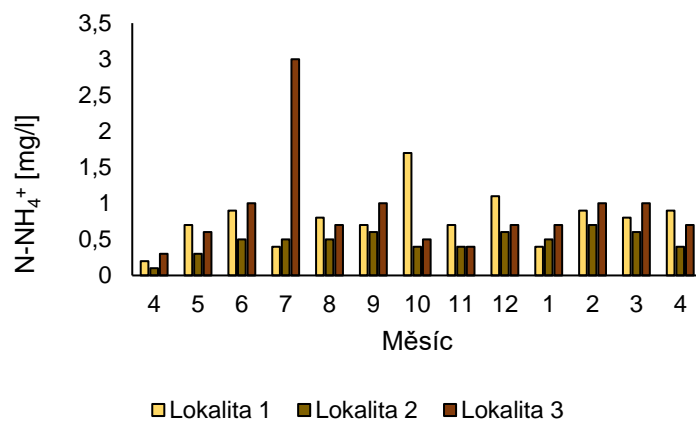
**Příloha 7** Ukázka odebraných vzorků sedimentů ze tří odběrových lokalit



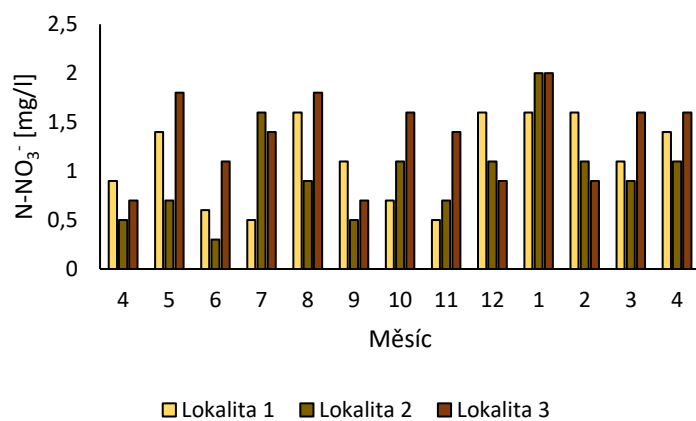
**Příloha 8** Lokalizace betonárny Dobet, spol. s r. o., jatek a firmy FYTO, spol. s r. o. na odběrové lokalitě č. 3



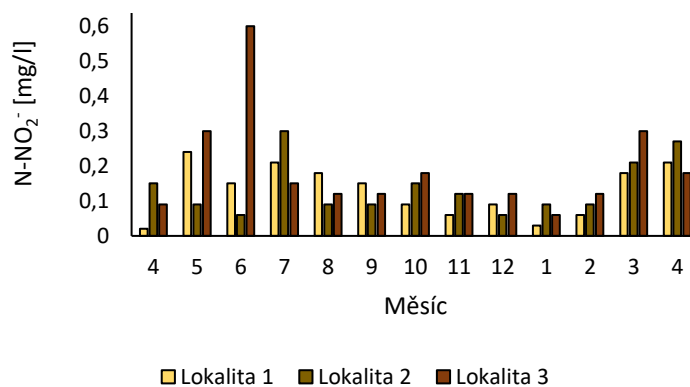
**Příloha 9** Koncentrace fosforečnanů ( $\text{PO}_4^{3-}$ )



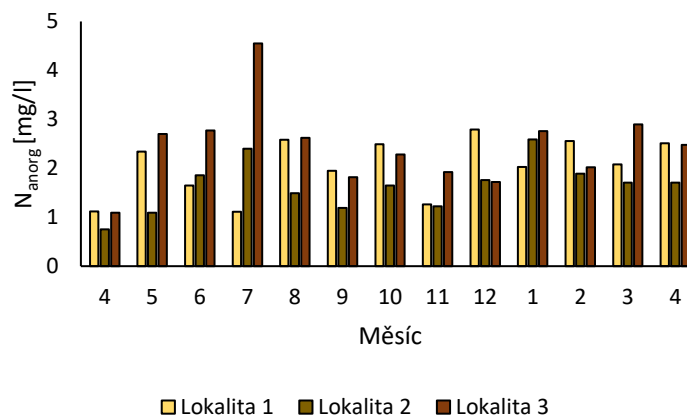
**Příloha 10** Koncentrace amoniakálního dusíku ( $N-NH_4^+$ )



