



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA CHEMICKÁ

FACULTY OF CHEMISTRY

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

STUDIUM KVALITY POVRCHOVÝCH VOD V OBLASTI IVANČIC

STUDY OF SURFACE WATER QUALITY IN THE IVANČICE AREA

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Simona Jonášová

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

doc. Mgr. Renata Komendová, Ph.D.

BRNO 2022

Zadání bakalářské práce

Číslo práce: FCH-BAK1692/2021 Akademický rok: 2021/22
Ústav: Ústav chemie a technologie ochrany
životního prostředí
Studentka: **Simona Jonášová**
Studijní program: Chemie a technologie ochrany
životního prostředí
Studijní obor: bez specializace
Vedoucí práce: **doc. Mgr. Renata Komendová, Ph.D.**

Název bakalářské práce:

Studium kvality povrchových vod v oblasti Ivančic

Zadání bakalářské práce:

1. Vypracování aktuální literární rešerše týkající se kvality povrchových vod a postupů a metod stanovení jednotlivých ukazatelů včetně rizikových prvků.
2. Odběr vzorků povrchových vod a sedimentů z vybraných vzorkovacích míst.
3. Analýza vzorků povrchových vod a sedimentů.
4. Zhodnocení a porovnání výsledků stanovení s platnou legislativou.

Termín odevzdání bakalářské práce: 27.5.2022:

Bakalářská práce se odevzdává v děkanem stanoveném počtu exemplářů na sekretariát ústavu. Toto zadání je součástí bakalářské práce.

Simona Jonášová
studentka

doc. Mgr. Renata Komendová,
Ph.D.
vedoucí práce

prof. Ing. Jiří Kučerík, Ph.D.
vedoucí ústavu

V Brně dne 1.2.2022

prof. Ing. Michal Veselý, CSc.
děkan

ABSTRAKT

Na čtyřech odběrových místech na řece Jihlavě byly stanovovány vybrané fyzikálně-chemické ukazatele. S využitím UV-VIS spektrofotometrie byly stanovovány anorganické formy dusíku, chloridy, celkový fosfor a CHSK_{Cr} . Zředovací metodou byla stanovena BSK_5 . Plamenovou emisní fotometrií byly stanovovány ionty Na^+ , K^+ a Ca^{2+} , jejichž koncentrace byly v rozsahu $5,75\text{--}108 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Vybrané kovy (Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr, Fe, Mn) byly ve vodách stanovovány metodou ET-AAS a v sedimentech po jejich rozkladu metodou FAAS. Koncentrace Cr, Cu, Pb a Ni ve vodách byly v rozsahu $0,05\text{--}2,84 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Koncentrace kovů v sedimentech se pohybovaly v rozmezí $0,02\text{--}293 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, kde byly stanoveny nadlimitní koncentrace niklu. Výskyt železa a manganu je dán geologickým podložím. U ostatních prvků se předpokládá antropogenní původ. Z naměřených dat je patrné, že kvalita vody v této lokalitě je mírně proměnlivá a je klasifikována čtvrtou až pátou třídou, tedy jako velmi znečištěná voda.

ABSTRACT

Selected physical and chemical water quality parameters were measured at four sampling localities on the Jihlava River. Using UV-VIS spectrophotometry, inorganic forms of nitrogen, chlorides, total phosphorus and COD_{Cr} were determined. BOD_5 was determined by the dilution method. Na^+ , K^+ and Ca^{2+} ions, whose concentrations ranged from $5,75\text{--}108 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, were measured by flame emission photometry. Selected metals (Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr, Fe, Mn) were determined in water by the ET-AAS method. Decomposed sediments were determined by the FAAS method. Concentrations of Cr, Cu, Pb and Ni in water were in the range of $0,05\text{--}2,84 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Metal concentrations in sediments ranged from $0,02\text{--}293 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, where nickel concentrations were above the limit. The occurrence of iron and manganese is due to the geological subsoil. For the other elements, anthropogenic source is assumed. From the measured data, the water quality is slightly variable in this locality and is classified as fourth or fifth class, i.e. as highly polluted water.

KLÍČOVÁ SLOVA

povrchová voda, kvalita vody, Jihlava, AAS, OES, UV-VIS spektrofotometrie, rizikové prvky

KEYWORDS

surface water, water quality, Jihlava, AAS, OES, UV-VIS spectrophotometry, risk elements

JONÁŠOVÁ, Simona. *Studium kvality povrchových vod v oblasti Ivančic*. Brno, 2022. Dostupné také z: <https://www.vutbr.cz/studenti/zav-prace/detail/138358>. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí. Vedoucí práce doc. Mgr. Renata Komendová, Ph.D.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citovala. Bakalářská práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího bakalářské práce a děkana FCH VUT.

.....
Simona Jonášová

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych poděkovala vedoucí mé bakalářské práce doc. Mgr. Renatě Komendové, PhD. za odborné vedení, cenné rady, ochotu a trpělivost. Dále bych chtěla poděkovat Bc. Romanu Jurneckovi za technickou podporu. Poděkování patří také rodině a přátelům za podporu během studia a psaní závěrečné práce.

OBSAH

1	ÚVOD	7
2	TEORETICKÁ ČÁST	8
2.1	Povrchové vody	8
2.1.1	Charakteristika povrchových vod.....	8
2.1.2	Účely využití povrchových vod	8
2.2	Kvalita povrchových vod.....	9
2.2.1	Kvalita povrchových vod v ČR.....	9
2.2.2	Kvalita povrchových vod ve světě	10
2.3	Chemické složení a vlastnosti tekoucích povrchových vod	11
2.3.1	Organoleptické vlastnosti	11
2.3.2	Alkalické kovy a kovy alkalických zemin	11
2.3.3	Kovy, polokovy	12
2.3.4	Nekovy	13
2.3.5	Halogeny	14
2.3.6	Rozpuštěné a nerozpuštěné látky	15
2.3.7	Organické látky	15
2.4	Rizikové prvky ve vodách	16
2.4.1	Chrom.....	16
2.4.2	Měď	17
2.4.3	Nikl.....	18
2.4.4	Olovo.....	19
2.4.5	Rtuť	20
2.4.6	Zinek.....	21
2.5	Odběr povrchových vod a sedimentů	22
2.5.1	Vzorkování řek	23
2.5.2	Vzorkování sedimentů.....	24
2.6	Předúprava povrchových vod a sedimentů	24
2.7	Metody analýzy vod a sedimentů	25
2.7.1	Stanovení pH a elektrické konduktivity	25
2.7.2	Volumetrické metody	26
2.7.3	UV-VIS spektrofotometrie	26
2.7.4	Optická emisní spektrometrie.....	26
2.7.5	Atomová absorpční spektrometrie	27

3	CÍL PRÁCE	30
4	EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	31
4.1	Použité přístroje.....	31
4.2	Použité chemikálie.....	31
4.3	Použité pomůcky	32
4.4	Odběr vzorků vod a sedimentů.....	33
4.4.1	Vzorkování vody	34
4.4.2	Vzorkování sedimentů.....	34
4.5	Předúprava sedimentů.....	35
4.6	Analýza vod.....	36
4.6.1	Stanovení pH a elektrické konduktivity	36
4.6.2	Stanovení BSK ₅ zřed'ovací metodou.....	36
4.6.3	Spektrofotometrické stanovení chemických ukazatelů pomocí setů mobilní analytiky.....	36
4.6.4	Stanovení Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ plamenovou fotometrií	38
4.6.5	Stanovení rizikových prvků ve vodách	38
4.7	Analýza sedimentů	39
4.7.1	Stanovení rtuti	39
4.7.2	Stanovení kovů včetně rizikových prvků v sedimentech.....	39
4.8	Mez detekce a mez stanovitelnosti	40
5	VÝSLEDKY A DISKUZE	41
5.1	Fyzikální a chemické ukazatele vody	41
5.2	Obsah sodných, draselných a vápenatých iontů ve vodě.....	42
5.3	Obsah kovů včetně rizikových prvků ve vodě.....	44
5.4	Obsah kovů včetně rizikových prvků v říčních sedimentech	46
6	ZÁVĚR	49
7	SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ	50
8	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ	56
9	SEZNAM PŘÍLOH.....	57
	PŘÍLOHY	58

1 ÚVOD

Povrchové vody, jako jsou řeky nebo jezera, jsou důležitou a nenahraditelnou složkou životního prostředí. Jsou místem života nejrůznějších živočichů a rostlin, zároveň některé slouží jako zdroje vod pro jejich úpravu na vodu pitnou. Rizikové prvky a jejich sloučeniny se ve vodách stále vyskytují i přes snahu o eliminaci zdrojů znečištění. Rizikové prvky se mohou dostat prostřednictvím dálkového transportu do všech složek životního prostředí až např. do vodních organismů, zejména ryb. Prostřednictvím nich se pak mohou v rámci potravního řetězce dostat až k člověku a negativně působit na zdraví.

Kvalita povrchových vod je v České republice pravidelně monitorována. Na základě hodnot vybraných sledovaných ukazatelů se tyto vody klasifikují do jednotlivých tříd čistoty. Legislativně jsou ošetřeny pouze povrchové vody jako takové. V současnosti chybí platná legislativa, která limituje rizikové prvky v dnových říčních sedimentech, kde dochází k jejich akumulaci a prostřednictvím kterých často tyto látky vstupují do těl vodních organismů. Následně může docházet k bioakumulaci, intoxikaci a kontaminaci potravního řetězce.

V současnosti je v České republice kvalita povrchových vod z dlouhodobého hlediska lepší než v minulém století, avšak i přesto je většina vodních toků stále hodnocena jako znečištěná voda. Ke zlepšení jistě napomohlo zavedení splaškových kanalizací a zvýšení účinnosti čištění odpadních vod. Ovšem právě místa, kde kanalizace zatím není, jsou zatížena zvýšeným obsahem charakteristických ukazatelů ve vodě z důvodu průsaku z jímek apod., anebo kvůli nedovolenému vypouštění odpadních vod do vod povrchových.

Řeka Jihlava v Ivančicích je dlouhodobě hodnocena jako znečištěná až silně znečištěná voda. Z důvodu občasného úhynu ryb a jejich sníženého výskytu na různých místech, kde jsou také výpustě do řeky, jsem se rozhodla kvalitu vody zkontrolovat a určit vybrané ukazatele, které mohou mít negativní vliv na ryby i z hlediska kontaminace rizikovými prvky.