**Příloha 11** Koncentrace dusičnanového dusíku ( $N-NO_3^-$ )



**Příloha 12** Koncentrace dusitanového dusíku ( $N-NO_2^-$ )



**Příloha 13** Koncentrace anorganického dusíku ( $N_{\text{anorg}}$ )

**Příloha 14** Mezní hodnoty tříd jakosti pro vybrané ukazatele dle ČSN 75 7221

Ukazatel	Značka	Měrná jednotka	Třída				
			I	II	III	IV	V
Amoniakální dusík	$N\text{-NH}_4^+$	mg/l	<0,2	<0,4	<8	<1,6	$\geq 1,6$
Dusičnanový dusík	$N\text{-NO}_3^-$	mg/l	<2,5	<5	<8	<12	$\geq 12$
Dusitanový dusík	$N\text{-NO}_2^-$	mg/l	<0,05	<0,15	<0,25	<0,4	$\geq 0,4$
Celkový fosfor	$P_{\text{celk}}$	mg/l	<0,05	<0,15	<0,3	<0,6	$\geq 0,6$
Celkový dusík	$N_{\text{celk}}$	mg/l	<3	<6	<10	<14	$\geq 14$

**Příloha 15** Průměrné roční charakteristické hodnoty vybraných ukazatelů jakosti povrchových vod

Číslo lokality	$P\text{-PO}_4^{3-}$	$N\text{-NH}_4^+$	$N\text{-NO}_3^-$	$N\text{-NO}_2^-$	$N_{\text{anorg}}$
	mg/l				
1	6,0	1,2	1,12	0,13	2,04
2	4,0	0,7	0,97	0,14	1,64
3	7,0	1,6	1,35	0,19	2,43

**Příloha 16** Mezní hodnoty pro vybrané ukazatele jakosti povrchových vod dle NV č. 401/2015 Sb.

Ukazatel	Měrná jednotka	Hodnota přípustného znečištění (RP)
Amoniakální dusík	mg/l	0,23 mg/l
Dusičnanový dusík	mg/l	5,4 mg/l
Celkový fosfor	mg/l	0,15 mg/l
Celkový dusík	mg/l	6 mg/l



**Příloha 17** Limitní hodnoty půdních sedimentů dle vyhlášky č. 257/2009 Sb. o používání sedimentů na zemědělské půdě dle zákona Ministerstva zemědělství a Ministerstva životního prostředí č. 156/1998 Sb.

Ukazatel	Měrná jednotka	Limitní hodnoty
<b>Nikl</b>	mg/kg	80
<b>Měď'</b>	mg/kg	100
<b>Olovo</b>	mg/kg	100
<b>Kadmium</b>	mg/kg	1
<b>Chrom</b>	mg/kg	200
<b>Zinek</b>	mg/kg	300

**Příloha 18** TEC (Treshold Effect Concentration) – prahové efektivní koncentrace kontaminace sedimentu (MaDonald et al. 2000)

**Table 2.** Sediment quality guidelines for metals in freshwater ecosystems that reflect TECs (*i.e.*, below which harmful effects are unlikely to be observed)

Substance	Threshold Effect Concentrations						Consensus-Based TEC
	TEL	LEL	MET	ERL	TEL-HA28	SQAL	
Metals (in mg/kg DW)							
Arsenic	5.9	6	7	33	11	NG	9.79
Cadmium	0.596	0.6	0.9	5	0.58	NG	0.99
Chromium	37.3	26	55	80	36	NG	43.4
Copper	35.7	16	28	70	28	NG	31.6
Lead	35	31	42	35	37	NG	35.8
Mercury	0.174	0.2	0.2	0.15	NG	NG	0.18
Nickel	18	16	35	30	20	NG	22.7
Zinc	123	120	150	120	98	NG	121

**Příloha 19** PEC (Probable Effect Concentration) – pravděpodobné efektivní koncentrace (McDonald et al. 2000)

**Table 3.** Sediment quality guidelines for metals in freshwater ecosystems that reflect PECs (*i.e.*, above which harmful effects are likely to be observed)

Substance	Probable Effect Concentrations					Consensus-Based PEC
	PEL	SEL	TET	ERM	PEL-HA28	
Metals (in mg/kg DW)						
Arsenic	17	33	17	85	48	33.0
Cadmium	3.53	10	3	9	3.2	4.98
Chromium	90	110	100	145	120	111
Copper	197	110	86	390	100	149
Lead	91.3	250	170	110	82	128
Mercury	0.486	2	1	1.3	NG	1.06
Nickel	36	75	61	50	33	48.6
Zinc	315	820	540	270	540	459

**Příloha 20** Limitní hodnoty těžkých kovů v sedimentech podle metodického pokynu MŽP z roku 1996 (Masner 2009)

Prvek	Limit (mg/kg)		
	A	B	C
V	180	340	450
Cr	100	450	500
Co	25	180	300
Ni	60	180	250
Cu	70	500	600
Zn	150	1500	2500
As	30	65	70
Sr	/	/	/
Mo	0,8	50	100
Cd	0,5	10	20
Sb	1	25	40
Ba	600	900	1000
Pb	80	250	300
Hg	0,4	2,5	10

**Příloha 21** Koncentrace těžkých kovů v podzimní sezóně 2021 a jarní sezóně 2022

Číslo lokality	Datum odběru	Ni	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr
		mg/kg					
1		36,6	165,4	24,6	19,3	1,3	112,2
2		150,0	405,8	140,2	86,8	10,9	298,2
3		71,5	314,3	67,8	38,2	1,1	128,8
		59,8	177,0	33,4	24,7	1,2	119,5
2		67,0	233,5	40,8	27,6	1,1	138,1
3		103,1	365,0	105,4	52,9	1,9	316,9

Příloha 22 Koncentrace iontů

Číslo lokality	Datum odběru	Naměřené koncentrace iontů (mg/l)			
		PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
1	04.21	0,03	0,2	0,9	0,02
2	04.21	0,04	0,1	0,5	0,15
3	04.21	0,04	0,3	0,7	0,09
1	05.21	0,06	0,7	1,4	0,24
2	05.21	0,04	0,3	0,7	0,09
3	05.21	0,05	0,6	1,8	0,30
1	06.21	0,04	0,9	0,6	0,15
2	06.21	0,03	1,5	0,3	0,06
3	06.21	0,07	1,0	1,1	0,60
1	07.21	0,05	0,4	0,5	0,21
2	07.21	0,05	0,5	1,6	0,30
3	07.21	0,07	3,0	1,4	0,15
1	08.21	0,07	0,8	1,6	0,18
2	08.21	0,05	0,5	0,9	0,09
3	08.21	0,08	0,7	1,8	0,12
1	09.21	0,03	0,7	1,1	0,15
2	09.21	0,04	0,6	0,5	0,09
3	09.21	0,06	1,0	0,7	0,12
1	10.21	0,02	1,7	0,7	0,09
2	10.21	0,03	0,4	1,1	0,15
3	10.21	0,03	0,5	1,6	0,18
1	11.21	0,01	0,7	0,5	0,06
2	11.21	0,02	0,4	0,7	0,12
3	11.21	0,02	0,4	1,4	0,12
1	12.21	0,02	1,1	1,6	0,09
2	12.21	0,03	0,6	1,1	0,06
3	12.21	0,02	0,7	0,9	0,12
1	01.22	0,02	0,4	1,6	0,03
2	01.22	0,01	0,5	2,0	0,09
3	01.22	0,03	0,7	2,0	0,06
1	02.22	0,04	0,9	1,6	0,06
2	02.22	0,03	0,7	1,1	0,09
3	02.22	0,02	1,0	0,9	0,12
1	03.22	0,04	0,8	1,1	0,18
2	03.22	0,03	0,6	0,9	0,21
3	03.22	0,06	1,0	1,6	0,3
1	04.22	0,04	0,9	1,4	0,21
2	04.22	0,03	0,4	1,1	0,27
3	04.22	0,05	0,7	1,6	0,18