2 TEORETICKÁ ČÁST

2.1 Povrchové vody

Vody, jež se přirozeně vyskytují na zemském povrchu se nazývají vody povrchové. Člení se na kontinentální a mořské [1]. Kontinentální vody se dále dělí na tekoucí (lotické), což jsou vodní toky (řeky, potoky), a stojaté (lentické) [2], což mohou být rybníky a jezera. Voda brakická je typ vody, kde se mísí voda říční s mořskou [1].

2.1.1 Charakteristika povrchových vod

Kontinentální povrchové vody jsou ovlivňovány mnoha faktory, zejména geologickým podložím, hydrologicko-klimatickými poměry, botanickými poměry, antropogenní činností a přítokem podzemních vod. Jsou formovány z podzemních a atmosférických vod. Pokud je jejich původ převážně z atmosférických vod, jsou vznikající povrchové vody málo mineralizované. Složení povrchové vody ve srovnání s podzemní vodou je kvalitativně stejné [1].

Jezera jsou vodní nádrže přírodního původu. Uměle vytvořené vodní útvary jsou nádrže a rybníky, které vzniknou přehrazením vodního toku. Jezera a nádrže se od vodních toků liší hloubkou a dobou průtoku. V hlubokých jezerech a nádržích dochází k vertikální teplotní stratifikaci a vertikální stratifikaci určitých složek. Tímto procesem lze vypouštět vody řízeně, a tak ovlivnit jakost vypouštěné vody [1].

Mořská voda zahrnuje všechna moře i oceány. Oceán má hluboké pánve až 6 km a má uzavřený proudový systém. Část oceánu, která vniká do pevniny, je moře. Téměř kompletně obklopená pevninou jsou vnitřní moře, která jsou s oceánem spojena průlivy. Vnitřní moře mají odlišné chemické složení než vedlejší oceán a vyznačují se samostatným proudovým systémem. Zálivy jsou menší části oceánu nebo moře, které vniká do pevniny [1].

2.1.2 Účely využití povrchových vod

Odběr povrchové vody významně ovlivňuje přirozené množství vody v toku a jeho časové rozdělení [3]. Povrchové vody se často využívají k úpravě na vodu pitnou, užitkovou a provozní, které musí splňovat mj. legislativní požadavky a hygienickou nezávadnost [1]. Další odběry vody mohou být v energetice a hydroenergetice. Rekreačním využitím povrchové vody se rozumí užívání těchto vod pro vlastní potřebu, zejména se může jednat o koupání, vodní sporty, bruslení apod. Tímto ale nesmí dojít k ohrožení kvality a nezávadnosti povrchových vod, nesmějí být poškozeny břehy, vodní díla, zařízení pro chov ryb atd. Ke koupání jsou určena konkrétní místa povrchových vod, která jsou pravidelně kontrolována rozborem vody, a je posouzena nezávadnost této vody na lidský organismus. Dalším významným využitím povrchových vod je chov ryb. Základem účelového rybářského hospodaření je vhodná obsádka ryb, kde dle druhu revíru (pstruhové, mimopstruhové) jsou vysazovány příznivé druhy ryb a odlovovány nepříznivé druhy ryb. Tímto může být ovlivněna kvalita vody. V zemědělství je voda využívána především na závlahy [3].

2.2 Kvalita povrchových vod

Kvalitu vody ovlivňuje mnoho fyzikálních, chemických a biologických faktorů. Záleží na druhu povrchové vody, geografickém umístění a ročním období [4]. Dle ČSN 75 7221 jsou zavedeny limity pro složky nacházející se v povrchové vodě (viz Příloha 1), tyto limity klasifikují vody do tříd [5]:

- I. neznečištěná voda;
- II. mírně znečištěná voda;
- III. znečištěná voda;
- IV. silně znečištěná voda;
- V. velmi znečištěná voda.

Významným ukazatelem kvality vod je tzv. norma environmentální kvality (NEK), jejíž definici citují: „Normou environmentální kvality se rozumí koncentrace znečišťující látky nebo skupiny látek ve vodě, sedimentech nebo živých organismech, která nesmí být překročena z důvodů ochrany lidského zdraví a životního prostředí.“ [6] Hodnoty NEK jsou uvedeny ve Vyhlášce č. 401/2015 Sb.

Antropogenní činnost, tzn. průmyslová činnost, zemědělská činnost, a doprava jsou v dnešní době velkou zátěží pro životní prostředí celkově. Hrají zde roli i přírodní procesy, např. eroze, nepravidelnost srážek atd. Zhoršuje se stav povrchových vod, tím pádem je omezené využití pro pitnou vodu, rekreační ale i zemědělskou potřebu [7].

2.2.1 Kvalita povrchových vod v ČR

Od devadesátých let byly eliminovány IV. a V. třídy jakosti (viz Příloha 2). Byl zde patrný největší pokles množství vypouštěného znečištění do povrchových vod kvůli restrukturalizaci národního hospodářství a modernizaci čistíren odpadních vod [8].

V letech 2005–2011 byla zaznamenána nadále se zlepšující kvalita povrchových vod. Dominovala III. třída jakosti. Klesající trend měly vypouštěné znečištění do vod a hodnoty pětidenní biochemické spotřeby kyslíku (BSK_5), chemické spotřeby kyslíku dichromanem draselným ($CHSK_{Cr}$) a nerozpuštěných látek (NL). Hodnoty rozpuštěných anorganických solí (RAS) narůstaly zejména v letech 2005 a 2006 z důvodu neefektivního čištění vod, které je důsledkem jejich velmi dobrou rozpustností ve vodě. Zejména byly překračovány limity dusičnanů, jejichž zdrojem byly splaškové vody, splachy ze zemědělských půd či zemědělská výroba. Ve většině případů se jednalo o tzv. bodové zdroje znečištění, kdy se jedná o zdroje, jako jsou města, průmyslové závody a objekty, jež se zaměřují na zemědělskou a živočišnou výrobu. Dalším problémem bylo plošné znečištění sírou a dusíkem z atmosférických depozic. Koncentrace celkového fosforu kolísaly, průměrně byl celkový fosfor hodnocen III. a vyšší třídou. Nově byl ale uplatněn postup biologického, popř. chemického odstraňování dusíku a fosforu z odpadních vod. Havarijní znečištění zapříčiňovaly převážně ropné látky a nepřečištěné odpadní vody. U sedimentů a plavenin bylo zjištěno překročení limitu těžkými kovy, a to zejména arsenem, rtutí, niklem a mědí. Velkou otázkou zůstávaly adsorbovatelné

organicky vázané halogeny (AOX), jež byly nejproblematictějšími znečišťujícími látkami, které přesahovali limity koncentrací. Sahaly do III. třídy jakosti a výše. AOX jsou těžko odbouratelné znečištění, které má původ z papírenského a chemického průmyslu (např. chloroform, dioxiny) [9]. Některé chlorované organické látky řadí se k AOX se vyznačují toxicitou pro ryby a jiné vodní organismy už při nízkých koncentracích. Jsou považovány za persistentní organické polutanty (POP) a mohou se akumulovat ve vodních organismech [10]. Výrazné zlepšení bylo u kadmia, zvláště nebezpečné látky, kdy průměrné koncentrace nepřesahovaly dané limity. Na základě akumulačního biomonitoringu byly zjištěny vyšší koncentrace těžkých kovů v biofilmu, ojediněle pak rtuti v rybách (jelec tloušť – *squalius cephalus*). Ovšem ve srovnání s lety 1993–2000 se kvalita vody neustále zlepšovala nejen díky zdokonalení monitoringu životního prostředí [8, 11–16].

V letech 2012–2017 kolísaly koncentrace především celkového fosforu, jehož původ je převážně z hnojení zemědělských půd a také z neodkanalizovaných obcí, kde zdrojem fosforu jsou mycí a prací prostředky. Docházelo k eutrofizaci vod, to má za následek omezené využití vod jako pitné a může způsobovat zdravotní problémy při využívání povrchových vod ke koupání. Kadmium, dusičnanový dusík a AOX měly rovněž kolísající trend. Chlorofyl a závisel na klimatických podmínkách v daném roce, např. v roce 2014 byla dosažena dvojnásobná koncentrace oproti roku 2013 právě kvůli vyšším teplotním podmínkám a značně podprůměrným srážkám. Dařilo se snižovat organické znečištění díky vyšší účinnosti čistíren odpadních vod. Jakost vody nejčastěji odpovídala III. třídě, což značí znečištěnou vodu (Příloha 3). Ojediněle se vyskytovala V. třída. V roce 2015 se zařadila značná část toků mezi nevhodné ke koupání, v roce 2017 se počet toků opět zvýšil [9, 17–21].

V současné době je dle ČSN 75 7221 většina toků hodnocena uspokojivě (Příloha 4). Stále je nejčastější III. třída jakosti, ale často se objevují i I. a II. třídy. Podařilo se snížit znečištění amoniakálním dusíkem. Jedná se o primární produkt rozkladu organických dusíkatých látek. Jeho původem jsou splaškové vody a odpad zemědělské výroby. Od roku 1991 se jakost vody výrazně zlepšila, avšak stávajícím problémem je eutrofizace způsobená fosforem, i když z dlouhodobého hlediska se jeho koncentrace zlepšují díky důkladnějšímu čištění vod. Pozornost by měla být směřována k technologiím, které účinně odstraňují léčiva a jejich metabolity, jelikož v procesu čištění odpadních vod stále chybí [22, 23].

2.2.2 Kvalita povrchových vod ve světě

Kvalita nejen povrchové vody je celosvětovým problémem. Pouze některé vyspělé země mají málo znečištěnou vodu. Nejzásadnější znečištění pochází z vypouštění chemických látek [24] a pravděpodobně z nedostatečného čištění vod. Zhruba polovina světové populace trpí na následky znečištění sladké vody, 80 zemí trpí na nedostatek vody. Povrchové vody jsou zdrojem pro pitnou vodu, tudíž není vyloučeno riziko nálezu kontaminujících látek v pitné vodě. Ve Spojených státech amerických zavedla Agentura pro ochranu životního prostředí (*Environmental Protection Agency – EPA*) klasifikaci a normy pro stanovení chemických látek, objevujících se v pitné vodě. I přes vyspělé technologie čištění a úpravy vody se do ní dostanou stopová a ultrastopová množství kontaminantů z povrchových vod, např. polychlorované bifenyly (PCB), dioxiny, těžké kovy apod. [25]

2.3 Chemické složení a vlastnosti tekoucích povrchových vod

Povrchová voda obsahuje celou řadu anorganických a organických sloučenin, mezi které se řadí živiny, anionty, kationty, elementární formy prvků a další. Mimo chemických ukazatelů je možno nalézt i mikrobiologické ukazatele, což jsou různé typy bakterií, vyskytující se v povrchových vodách.