**Příloha 23** Průměrné denní teploty v profilu Morava nad Olšavou (Povodí Moravy)

<b>Č. vzorku</b>	<b>Místo odběru</b>	<b>Datum odběru</b>	<b>Čas odběru</b>	<b>Teplota vzduchu (°C)</b>	<b>Teplota vody (°C)</b>
2704	p Morava nad Olšavou	15.04.2021	10:45	5,7	7,5
4322	p Morava nad Olšavou	18.05.2021	10:30	14,1	12,5
5584	p Morava nad Olšavou	15.06.21	10:00	19,6	19,4
6786	p Morava nad Olšavou	15.07.21	14:30	26,6	23,4
7995	p Morava nad Olšavou	10.08.21	10:30	24,4	20,7
9217	p Morava nad Olšavou	07.09.21	10:40	15,6	16,3
10647	p Morava nad Olšavou	07.10.21	10:25	13,8	14,6
11702	p Morava nad Olšavou	08.11.21	12:10	9,1	8,3
12414	p Morava nad Olšavou	06.12.21	11:10	0,4	2,8
352	p Morava nad Olšavou	18.01.22	10:45	1,9	1,5
976	p Morava nad Olšavou	15.02.22	10:30	4,0	2,8
1756	p Morava nad Olšavou	15.03.22	10:50	13,8	4,7
2763	p Morava nad Olšavou	12. 4. 2022	11:05	12,3	8,7

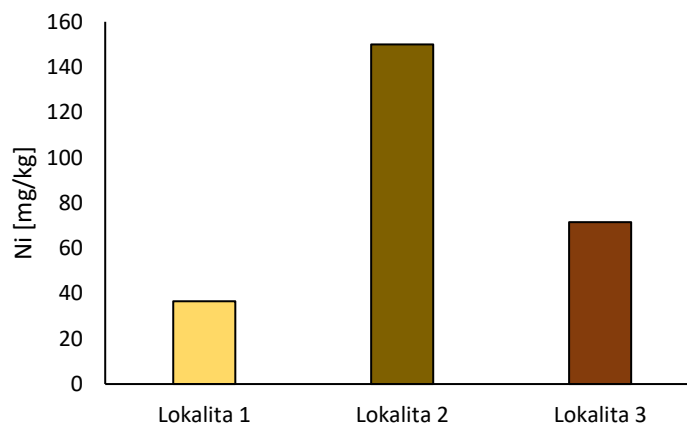
**Příloha 24** Průměrné denní teploty v profilu Morava – Otrokovice (Povodí Moravy)

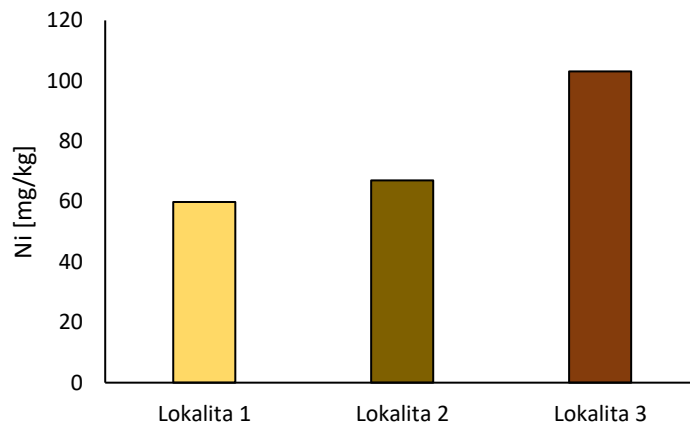
Č. vzorku	Místo odběru	Datum odběru	Čas odběru	Teplota vzduchu (°C)	Teplota vody (°C)
2713	p Morava Otrokovice	15.04.21	13:55	5,0	7,0
4331	p Morava Otrokovice	18.05.21	13:30	16,6	11,8
5593	p Morava Otrokovice	15.06.21	13:45	26,5	21,1
6795	p Morava Otrokovice	15.07.21	16:40	25,2	23,0
8004	p Morava Otrokovice	10.08.21	13:45	27,0	21,1
9226	p Morava Otrokovice	07.09.21	14:15	23,3	18,0
10656	p Morava Otrokovice	07.10.21	13:05	15,5	14,6
11711	p Morava Otrokovice	08.11.21	15:00	9,9	8,4
12423	p Morava Otrokovice	06.12.21	13:45	0,6	3,6
356	p Morava Otrokovice	18.01.22	12:50	2,0	1,5
980	p Morava Otrokovice	15.02.22	11:45	5,3	2,7
1760	p Morava Otrokovice	15.03.22	12:10	15,0	5,3
2763	p Morava Otrokovice	12. 03. 22	13:15	14,4	9,1

**Příloha 25** Průměrné měsíční teploty Moravy v roce 2021–2022 v LG Spytihněv (ČHMÚ)

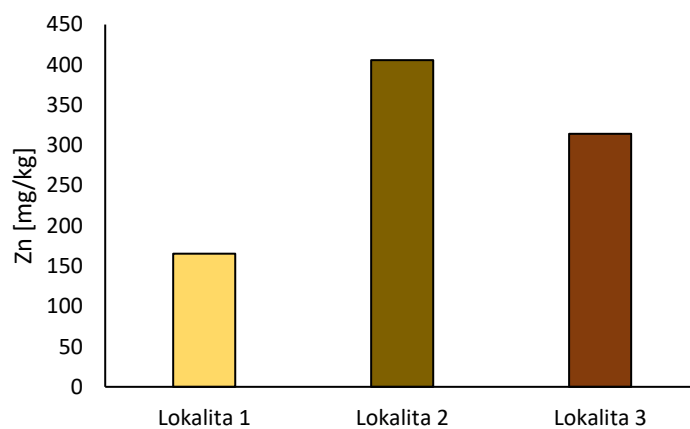
Č. vzorku	Místo monitoringu	Datum monitoringu	Čas monitoringu	Teplota vody (°C)
1	Spytihněv	27. 4. 2021	0:00	10,2
2	Spytihněv	19. 5. 2021	0:00	11,9
3	Spytihněv	21. 6. 2021	0:00	24,4
4	Spytihněv	17. 7. 2021	0:00	23,3
5	Spytihněv	20. 8. 2021	0:00	20,7
6	Spytihněv	16. 9. 2021	0:00	19,1
7	Spytihněv	10. 10. 2021	0:00	13,4
8	Spytihněv	14. 11. 2021	0:00	6,8
9	Spytihněv	19. 12. 2021	0:00	3,8
10	Spytihněv	16. 1. 2022	0:00	1,2
11	Spytihněv	20. 2. 2022	0:00	4,7
12	Spytihněv	19. 3. 2022	0:00	6,3
13	Spytihněv	17. 4. 2022	0:00	10,9

Pozn. LG = limnigrafická stanice

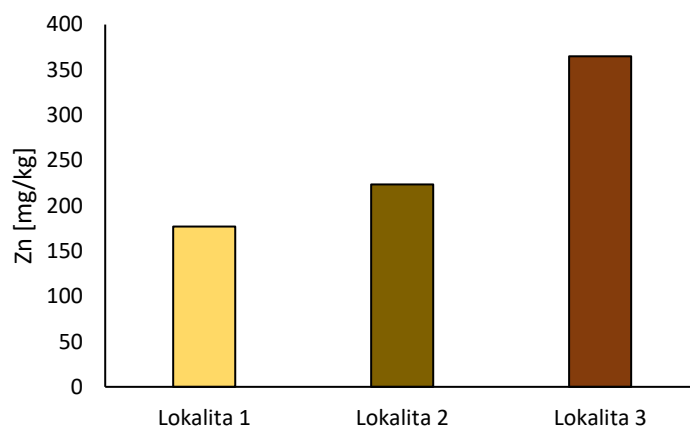
**Příloha 26** Koncentrace niklu v podzimní sezóně 2021



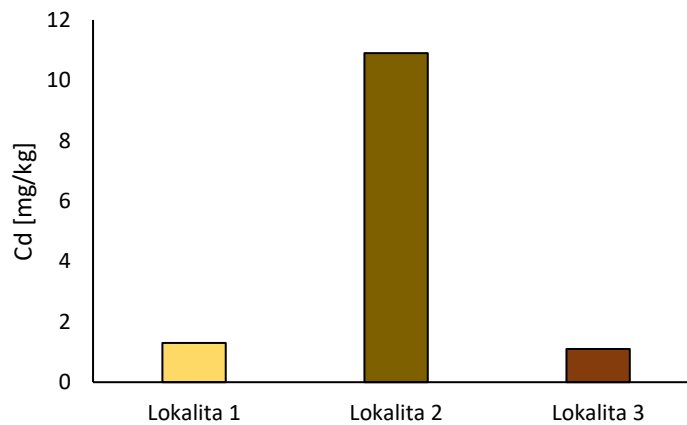
**Příloha 27** Koncentrace niklu v jarní sezóně 2022