2.3.1 Organoleptické vlastnosti

Jako organoleptické vlastnosti vody jsou myšleny základní fyzikální ukazatele, tj. teplota, barva, zákal, pach a chuť, které jsou zjistitelné jednak senzoricou analýzou, tedy posouzením subjektivně smyslovými orgány (pach a chuť, popř. barva), jednak objektivně instrumentální analýzou (teplota, barva, zákal) [26].

Teplota je ukazatel, který dokáže definovat aktuální stav vody [27]. U povrchové vody je podstatnou vlastností, jež může ovlivnit řadu procesů ve vodě, jako např. rozpustnost kyslíku, biochemické pochody, samočisticí funkci vody a výskyt a reprodukci ryb. Při vypouštění odpadních vod je pozorováno tepelné znečištění, které je indikováno zvýšením teploty povrchové vody nad 25 °C při povoleném vypouštění [1].

Barvu vody zapříčiňují látky v ní obsažené, zejména pak fulvokyseliny, železo, koloidní částice jílu a fytoplankton. Rozlišuje se barva zdánlivá, která je způsobena nerozpuštěnými i rozpuštěnými látkami, a barva skutečná, která je zapříčiněna pouze rozpuštěnými látkami [1]. Stanovuje se intenzita zbarvení a odstín a výsledky jsou uváděny jako obsah platiny ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ Pt). Instrumentálně se stanovuje spektrofotometricky většinou při vlnové délce $\lambda = 436 \text{ nm}$ [28].

Zákal neboli pokles transparence vody je zapříčiněn suspendovanými částicemi a nerozpuštěnými látkami, jimiž jsou např. hydratované oxidy železa a manganu, plankton, bakterie nebo jílovité částice [1]. Stanovuje se spektrofotometricky metodou turbidimetrie nebo nefelometrie.

Pach a chuť jsou ukazateli kvality především u pitné vody. Chuť ovlivňují např. sloučeniny železa, manganu, zinku a hořčíku. Pozitivně ovlivňují chuť vody hydrogenuhličitanu a vápník. Pach vody může indikovat stopové znečištění ať už látkami přirozeně se vyskytujícími jako je sulfan, nebo jako důsledek mísení vod odpadních a splaškových s vodou povrchovou [1].

2.3.2 Alkalické kovy a kovy alkalických zemin

U povrchových vod převládají čtyři kationty prvků 1. a 2. skupiny, a to kationty sodné, draselné, vápenaté a hořečnaté. Sodné a draselné ionty se vyznačují se malou komplexační schopností až na výjimky, např. v alkalických vodách při vyšších koncentracích uhličitánů. Obsah Na^+ ve vodách je téměř vždy vyšší než obsah K^+ z důvodu sorpce těchto iontů na půdní minerály, odkud jsou čerpány pro výživu rostlin. V místech vypouštění odpadních vod ze zpracování draselných solí se může vyskytovat nadbytek K^+ oproti Na^+ [1]. Obvykle je obsah sodných iontů závislý na geochemických podmínkách a na vzdálenosti od místa, kde pramení vodní tok [29]. V povrchových vodách se vyskytují koncentrace K^+ a Na^+ v řádu jednotek až desítek $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. V řece Jihlavě v Ivančicích byly průměrné koncentrace v letech 2018–2019

u Na^+ 37,58 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, u K^+ 8,04 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [30]. Sodné a draselné ionty se do vod dostávají zvětráváním hlinitokřemičitanů (albit, ortoklas), z halitu nebo z minerálů (sylvín, sylvinit). Antropogenními zdroji Na^+ jsou především odpadní vody z výroby (neutralizace) nebo solení pozemních komunikací v zimních měsících, pro oba prvky jsou typické rovněž splaškové vody [1]. Draslík je hojně využíván při výrobě hnojiv, tudíž se do vody jednoduše dostane ze zemědělských půd [31]. Jelikož draslík, vyskytující se v přírodě, obsahuje malé množství radioaktivního izotopu ^{40}K , označuje se jeho výskyt za přirozené pozadí radioaktivity vod. Lithium, rubidium a cesium jsou v malé míře zastoupeny společně se sodíkem a draslíkem. V povrchových vodách není stanovena jejich limitní koncentrace [1].

Vápník a hořčík se ve vodách objevují jako jednoduché ionty Ca^{2+} a Mg^{2+} . Ve vysoce mineralizovaných vodách dokáží tvořit iontové asociáty se sírany a hydrogenuhličitanem. Vápník může tvořit komplexy s huminovými látkami, ale fotochemicky se dokáže remobilizovat. V povrchových vodách je vápník zastoupen v desítkách až stovkách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, hořčík v jednotkách až desítkách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [1]. Na řece Jihlavě v Ivančicích byly v letech 2018–2020 průměrné koncentrace Ca^{2+} 46,09 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a Mg^{2+} 16,88 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [30]. Ionty se do vod uvolňují při rozkladu hlinitokřemičitanů a rozpouštěním vápence, dolomitu, sádrovce atd. Antropogenními zdroji jsou průmyslové odpadní vody z výroby, kde dochází k neutralizaci kyselin vápnem. Hořčík je ve vodách zastoupen méně z důvodu nižšího obsahu v zemské kůře a podobně jako u draselných iontů se i hořečnaté ionty sorbují na půdní minerály. Stroncium a baryum je rovněž možno nalézt ve vodách, ale pouze v nízkých koncentracích [1].

2.3.3 Kovy, polokovy

Významně se v povrchových vodách vyskytují železo a mangan. Mají podobné chování ve vodách a stejně tak i formy výskytu. Analyticky se rozlišují formy rozpuštěné, nerozpuštěné, organicky vázané a v případě železa i celkové. Rozpuštěné a nerozpuštěné formy železa jsou závislé na hodnotách pH, oxidačně-redukčním potenciálu nebo látkách s komplexotvornými vlastnostmi. Železo se vyskytuje v oxidačních stavech II a III. V případě anoxických podmínek je přítomno železo v oxidačním stavu II, kdy je rozpustnost limitována zejména sloučeninami $\text{Fe}(\text{OH})_2$ (s), v případě vyšších koncentrací celkového oxidu uhličitého FeCO_3 (s) a FeS (s) ve vodách, kde se objevuje sulfan. Přítomnost FeS ve vodách bývá důvodem tmavého zbarvení dnových sedimentů. Ve vodách, kde není zřetelné organické znečištění a kde se vyskytují převážně hydrogenuhličitanem, jsou významné formy železa v oxidačním stavu II, konkrétně tedy jednoduché hydratované ionty Fe^{2+} nebo $[\text{FeOH}]^+$. V silně zásaditých vodách převládají hydroxokomplexy $[\text{Fe}(\text{OH})_2]^0$ a $[\text{Fe}(\text{OH})_3]^-$, případně i fosfatokomplexy a křemičitanové komplexy. Nachází-li se ve vodě v kyselém prostředí vyšší obsah chloridů, je možné nalézt i chloroželeznatany $[\text{FeCl}]^+$. Ve formě Fe^{III} se železo vyskytuje nejčastěji ve vodách s vysokým obsahem rozpuštěného kyslíku. V závislosti na pH jsou to především Fe^{3+} , $[\text{Fe}(\text{OH})]^{2+}$ až $[\text{Fe}(\text{OH})_4]^-$. Rozpustnost udává hydratovaný oxid železitý. Komplexy tvoří se železem také organické látky, zejména pak huminové látky [1].

Mangan je možné ve vodě nalézt zejména v oxidačních stupních II, III, IV. Mn^{II} je nejstabilnější formou za redukčních podmínek a nepřítomnosti rozpuštěného kyslíku. V neutrálních až kyselých podmínkách se vyskytuje hydratovaný kation $[\text{Mn}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$. Hydroxokomplexy

$[\text{Mn}(\text{OH})]^+$ až $[\text{Mn}(\text{OH})_3]^-$ společně s $[\text{MnHCO}_3]^+$ a $[\text{MnSO}_4]^0$ jsou ve vodách zastoupeny v závislosti na hodnotě pH a jejich složení. Rozpustnost manganu určuje v anoxických podmínkách rozpustnost uhličitanu, hydroxidu nebo sulfidu [1].

Antropogenními zdroji manganu a železa jsou převážně průmyslové odpadní vody ze zpracování rud. Do vod se pak dostávají také remobilizačními procesy ze sedimentů, kde se průměrný obsah manganu pohybuje v jednotkách gramů na 1 kg sušiny, u železa to jsou desítky gramů na 1 kg sušiny. Průměrné koncentrace železa v povrchových vodách jsou okolo setin až desetín $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, manganu bývá o něco méně [1]. V letech 2018–2020 na řece Jihlavě v Ivančicích byla průměrná koncentrace železa $0,16 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a manganu $0,045 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [30]. Vysoké koncentrace železa a manganu vedou k negativnímu vlivu na organoleptické vlastnosti vody, zejména pak na barvu, zákal a chuť, a také k rozvoji železitých a manganových bakterií, které mohou být příčinou ucpávání vodovodního potrubí a výrazným zbarvením vody žlutě až hnědě [1].

Hliník se v rozpuštěné formě nachází jako $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$ v kyselém prostředí, především při hodnotách $\text{pH} < 4,5$. V zásaditém prostředí (při hodnotách $\text{pH} > 8,5$) jsou pak významné pentahydroxohlinity a hexahydroxohlinity. Huminové látky komplexují hliník velmi dobře. V povrchových vodách se hliník vyskytuje v setinách a desetínách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [1]. V období kyselých dešťů hliník snadno migruje v půdě, následně se dostává do vod a jeho koncentrace se tak zvyšuje [32]. Ve formě Al^{3+} je toxický pro ryby a rostliny [33].

Ostatní kovy jako např. stříbro, zlato, vanad, wolfram apod. se ve vodách vyskytují v nízkých koncentracích. Pokud není podezření vyšších koncentrací těchto prvků, jejich analýza se neprovádí. Rizikové kovy se ve vodách obvykle vyskytují rovněž v nízkých koncentracích. Mezi ně patří např. kobalt, nikl, zinek, rtuť nebo kadmium. Jejich charakteristika a formy výskytu jsou popsány v následující kapitole.