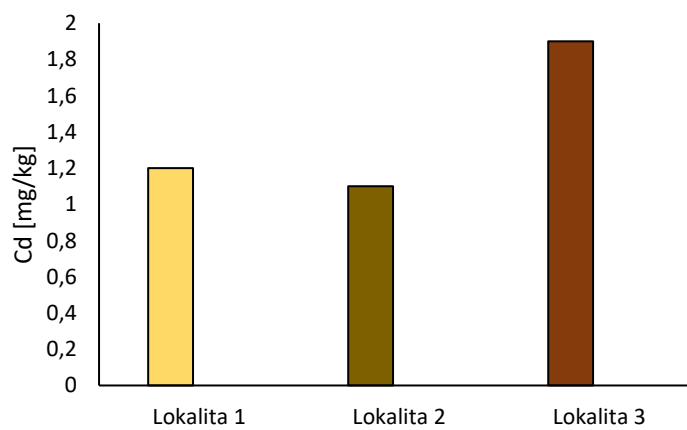
**Příloha 28** Koncentrace zinku v podzimní sezóně 2021



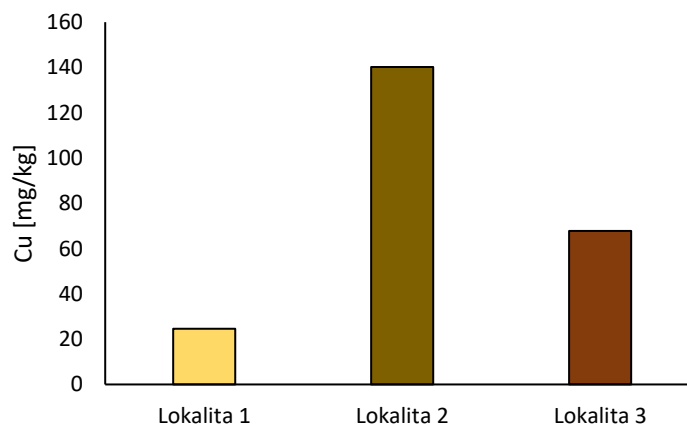
**Příloha 29** Koncentrace zinku v jarní sezóně 2022