Z polokovů je významným zástupcem ve vodách křemík. Uvolňuje se zvětráváním křemičitanů a hlinitokřemičitanů vlivem CO_2 a H_2O . Nachází se ve formě křemičitanů, dikřemičitanů a cyklických nebo lineárních polykřemičitanů. Při hodnotách $\text{pH} < 9$ je nejvýznamnější $\text{Si}(\text{OH})_4$, chová se jako neelektrolyt. Při hodnotách $\text{pH} > 9$ se pak vyskytuje v iontových formách [1]. Průměrné koncentrace křemíku se pohybují okolo $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [32]. Křemík obsažený v dnových sedimentech se může podílet na uvolňování sloučenin fosforu ze sedimentů a tím tak přispívat k eutrofizaci vod. Ovlivňuje také biologické vlastnosti povrchových vod, jelikož je pro určité druhy řas, zejména rozsivky, esenciálním prvkem. V případě vyšších koncentrací křemíku dochází tedy k nadbytečnému rozvoji těchto řas a vyčerpají tak téměř veškerý obsah křemíku z vody [1].

2.3.4 Nekovy

Sloučeniny síry se ve vodách vyskytují jak anorganické, tak organické. V anorganické formě se síra nachází v oxidačních stavech $-II$, II , IV , VI a jako elementární. Nejvýznamnější jsou sírany, siřičitany, thiosírany a sulfan. Sírany se do vod dostávají oxidací sulfidických rud. Vyskytují se jako jednoduchý ion SO_4^{2-} . Jsou stabilní za oxických i anoxických podmínek. Jejich biologickou redukcí vzniká sulfan (včetně jeho iontových forem), který se ale

v povrchových vodách vyskytuje málo. Při vyšších koncentracích síranů mohou být ve vodě přítomny sulfatokomplexy. Jejich obsah se pohybuje v desítkách až stovkách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [1]. Sířičitany, thiosíraný a thiokyanatany se do vod dostávají především z antropogenních zdrojů [32].

Fosfor se do vod může dostávat zvětráváním minerálů nebo hornin. Ve vodách se rozlišuje dle analytického stanovení na fosfor celkový, orthofosforečnanový, nebo jako vázaný na hydrolyzovatelných fosforečnanech. Ve formě iontů se nachází např. jako fosforečnany, hydrogenfosforečnany, difosforečnany a fosfatokomplexy. Fosfor se podílí na eutrofizaci povrchových vod [1]. Významnými antropogenními zdroji jsou fosforečnanová hnojiva a odpadní vody z domácností, kde je fosfor součástí mycích a pracích prostředků [32].

Dusík a jeho formy jsou ve vodách obzvláště významné. Anorganické formy dusíku zahrnují dusitanový, dusičnanový a amoniakální dusík. Vysoké koncentrace těchto forem jsou indikací znečištění povrchových vod. V případě organicky vázaného dusíku se jedná o sloučeniny jako jsou bílkoviny, močovina, heterocyklické dusíkaté sloučeniny atd. Mikrobiálně se rozkládají a uvolňují ve formě amoniakálního dusíku. Dusíkaté formy podléhají biochemickým přeměnám, a to nitrifikaci, která spočívá v oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany a dále na dusičnany, a denitrifikaci, kdy se jedná o redukci dusičnanů přes dusitany a oxidy dusíku až na elementární dusík. V povrchových vodách koncentrace celkového amoniakálního dusíku většinou nepřekračují $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Dusitany jsou ve vodě nestálé, jelikož podléhají nitrifikaci a denitrifikaci, jejich koncentrace jsou velmi nízké. Dusičnany patří mezi základní anionty ve vodách. Jejich koncentrace jsou závislé na vegetačním období. Stejně jako fosfor dokáží nepříznivě ovlivňovat eutrofizaci vod. Hlavním zdrojem dusíkatých sloučenin jsou splaškové vody. Zejména amoniakální dusík má svůj původ v odpadních vodách z živočišné výroby a zemědělství [1].

Formou oxidu uhličitého ve vodách jsou hydrogenuhlíčitany jako jednoduché ionty HCO_3^- , které spadají mezi čtyři hlavní anionty. Do vod se dostávají zvětráváním hlinitokřemičitanů, kdy na ně působí oxid uhličitý a voda. Vyskytují se ve vyšších koncentracích v méně mineralizovaných vodách. Dále se vyskytují i komplexní sloučeniny, které se ale svými vlastnostmi liší od HCO_3^- . V povrchových vodách jsou koncentrace v řádu desítek až stovek $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [1].

2.3.5 Halogeny

Chlor se ve vodě vyskytuje v mnoha formách, konkrétně lze uvést např. chloridy, chlorečnany, chloristany, elementární chlor a organické chlorderiváty. Nejrozšířenější jsou chloridy, tedy zejména jednoduché ionty Cl^- , které zároveň patří mezi 4 hlavní anionty ve vodách (chloridy, hydrogenuhlíčitany, síraný, dusičnany). Jsou chemicky i biochemicky velice stabilní. Pokud se chloridy nachází ve vyšších koncentracích, mohou se vyskytovat i chlorokomplexy. Průměrné koncentrace chloridů se pohybují v jednotkách až desítkách $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. U chlorečnanů jsou obvyklé koncentrace v řádech jednotek až desítek $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Výskyt chloristanů se předpokládá při vyšších koncentracích dusičnanů. Průměrné koncentrace chloristanů bývají okolo desetin až jednotek $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Chlor má substituční charakter, tudíž ochotně reaguje s organickými sloučeninami, kdy ovšem vznikají toxičtější a organolepticky závadnější látky. Důležitým ukazatelem z hlediska

chovu ryb je aktivní chlor, který je výrazně toxický. Do vod se chlor dostává zvětráváním a vyluhováním halitu, příp. ložisek draselných solí. Antropogenním zdrojem jsou v zimním období posypové soli anebo průmyslové odpadní vody z výroby, kde se hojně využívá kyselina chlorovodíková. Je nutné zmínit i sloučeniny chloru, které se do vod dostávají jejím hygienickým zabezpečením [1].

Významnou formou výskytu fluoru jsou v povrchových vodách především jednoduché ionty F^- . Ty v závislosti na pH ochotně tvoří komplexy s hliníkem nebo železem v oxidačním stavu III. Fluorokřemičitany mohou být do povrchových vod zaneseny vtokem odpadních vod. Koncentrace fluoridů se pohybuje okolo setin až desetin $mg \cdot l^{-1}$. V méně mineralizovaných vodách mohou být toxické pro vodní organismy [1].

Chlor ve vodách doprovázejí sloučeniny bromu a jodu. Brom se ve vodách téměř vždy objevuje jako jednoduchý ion Br^- , stejně tak i jod se ve vodách nachází jako ion I^- . V eutrofizovaných vodách v letních měsících může dojít k odumírání fotolitotrofních organismů, a tak k tvorbě adsorbovatelného organicky vázaného bromu (AOBr), kde jejich koncentrace kolísá v závislosti na ročním období. Co se týče organických jodderivátů, zvýšený výskyt byl pozorován z odpadních vod z nemocnic, jelikož je jod užíván jako kontrastní látka při rentgenových vyšetřeních. Stanovení bromidů ani jodidů není součástí běžného rozboru vody. Průměrné koncentrace v povrchových vodách se u bromidů pohybují okolo $100 \mu g \cdot l^{-1}$ v Evropě, v ČR spíše v řádu jednotek až desítek $\mu g \cdot l^{-1}$. U jodidů se předpokládají koncentrace v jednotkách $\mu g \cdot l^{-1}$. Koncentrace obou iontů není limitována. Antropogenním zdrojem mohou být odpadní vody z farmaceutického průmyslu [1].

2.3.6 Rozpuštěné a nerozpuštěné látky

Všechny druhy vod obsahují látky rozpuštěné (RL) i nerozpuštěné (NL). Veškeré látky jsou charakterizovány součtem látek rozpuštěných a nerozpuštěných. NL ve vodě znamenají látky v pevném stavu, které se dají oddělit filtrací, příp. odstředěním. Nejčastěji je na filtraci používán filtr o velikosti pórů $0,45 \mu m$. Látky, které filtrem projdou, jsou označovány jako RL. Oba parametry se stanovují gravimetrickou metodou při teplotě $105 \text{ }^\circ C$ v sušárně, nebo při $550 \text{ }^\circ C$ v elektrické peci [34]. V povrchových vodách se obsah RL stanovenou sušením při $105 \text{ }^\circ C$ pohybuje v řádu desítek až stovek $mg \cdot l^{-1}$. Koncentrace NL v těchto vodách často kolísá od jednotek až po stovky $mg \cdot l^{-1}$ [1].

2.3.7 Organické látky

Nelze opomenout znečištění organického původu, které může být jak z přírodního pozadí, tak z antropogenních zdrojů. Mezi přírodní zdroje lze řadit výluhy ze sedimentů a půd a produkty činností živočichů a rostlin. Antropogenním zdrojem jsou pak odpadní vody ze živočišného průmyslu a vody splaškové. Velké riziko představují látky, které jsou odolné vůči biologickému rozkladu. Tyto látky se kumulují jak ve vodách, tak v půdách, a jelikož jsou biochemicky rezistentní, odolávají technologickým procesům úpravy vody. Tak se z vod povrchových mohou dostat až do vod pitných [1].

Významnými ukazateli organického znečištění jsou chemická spotřeba kyslíku (CHSK) a biochemická spotřeba kyslíku (BSK). Stanovení CHSK je založeno na spotřebě oxidačního

činidla na oxidaci organických látek. Zahrnuje látky biologicky rozložitelné a nerozložitelné. U povrchových vod se na oxidaci užívá jako oxidační činidlo dichroman draselný. BSK stanovuje koncentraci rozpuštěného kyslíku, který je za daných podmínek spotřebován v oxickém prostředí biochemickou oxidací organických (někdy také anorganických) látek ve vodě. Je závislá na době inkubace, tedy pět dní (BSK₅) nebo sedm dní (BSK₇). Cílem je určit spotřebu kyslíku před a po inkubaci. BSK spočívá ve stanovení pouze biologicky rozložitelných látek [1].