**Příloha 30** Koncentrace kadmia v podzimní sezóně 2021

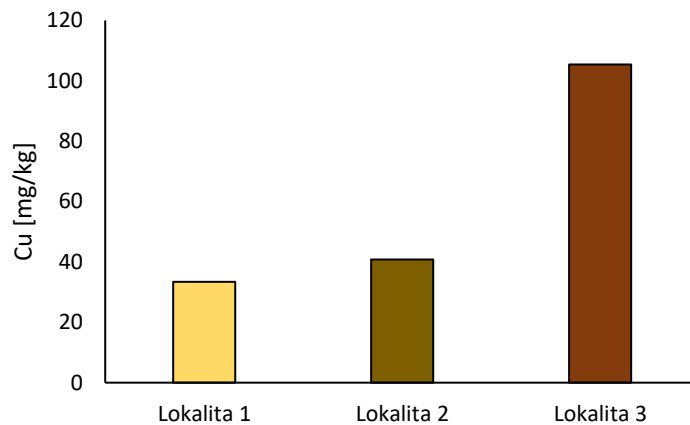


**Příloha 31** Koncentrace kadmia v jarní sezóně 2022

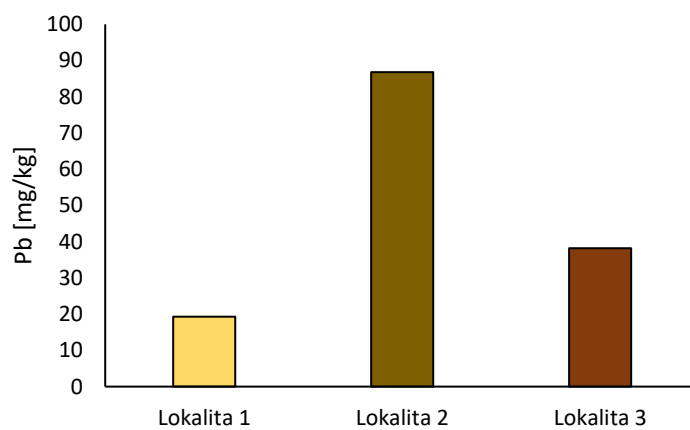


**Příloha 32** Koncentrace mědi v podzimní sezóně 2021

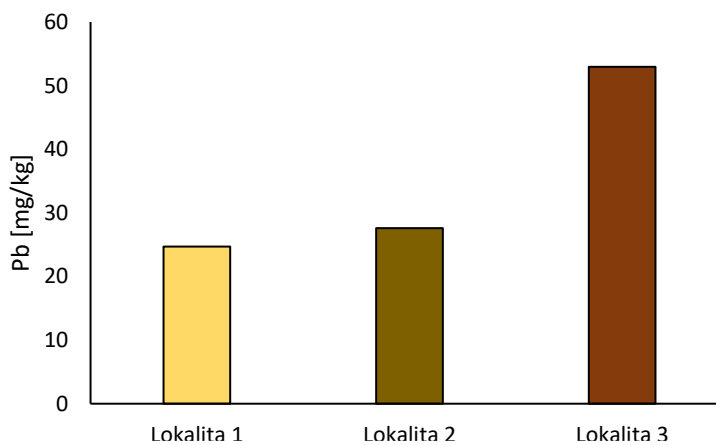




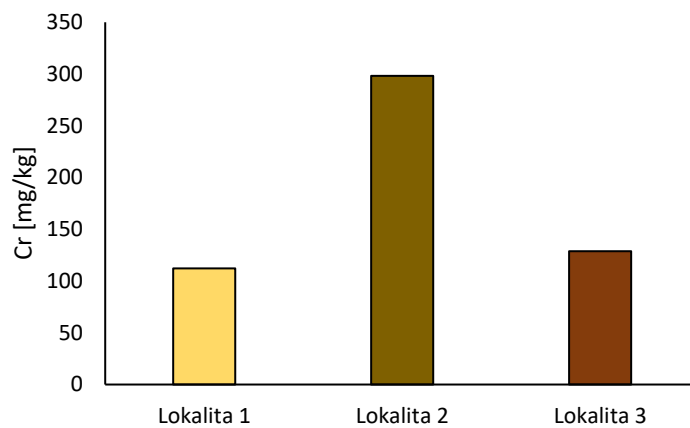
**Příloha 33** Koncentrace mědi v jarní sezóně 2022



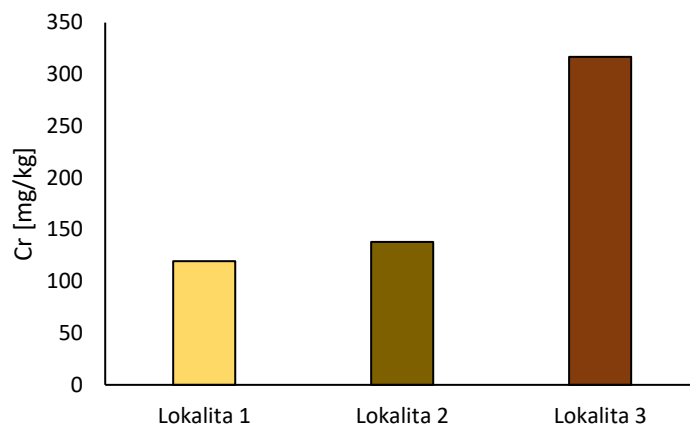
**Příloha 34** Koncentrace olova v podzimní sezóně 2021



**Příloha 35** Koncentrace olova v jarní sezóně 2022



**Příloha 36** Koncentrace chromu v podzimní sezóně 2021



**Příloha 37** koncentrace chromu v jarní sezóně 2022