Poměrně častěji se vyskytují adsorbovatelné organicky vázané halogeny, především AOCl, AOBr, AOI, jejichž koncentrace se pohybují v jednotkách $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [1]. Fenoly se do vod dostávají biosyntetickými nebo rozkladnými procesy v organismech. Přítomny jsou ve vodách, které obsahují sulfátové výluhy. Mezi vícesytné fenoly se řadí třísloviny – jedná se o složku rostlin (dřevo), která pochází z odpadních vod ze zpracování dřeva a kůží [32]. Látky výše uvedené společně s tenzidy, pesticidy a uhlovodíky jsou v technologii vody při úpravě z povrchové vody na pitnou těžko odstranitelné [1].

Huminové látky jsou vysokomolekulární polycyklické sloučeniny, které vznikají při kondenzaci aromatických sloučenin s aminokyselinami a bílkovinami. Žluté až žlutohnědé zbarvení vody indikuje jejich přítomnost. Dle chemických vlastností se dělí na humusové kyseliny (huminové kyseliny, fulvokyseliny, hmatomelanové kyseliny), huminy a humusové uhlí [32]. Obecně jsou schopné tvořit komplexy. V povrchových vodách jsou nejvíce zastoupené fulvokyseliny [1].

2.4 Rizikové prvky ve vodách

Mezi rizikové prvky patří zejména některé těžké kovy, které mohou být příčinou zhoršené kvality vody. Jejich toxicita a persistence může ohrožovat vodní organismy. Nedostatečnou úpravou se rizikové prvky mohou dostat i do vody pitné, a tak ohrožovat lidské zdraví. Pokud se prvek nachází ve formě stabilního komplexu, obecně je méně toxický než jeho jednoduché iontové, popř. neiontové formy [1]. Zdrojem toxických prvků ve vodách jsou především průmyslové odpadní vody vtékající do vod povrchových. Také remobilizační procesy ve vodách mají velký vliv na uvolňování těchto prvků ze sedimentů do vodních toků. V poslední době představují riziko také skládky odpadu, kdy nevhodným zabezpečením tělesa skládek může dojít k průsaku skládkových vod do okolního prostředí. V těchto průsakových vodách mohou být obsaženy nebezpečné látky, např. ionty toxických kovů, které se mohou sorbovat do okolní půdy. Následně se mohou uvolnit a dostat se do podzemních vod a významně tak ohrozit životní prostředí. Jde především o skládkování nebezpečného odpadu, jako jsou baterie a jiná elektronická zařízení, automobily a zkorodované ocelové konstrukce [35].

2.4.1 Chrom

Chrom se v přírodě objevuje jako minerál chromit FeCr_2O_4 nebo krokoit PbCrO_4 . Vyskytuje se společně s minerály obsahující hliník. Antropogenními zdroji chromu jsou odpadní vody z barevné metalurgie, kožedělného průmyslu a textilního průmyslu, kde může být obsažen

v barvicích lázních [1]. Chrom je schopen se akumulovat v sedimentech, tudíž se při změně vnějších podmínek může uvolnit ve vyšších koncentracích. To představuje vysoké zdravotní riziko [36].

Ve vodách jsou stabilní především oxidační stavy Cr^{III} a Cr^{VI} . Může být vázán jak anorganicky, tak organicky. Ve vodách je nejstabilnějším oxidačním stavem Cr^{III} , jehož zástupci v rozpuštěné formě jsou jednoduchý ion Cr^{3+} a hydroxokomplexy $[\text{CrOH}]^{2+}$ až $[\text{Cr}(\text{OH})_4]^-$. Při hodnotě $\text{pH} < 3,5$ převládá ion Cr^{3+} , který snadno hydrolyzuje za vyloučení tuhého hydroxidu chromitého. Při hodnotách $\text{pH} 6-8$ se vyskytují kationty $[\text{CrOH}]^{2+}$, $[\text{Cr}(\text{OH})_2]^+$ a elektroneutrální komplex $[\text{Cr}(\text{OH})_3]^0$. Cr^{III} se vyznačuje velkou komplexační schopností, nejlépe se vážou ligandy SO_4^{4-} , F^- , NH_3 , aminokyseliny a huminové látky. Rozpustnost trojmocného chromu určuje zejména rozpustnost hydratovaného oxidu. Sloučeniny Cr^{VI} jsou ve vodě většinou dobře rozpustné. Zástupci špatně rozpustných sloučenin jsou chroman barnatý, olovnatý a stříbrný. Pro odstranění Cr^{VI} z vod je nutné jej nejprve redukovat na Cr^{III} v anoxických podmínkách sloučeninami obsahující Fe^{II} , sulfidy, fulvokyseliny a thioly. Vyskytuje se zde ve formě iontů HCrO_4^- , který v roztoku převládá do hodnoty $\text{pH} 6$, a CrO_4^{2-} , který se vyskytuje při hodnotách $\text{pH} > 7$ [1].

Z přírodních zdrojů je celkový chrom zastoupen v podzemních vodách v koncentracích $1-3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Průměrná koncentrace na řece Jihlavě v Ivančicích za roky 2018–2020 byla $0,893 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [30]. V Tab. 1 jsou uvedeny emisní limity chromu z průmyslových odpadních vod. Hodnota NEK udává koncentraci $18 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [37].

Tab. 1: Emisní limitní koncentrace chromu dle druhu průmyslu [37]

	$\text{Cr}_{\text{celk.}}$	Cr^{VI}
Výroba textilií	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$0,3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Koželužny s chromičením	$1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	–
Výroba skla a skleněných výrobků	$0,3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	–
Výroba základních kovů, hutní zpracování kovů; slévárenství	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	–
Povrchová úprava a zušlechťování kovů	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba elektrických strojů a zařízení (elektrotechnická výroba)	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	$0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Spalování odpadů a spoluspalování odpadů	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	–

I přesto, že se chrom řadí mezi esenciální mikroprvky [1], kde je ve stopovém množství pravděpodobně přínosný pro metabolismus cukrů a tuků, ve vyšších koncentracích a při dlouhodobé expozici je toxický. Chrom vyskytující se v oxidačním stavu VI se dobře absorbuje na živé organismy a je mobilní [38]. Z hlediska toxicity pro člověka je závažnější právě šestimocný chrom, kdy i v nízkých koncentracích může mít škodlivý vliv na kůži, oči, krev atd., zároveň je vysoce karcinogenní a genotoxický [39].

2.4.2 Měď

Nachází se v přírodě ve formě sulfidů – chalkopyrit CuFeS_2 a chalkosin Cu_2S – a dále ve formě malachitu $\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$, azuritu $\text{Cu}_3(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2$ a tenoritu CuO . Důsledkem rozkladu těchto sloučenin se měď může uvolňovat do podzemní vody. Z antropogenních zdrojů se měď může dostávat do povrchové vody především z odpadních vod povrchové úpravy kovů a také

z algicidních prostředků (síran měďnatý), které hubí sinice a řasy. Zejména v okolí hutnických závodů je možný přenos mědi z atmosférických depozic [1].

Měď se vyznačuje komplexační schopností v oxidačním stavu II, zejména s ligandy obsahujícími dusík. V rozpuštěné formě jsou stabilní amminokomplexy ($[\text{Cu}_2(\text{NH}_3)]^{2+}$, $[\text{Cu}(\text{NH}_3)_5]^{2+}$) a kyanokomplexy ($[\text{Cu}(\text{CN})_2]^-$, $[\text{Cu}(\text{CN})_4]^{3-}$). Vyskytuje se také jako jednoduchý ion Cu^{2+} , ve formě hydroxokomplexů $[\text{CuOH}]^+$ až $[\text{Cu}(\text{OH})_4]^{2-}$, karbonatokomplexů $[\text{CuCO}_3]^0$, $[\text{Cu}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$ a za určitých podmínek i $[\text{CuHCO}_3]^+$. V případě organických ligandů se měď dobře váže s huminovými látkami, aminokyselinami, peptidy aj. Měď v oxidačním stavu I se nachází ve vodách zřídka. Pravděpodobným zdrojem Cu^{I} je fotochemická redukce Cu^{II} , ale z důvodu rychlé zpětné oxidace se tato forma příliš nevyskytuje. Rozpustnost mědi je závislá na hodnotě pH prostředí. V kyselém prostředí je limitována rozpustností malachitu. V neutrálním a zásaditém prostředí je rozpustnost mědi limitována rozpustností hydroxidu měďnatého [1].

Za přírodní pozadí v podzemních vodách se považuje koncentrace $20 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Průměrná koncentrace mědi v povrchových vodách je $1,4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [1]. Emisní limity mědi při vypouštění průmyslových odpadních vod do vod povrchových jsou uvedeny v Tab. 2 dle druhu průmyslu. Hodnota NEK udává koncentraci $14 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [37].

Tab. 2: Emisní limitní koncentrace mědi dle druhu průmyslu [37]

Těžba a úprava rud	$1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba textilií	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba skla a skleněných výrobků	$0,3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba základních kovů, hutní zpracování kovů; slévárenství	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Povrchová úprava a zušlechťování kovů	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba elektrických strojů a zařízení (elektrotechnická výroba)	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Spalování odpadů a spoluspalování odpadů	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$

Měď je toxická pro vodní organismy včetně ryb. Doporučená limitní koncentrace pro chov lososovitých ryb je $5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [1]. Pro člověka je měď esenciálním stopovým prvkem, ale je nutné neopomenout její potencionální toxicitu. Soli mědi dráždí kůži a mohou poškodit sliznici spojivky. I přesto, že je deficit mědi u člověka velmi vzácný, může se projevit anémií a demineralizací kostí u novorozenců [40].

2.4.3 Nikl

V přírodě se převážně vyskytuje ve sloučeninách se sírou, arsenem a antimonem [1]. Významné jsou sloučeniny s křemíkem, příkladem může být garnierit $(\text{NiMg})\text{SiO}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$, který je společně s pyrotinem, který obsahuje několik procent niklu, podstatnou rudou k získávání niklu [40]. Mezi zásadní antropogenní zdroje patří průmyslové odpadní vody, a to z povrchové úpravy kovů, barevné metalurgie a sklářství. Používá se jako katalyzátor zejména v organických syntézách [1].

Ve vodách se nachází v oxidačním stavu II buď v anorganické, nebo organické formě, pokud se jedná o vody s vyšším obsahem huminových látek. Vyskytuje se ve formě iontu Ni^{2+} ,

hydroxokomplexů $[\text{NiOH}]^+$ až $[\text{Ni}(\text{OH})_4]^{2-}$, karbonatokomplexu $[\text{NiCO}_3]^0$ a sulfatokomplexu $[\text{NiSO}_4]^0$. Rozpustnost niklu ve vodách je limitována jednak NiCO_3 , jednak $\text{Ni}(\text{OH})_2$ [1].

V podzemních vodách se nikl vyskytuje v koncentracích pod $20 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Pro chov ryb a k využití povrchové vody na závlahu je doporučena maximální koncentrace $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [1]. Průměrný obsah niklu v řece Jihlavě v letech 2018–2020 byl $3,45 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [30]. V Tab. 3 jsou uvedeny emisní limitní koncentrace při vypouštění odpadních vod do povrchových dle druhu průmyslu. Hodnota NEK pro rozpuštěnou formu uvedenou jako roční průměr udává koncentraci $4 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, nejvyšší přípustnou koncentrací je pak $34 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [37].

Tab. 3: Emisní limitní koncentrace niklu dle druhu průmyslu [37]

Výroba textilií	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba rafinovaných ropných produktů	$0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba skla a skleněných výrobků	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba základních kovů, hutní zpracování kovů; slévárenství	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Povrchová úprava a zušlechťování kovů	$0,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba elektrických strojů a zařízení (elektrotechnická výroba)	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Spalování odpadů a spoluspalování odpadů	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$

I přesto, že se nikl řadí mezi esenciální prvky [40], považuje se za potencionální karcinogen [1]. Z hlediska toxicity pro člověka je závažná zejména profesní expozice vdechováním při výrobě a rafinaci niklu, kde je riziko rakoviny plic, nosních dutin nebo hrtanu podstatně vysoké [40].

2.4.4 Olovo

Vyskytuje se ve formě rud, nejčastěji ve formě galenitu PbS . Dalšími zástupci jsou anglesit PbSO_4 a cerusit PbCO_3 . Jelikož galenit nepodléhá chemické a biochemické oxidaci, neakumuluje se tak v důlních vodách příliš olova, pokud nejsou přítomny rudy jiné. Antropogenním zdrojem olova jsou zejména odpadní vody ze zpracování rud, barevné metalurgie, dále z výroby akumulátorů a také ze sklářského průmyslu. Protože má olovo vysoký akumulační koeficient, dokáže se hromadit v sedimentech, kalech a plaveninách, dále také v biomase mikroorganismů a v rostlinách [1].

Rozpuštěné formy olova závisí na hodnotě pH a na koncentraci celkového CO_2 . V kyselém prostředí převažuje jednoduchý ion Pb^{2+} . V neutrálním nebo slabě zásaditém prostředí převládá karbonatokomplex $[\text{PbCO}_3]^0$. Komplexy $[\text{PbOH}]^+$, $[\text{Pb}(\text{OH})]^0$ a $[\text{Pb}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$ se vyskytují rovněž v alkalickém prostředí. Rozpustnost olova je omezena rozpustností PbCO_3 a v případě zásaditějších vod rovněž rozpustností $\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2\text{OH}$ [1].

Průměrná koncentrace olova se v podzemních vodách pohybuje okolo $20 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. V povrchových vodách je průměrná koncentrace mnohonásobně menší, většinou kolem $0,37 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [1]. Emisní limity olova při vypouštění do povrchové vody jsou rozdílné v závislosti na druhu průmyslové odpadní vody a jsou uvedeny v Tab. 4. Hodnota NEK pro rozpuštěnou formu uvedenou jako roční průměr udává koncentraci $1,2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, nejvyšší přípustnou koncentrací je pak $14 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [37].

Tab. 4: Emisní limitní koncentrace olova dle druhu průmyslu [37]

Těžba a úprava rud	0,5 mg·l ⁻¹
Výroba rafinovaných ropných produktů	0,03 mg·l ⁻¹
Výroba skla a skleněných výrobků	1 mg·l ⁻¹
Výroba základních kovů, hutní zpracování kovů; slévárenství	0,5 mg·l ⁻¹
Povrchová úprava a zušlechťování kovů	0,5 mg·l ⁻¹
Výroba elektrických strojů a zařízení (elektrotechnická výroba)	0,5 mg·l ⁻¹
Spalování odpadů a spalování odpadů	0,2 mg·l ⁻¹

Olovo je prvek toxický jak pro vodní organismy, tak pro člověka. Dokáže se vázat na thiohy, konkrétně skupinu –SH a tudíž zpomalovat vnitřní funkce v těle, např. tvorbu hemoglobinu. Má neurotoxické účinky a je potenciálně karcinogenní [1]. Akutní otrava olovem postihuje nejčastěji trávicí soustavu, kde mezi první příznaky patří anorexie, zácpa a kolikové záchvaty. U chronické otravy jsou prvotními příznaky únava, nechutenství, nespavost a zejména šedý lem na dásních [40].

2.4.5 Rtuť

Rtuť se v přírodě vyskytuje ve formě sulfidů, nejznámějším zástupcem je cinabarit HgS (rumělka). Ojedinele se nachází ve formě oxidu, chloridu a jodidu [40]. Právě pražením cinabaritu (a pražením jiných sulfidických rud) se rtuť dostává do atmosféry a následně srážkami do povrchových vod. Rtuť je běžně obsažena v odpadních vodách z průmyslu, příkladem může být elektrolýza NaCl amalgámovým způsobem a úpravy rud. Používá se v organické syntéze jako katalyzátor. Významným znečišťujícím faktorem mohou být dnové sedimenty, jež nasorbovaly velké množství rtuti a jejich postupným uvolňováním se rtuť dostává zpět do vody [1]. Rtuť v kovové formě je těkavá [40].

Ve vodách se nachází jak v anorganické, tak organické formě. Mezi rozpuštěné anorganické formy patří elementární rtuť Hg⁰ a jednoduchý iont Hg²⁺, omezeně se vyskytuje Hg₂²⁺. Z řad komplexů připadají v úvahu hydroxokomplexy [HgOH]⁺, [Hg(OH)₂]⁰, chlorokomplexy [HgCl]⁺ až [HgCl₄]²⁻, hydroxo-chlorortuťnatý komplex [Hg(OH)Cl]⁰ a organokomplexy. Jako rozpuštěné organické formy rtuti se vyskytují sloučeniny alkyhydrargyria, především methylhydrargyriumchlorid CH₃HgCl a dimethylhydrargyrium [(CH₃)₂Hg] [1]. Nepřesně jsou tyto sloučeniny rtuti označovány jako methylrtuť (MeHg) [40]. Rtuť ochotně tvoří komplexy i s huminovými látkami, které dokáží ovlivnit mobilitu rtuti jak ve vodě, tak v tuhých fázích. Zároveň huminové látky ovlivňují methylaci rtuti a její bioakumulaci. Mezi organickými a anorganickými formami rtuti dochází k biochemickým transformacím, které jsou závislé na oxidačně-redukčním potenciálu (ORP), teplotě, pH a přítomnosti a aktivitě mikroorganismů [1].

V podzemních vodách se přirozeně vyskytuje asi 0,1 μg·l⁻¹ rtuti. V místech, kde nedochází k antropogennímu znečištění rtuti, je její koncentrace v povrchových vodách kolem 5 ng·l⁻¹ [41]. Dle Vyhlášky č. 401/2015 Sb. se rozlišují emisní limity vypouštěné rtuti do povrchových vod. Emisní limity pro vypouštění průmyslových odpadních vod jsou uvedeny v Tab. 5. Zároveň dle této vyhlášky rtuť spadá do tzv. „odpadních vod s obsahem uvedených zvlášť nebezpečných závadných látek“ [37], mezi které se dále řadí např. kadmium, DDT

a tetrachlormethan, kde jsou uvedeny měsíční a denní průměrné hodnoty přípustného znečištění rtuti. Hodnota NEK pro rozpuštěnou formu uvedenu jako nejvyšší přípustnou koncentraci je $0,07 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [37].

Tab. 5: Emisní limitní koncentrace rtuti dle druhu průmyslu [37]

Výroba rafinovaných ropných produktů	0,001 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Povrchová úprava a zušlechťování kovů	0,05 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba elektrických strojů a zařízení (elektrotechnická výroba)	0,05 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Spalování odpadů a spoluspalování odpadů	0,05 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$

Obecně je známo, že rtuť patří mezi vysoce toxické prvky. Má velmi vysoký akumulací koeficient, dobře se kumuluje v již výše zmíněných sedimentech a v biomase [1]. Účinky na lidský organismus se rozlišují dle formy výskytu rtuti a způsobu expozice. V případě elementární rtuti jsou nejvíce postiženými orgány plíce (akutní expozice) a mozek (chronická expozice). Z anorganických sloučenin se uvádějí chlorid, dusičnan, kyanid a oxykyanid rtuťnatý, které postihují zažívací ústrojí a ledviny [40]. Organické sloučeniny rtuti, zejména tedy methylrtuť (přesněji methylhydrargyrium), která se dobře kumuluje v rybách, způsobuje neurotoxicitu a může dojít až ke kompletnímu ochrnutí [1]. Nejen jejich konzumací se MeHg dostane do těla člověka, kde se opět dokáže hromadit a přetrvávat. Dle IARC je MeHg zařazena do skupiny 2B – možný lidský karcinogen [40].

Zejména v mořských vodách dochází k metylaci elementární rtuti, která se nachází v dnových sedimentech, a vzniká tak methylrtuť. Mikroorganismy žijící u dna polapí sedimenty včetně MeHg a následně se dostane do ryb právě pozřením těchto mikroorganismů. V rybách dochází ke koncentraci MeHg. V případě rozkladu těl vodních organismů se do vzduchu uvolňuje dimethylrtuť, kde v atmosféře dále dochází k rozkladu na methylrtuť [40]. K uvolňování rtuti do atmosféry nemusí docházet přímo ve znečištěných oblastech, ale jedná se o přírodní geochemický cyklus, kdy se rtuť do atmosféry může uvolňovat ve formě par ze zemské kůry [42].

2.4.6 Zinek

V přírodě se vyskytuje v rudách, kde nejznámější jsou sfalerit ZnS , zinkit ZnO , smithsonit ZnCO_3 a willemit ZnSiO_4 [40]. Právě jejich oxidačním rozkladem se může dostat do podzemních vod. Uvolňuje se do atmosféry převážně spalováním fosilních paliv. Antropogenními zdroji zinku jsou nejen průmyslové odpadní vody, např. ze zpracování zinkových rud, elektrotechnické výroby a povrchové úpravy kovů, ale místa, kde se voda dostává do styku s pozinkovaným kovem [1]. Zejména je tak možné nalézt mírně zvýšené koncentrace zinku v pitné vodě z důvodu používání pozinkovaných trubek [40].

Zinek se ve vodách nachází v rozpuštěné formě jako jednoduchý ion Zn^{2+} , který se vyskytuje v neutrálním a kyselém prostředí a zejména pak v méně mineralizovaných vodách s nízkým obsahem organického znečištění. Zinek se také hojně objevuje ve formě komplexů. Běžné jsou hydroxokomplexy $[\text{ZnOH}]^+$ až $[\text{Zn}(\text{OH})_4]^{2-}$, dále také jako karbonatokomplexy $[\text{ZnCO}_3]^0$, $[\text{Zn}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$ a $[\text{ZnHCO}_3]^+$. V případě vyššího výskytu síranů ve vodách lze očekávat i sulfatokomplex $[\text{ZnSO}_4]^0$. Zdrojem kyanokomplexů a amminokomplexů jsou odpadní vody

z galvanického pokovování. Zinek se váže i na organické ligandy. Rozpustnost zinku je závislá na rozpustnosti ZnCO_3 (s), $\text{Zn}_5(\text{OH})_6(\text{CO}_3)_2$ (s) a v silně zásaditém prostředí je limitována rozpustností $\text{Zn}(\text{OH})_2$ (s) [1].

Celkové chemické složení vody může značně regulovat rozpustnost zinku ve vodách, proto je jeho koncentrace v podzemních a povrchových vodách uvedena v rozmezí $5\text{--}200 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [1]. Průměrná koncentrace na řece Jihlavě byla v letech 2018–2020 menší než $5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [30]. Hodnota NEK udává koncentraci $92 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [37]. Emisní limity pro vypouštění odpadních vod do vod povrchových jsou uvedeny v Tab. 6 dle druhu průmyslu.

Tab. 6: Emisní limitní koncentrace zinku dle druhu průmyslu [37]

Těžba a úprava rud	$3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba textilií	$3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba skla a skleněných výrobků	$0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba základních kovů, hutní zpracování kovů; slévárenství	$2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Povrchová úprava a zušlechťování kovů	$2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Výroba elektrických strojů a zařízení (elektrotechnická výroba)	$2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$
Spalování odpadů a spoluspalování odpadů	$1,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$

Zinek patří mezi esenciální mikroprvky pro člověka, zvířata i rostliny. Je nezbytný pro správné fungování enzymatických, biologických a biochemických procesů [1]. Mírný deficit se projevuje zhoršeným hojením ran, snížení rychlosti růstu a špatné odolnosti vůči infekcím. Příznaky těžkého deficitu mohou být např. růstová retardace, zhoršení chuti k jídlu, průjem, nebo dokonce alopecie [43]. Pro člověka je tak zinek ve vodách prakticky nezávadný [1]. V případě inhalace par nebo prachu zinku v pracovním prostředí dochází k tzv. horečce slévačů neboli horečce z kovů [40]. Pro ryby je ale značně toxický. Pro lososovité druhy se udává letální koncentrace okolo $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, pro kaprovité ryby pak kolem $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

2.5 Odběr povrchových vod a sedimentů

Prvním úkonem při průzkumu životního prostředí je vzorkování. Při vzorkování vod a sedimentů je nutné se držet normovaných postupů a metod odběru vzorku. Obecně platí, že se navrhne program odběru vzorků, který v sobě zahrnuje předem dohodnuté údaje, např. cíl vzorkování, stanovované ukazatele, charakter vzorků (voda, dnový sediment, mikroorganismy, řasy atd.), četnost a lokalita odběru, typy odběrových zařízení, konzervace, doprava a uchování vzorků. Odběr vzorku je závislý na podmínkách v místě odběru, především na hloubce vody a jejího průtoku, a přístupnost, kdy je nutno posoudit bezpečnostní aspekty [44]. Všechny podmínky při vzorkování se zapisují do vzorkovacího protokolu.

Program vzorkování musí být vhodně navržen tak, aby byla dodržena časová posloupnost v případě monitoringu vod i sedimentů. Vhodnější je systémové vzorkování, kdy se v časových intervalech (např. denně/měsíčně) odebírají vzorky a následně se statisticky zpracovávají [44].

Vliv na vzorkování mají podmínky především meteorologické (např. srážky, vlhkost vzduchu, teplota) a hydrologické (např. proudění, fluktuace) [45].

Vzorkař je povinen zhodnotit rizika odběru vzorku a řídit se bezpečnostními pokyny. Riziko představují zamrzlé hladiny řek, velká hloubka řeky, turbulentní proudění, nepříznivé meteorologické podmínky. Posoudit bezpečnostní aspekty je nutné při odběru z mostu, břehu, člunem uprostřed toku nebo broděním. Z hlediska ochrany vzorkaře i vzorku je vhodné nosit jednorázové rukavice [44].

2.5.1 Vzorkování řek

Účelem vzorkování řek je zejména zjištění kvality vody z hlediska kvalifikace jakosti a saprobity neboli stupně znečištění, nebo z hlediska využití vody, např. k závlahám, rybářskému hospodářství, vodárenství apod. Nejčastěji se voda odebírá k fyzikálně-chemické organoleptické a bakteriologické analýze. Zvláštní pozornost by měla být věnována odběru vzorků vody k analýze organických látek. Radiometrické, biologické a izotopické rozbory vod patří mezi ostatní rozbory, při kterých je nutno dbát na techniku odběru [45]. Legislativně je vzorkování řek určováno českou technickou normou ČSN EN ISO 5667-6 [44].

Vzorkovnice mají být z materiálu, který je vhodný pro danou analýzu a je inertní vůči stanovovaným analytům. Nutné je vzít v potaz možnost vyluhování některých složek z materiálu vzorkovnice do vzorku, jak je tomu např. u skla, kdy se do vzorku mohou ze stěn uvolnit prvky Na, Si a B [46]. Proto lze zjednodušeně říci, že je pro stanovení anorganických látek a prvkovou analýzu vhodná polyethylenová vzorkovnice, pro stanovení organických látek zase vzorkovnice ze skla. V případě stanovení složek, které se mohou na světle rozkládat, se používají vzorkovnice z neprůsvitného materiálu [47].

Zařízení určená pro vzorkování složek životního prostředí se nazývají vzorkovače. Pro vzorkování vody se používají zejména hlubinné vzorkovače, ty jsou rozdělovány dle principu na proplachované, neproplachované a kombinované. Nejstarším typem je Mayerova ponorná lahev, kdy se jedná o skleněnou vzorkovnici. Zástupcem proplachovaných vzorkovačů je tzv. Friedingerův vzorkovač. Jedná o válec vyrobený ze skla, kovu nebo umělé hmoty opatřený horním i spodním víkem, který je upevněn na provazu [45]. Nevylučuje se použití automatických vzorkovačů, které dokážou samostatně a kontinuálně odebírat vzorky.

Místem odběru se myslí upřesnění lokality odběru vzorku, kde se dále identifikuje přímý bod odběru, který je zaznamenán pomocí GPS souřadnic do vzorkovacího protokolu. Místo odběru vzorku přesněji určuje jeho účel a mělo by být voleno tak, aby bylo přístupné vzorkaři. V místech, kde se sleduje vliv vypouštění odpadní vody na kvalitu vody povrchové, by se měla určit nejméně dvě místa odběru – jedno nad výpustí odpadní vody a druhé v místě pod výpustí, kde je voda již zcela smísena. Odběr by neměl být ve stojaté vodě ani ve víru [44].

Vzorek by měl být ideálně odebrán minimálně 30 cm pod hladinou vody tak, aby vzorek neobsahoval hladinový film, a zároveň alespoň 30 cm ode dna, aby nedošlo k jeho porušení. V případě, kdy vodní tok nemá dostatečnou hloubku, se odběr provádí zhruba v polovině hloubky toku. Odběr lze provést také v hloubce dané účelem vzorkování. Vzorkuje se proti proudu vodního toku a takovým způsobem, aby byl vzorek homogenní [44].

Vzorkování je možno provádět z mostu, přímo ve vodním toku, ze břehu a za použití plavidla. V případě odběru vzorku z mostu je nutno dbát na jisté faktory, které by průběh vzorkování

mohly narušit. Těmi jsou dostatečná hloubka, aby nebyly narušeny dnové sedimenty a došlo k dostatečnému ponoření vzorkovače, volný prostor ke spouštění vzorkovače a poloha vzorkovače, tedy nesmí dojít ke ztrátě vzorkovače z dohledu. Vzorkování ve vodním toku je prováděno v případě, je-li nutné nejen z důvodu analýzy stopových prvků vzorkovat přímo do vzorkovnice. Broděním se vzorkují vody mělké, tedy hloubkou do 50 cm. Při vzorkování ze břehu se většinou vzorek odebírá pomocí prodlužovací tyče, či nádobou upevněnou na provazu. Povoleno je odebírat vzorky ze stabilních břehů. K odběru vzorku ve středu vodního toku v předem určené hloubce slouží člun. Při odběru z motorových člunů je nutné motor člunu vypnout a nesmí dojít ke znehodnocení vzorku palivem. Po odběru je možné označit místo bójí nebo praporkem [44].

Ke stabilizaci vzorku se využívá jeho konzervace. Využívají se vhodná konzervační činidla, která jsou již nadávkována ve vzorkovnicích před odběrem, nebo je lze přidat až v laboratoři. Zamezí se tak nechtěným změnám a reakcím od doby odebrání vzorku do doby jeho analýzy. Vzorky lze v některých případech také zmrazit, a to většinou pod teplotu $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ [48].

2.5.2 Vzorkování sedimentů

Odběr vzorků sedimentů je dán českou technickou normou ČSN ISO 5667-12. K odběru vzorků dnových sedimentů je vhodné přistupovat podobným způsobem jako u vzorkování řek. Účelem odběru sedimentů může být jednak výzkum jejich kvality, jednak zjištění výskytu organismů žijících v dnových sedimentech. Rozlišuje se analýza chemická, fyzikální, biologická a mikrobiologická. Chemickou analýzou se rozumí stanovení základního složení a vlastností těchto složek. Fyzikální rozbor pak udává strukturu, texturu, velikost částic a rozvrstvení dna řeky. U biologického a mikrobiologického rozboru se zjišťují druhy organismů žijících na dně řek, kde většina těchto organismů žije v prvních deseti centimetrech sedimentu. Rovněž se zjišťují mikrobiální procesy, např. denitrifikace nebo methylace [49].

Výběr místa odběru probíhá podobně jako u vzorkování řek. Požadavky, které vedou k vhodnému výběru místa a bodu odběru, jsou dobré sedimentační podmínky a snadná a bezpečná dostupnost během celého roku. Vzorkovat by se mělo v období, kdy jsou nižší hladiny řek, a v období, kdy je nižší hodnota průtoku [49]. Opět je nutné do vzorkovacího protokolu zaznamenat všechny informace o průběhu a podmínkách odběru.

Jako vzorkovače se používají drapáky, jádrové vzorkovače, případně lopatky zejména v místech, kde může vzorkač přímo vstoupit do řeky a voda je zde mělká. [49].

2.6 Předúprava povrchových vod a sedimentů

Analýza vody většinou vyžaduje stanovení parametrů ihned po odběru. Pokud není možné analýzu provést hned, využívá se konzervace vzorků různými činidly, které vzorek stabilizují až do doby jeho rozboru. V české technické normě ČSN EN ISO 5667-3 [48] jsou uvedeny způsoby konzervace stanovovaných ukazatelů a vhodné materiály vzorkovnic.

K analýze stopových prvků v sedimentech je nejprve nutno vzorky mineralizovat. Mineralizace na mokré cestě znamená rozklad pomocí kyseliny, popř. směsí kyselin. Je nutné rozložit

organické a biologické látky, kdy míra rozkladu těchto látek je závislá na teplotě rozkladu, výběru činidel a charakteru rozkládaných látek. Rozklady se pak dle tlaku rozlišují na otevřené, kdy se pracuje při atmosférickém tlaku, nebo uzavřené, kdy bývá tlak soustavy vyšší. Dle přenosu tepla se rozlišují systémy s konvenčním ohřevem, kdy je teplo přenášeno sáláním nebo vedením, nebo mikrovlnným ohřevem [50].

Uzavřený neboli tlakový systém s mikrovlnným ohřevem je účinnější než rozklad za atmosférického tlaku. Elektromagnetické záření je rychle přeměňováno na tepelnou energii. Většinou je k těmto rozkladům používána koncentrovaná kyselina dusičná nejlépe společně s dalším činidlem (např. HCl, H₂O₂), kdy při vyšším tlaku dochází ke zvýšení bodu varu kyseliny a zároveň se zvýší i oxidační schopnosti, které jsou vyžadovány k rozkladu organických látek. Rozklad vzorku probíhá v nádobkách vyrobených nejčastěji z polytetrafluorethylenu (PTFE), které jsou odolné poměrně vysoké teplotě (do 200 °C). Výhodami tlakového systému s mikrovlnným ohřevem jsou např. minimalizace kontaminace, menší objem spotřebovaných činidel a rozklad dosahuje snadno vyšších teplot, což znamená jeho vyšší účinnost [50].

2.7 Metody analýzy vod a sedimentů

2.7.1 Stanovení pH a elektrické konduktivity

Hodnota pH se dá stanovit přímo v místě odběru nebo v laboratoři pomocí skleněné pH elektrody a pH-metru. Podstatou stanovení je měření rozdílu potenciálů elektrochemického článku. V případě stanovení pH v místě odběru může stanovení probíhat přímo ve vodním toku, kde je ovšem zapotřebí se vyhýbat místům s vysokým průtokem, nebo lze stanovit pH v odebraném vzorku v nádobce. Hodnota pH je závislá na teplotě, většinou pH elektrody již obsahují teplotní čidlo. V opačném případě se do vzorku zavádí teplotní čidlo externě. Před samotným stanovením je nutné pH-metr kalibrovat pomocí tlumivých roztoků, které mají definované pH a jsou dodávány výrobcem pH-metru. Po kalibraci přístroje je elektroda ponořena do vzorku vody (příp. přímo do vodního toku), kde se po ustálení odečte hodnota pH a teplota vody [51].

Elektrická konduktivita neboli měrná vodivost κ je měřena pomocí elektrod konduktometru. Převážně je měřena při teplotě (25,0 ± 0,1) °C, popř. je na tuto teplotu přepočítávána. Standardně jsou připravovány tři roztoky chloridu draselného o koncentracích 0,1; 0,01 a 0,001 mol·l⁻¹, které mají při 25 °C tabelované hodnoty konduktivity, podle kterých je přístroj kalibrován. Pomocí těchto roztoků se stanovuje, příp. ověřuje elektrodová konstanta. Některé konduktometry mají funkci korekce této konstanty, tzn. je možné měřit konduktivitu přímo. V opačném případě je nutné naměřenou hodnotu přepočítávat – násobit hodnotu konduktance, která je naměřena přístrojem, elektrodovou konstantou, čímž se dostane výsledná hodnota konduktivity [52, 53].

2.7.2 Volumetrické metody

V oblasti analýzy vody se volumetricky stanovují suma hořčíku a vápníku (tvrdost vody), chemická spotřeba kyslíku, příp. biochemická spotřeba kyslíku jedná-li se o Winklerovu metodu stanovení.

Chemickou spotřebu kyslíku lze stanovit titrací odměrným roztokem manganistanu draselného (CHSK_{Mn}) nebo dichromanu draselného (CHSK_{Cr}). Titrace manganistanem se využívá zejména při stanovení CHSK u pitných, příp. povrchových vod. Před samotnou titrací je nutno vzorek připravit okyselením zředěnou kyselinou sírovou a oxidací určitým množstvím manganistanu draselného. Následuje oxidace při teplotě 96-98 °C po dobu 10 minut. Po této době se do horkého roztoku přidá šťavelan sodný, jehož množství je rovno přidanému manganistanu. Přebytek šťavelanu se titruje manganistanem do světle růžového odstínu. Stanovení CHSK dichromanem draselným probíhá v silně kyselém prostředí, kdy se přidává kyselina sírová s katalyzátorem (síran stříbrný). Oxidace probíhá po dobu 2 hodin při teplotě 148 °C. Zbylé nespoteřované množství dichromanu se zpětně titruje roztokem síranu diamonno-železnatým. Bod ekvivalence je indikován ferroinem do červenohnědého zbarvení [54].

2.7.3 UV-VIS spektrofotometrie

Molekulová absorpční spektroskopie v ultrafialové a viditelné oblasti neboli UV-VIS spektrofotometrie je metodou, kde dochází k interakci elektromagnetického záření s molekulami stanovované látky. Molekuly látky absorbují záření a vyvolává tak přechody valenčních elektronů do excitovaných stavů. Absorpce v UV-VIS oblasti zahrnuje vlnové délky 190-800 nm. Výsledkem je spojitě spektrum. V případě, že je látka schopna absorbovat UV záření, jeví se lidskému oku jako bezbarvá. Pokud je látka schopna absorbovat záření o vyšší vlnové délce (tedy vlnové délky bílého světla), lidské oko dokáže rozeznat její barvu. Tato metoda je schopna jak kvalitativní, tak kvantitativní analýzy [55]. V prvním případě se dá zanalyzovat absorpční spektrum dané látky, kdy dle maximální hodnoty absorbance lze zjistit vlnová délka, která je charakteristická pro každý prvek či látku. V případě druhém se při již zadané vlnové délce měří absorbance vzorku, která je dále přepočítávána na obsah látky ve vzorku. Spektrofotometry se rozlišují na jednopaprskové a dvoupraprskové. Základními komponenty jsou zdroj záření, monochromátor, kdy je hlavně využíváno Czerny-Turnerovo uspořádání, a detektor (např. fotonásobič) [56].

Pro zjednodušení lze využít předpřipravených mobilních setů, které obsahují činidla potřebná ke stanovení jednotlivých látek. U těchto setů není nutné dělat standardní metodu kalibrace, a tudíž je měření rychlejší.

2.7.4 Optická emisní spektrometrie

Optická emisní spektrometrie (OES) je kvalitativní metodou, kde je měřeno emitované záření, které vzniká při excitaci a následné deexcitaci valenčních elektronů. Vznikající čárové spektrum je závislé na použitých vlnových délkách, příp. filtrech. Využívá se vlnových délek od 110 nm do 900 nm. Při vlastním měření dochází k termickému buzení, které při vysoké teplotě převádí vzorek do formy volných atomů (atomizace), příp. iontů (ionizace), a následně dochází k termické excitaci. Jelikož teplota budícího zdroje dosahuje vysokých hodnot, jsou

zaznamenávají spektrální čáry jak rezonančních přechodů, kdy jsou valenční elektrony excitovány do hladiny s vyšší energií a zpět, tak zakázaných přechodů, které ovšem nemají tak velkou intenzitu. Jako budící zdroje mohou být využívány plamen, elektrický oblouk, plazma a další [57].

Plamenová fotometrie, jak už je z názvu patrné, používá k buzení plamen, který ale nedosahuje tak vysoké teploty, tudíž se touto metodou stanovují zejména prvky, které snadno excitují. To jsou alkalické kovy a kovy alkalických zemin. Jako zdroj plamene je používán směs acetylen-vzduch, propan-vzduch, nebo zemní plyn-vzduch. V tomto případě jsou čárová spektra složena z jednoduchých čar a signál není významně rušen. Využíváno je interferenčních filtrů jako disperzních prvků [57].

Plamenový fotometr se skládá ze čtyř základních komponent – zmlžovač, hořák, optický systém a detektor. Po nasátí kapilárou vzorek vstupuje do zmlžovače, kde se z kapalného vzorku stává aerosol pomocí oxidovadla. Ve směšovací komoře se vzorek mísí s topným plynem [58]. Větší kapky aerosolu jsou vyloučeny a odtékají do odpadu, zatímco ty malé jsou unášeny do hořáku. V plamenu tedy probíhá vysušení, atomizace, excitace a emise. Následuje optický systém, který zahrnuje většinou konkávní zrcadlo, které slouží k fokusaci emitovaného záření a dva kondenzory. Mezi nimi se nachází interferenční filtr. Fotodetektor zachytí měřenou intenzitu a převádí je na elektrický signál, který se pak zobrazí na displeji přístroje [57, 59]. Následně je dle kalibrace možné přepočíst hodnotu intenzity na koncentraci analytu ve vzorku.

2.7.5 Atomová absorpční spektrometrie

Atomová absorpční spektrometrie (AAS) je analytická kvantitativní metoda používaná ke stanovení obsahu chemických prvků ve vzorku, převážně kovů. Měřené absorbované záření procházející vzorkem, které se nazývá absorbance, je vyzářeno formou fotonů [60]. Dokáže stanovit více než 70 chemických prvků většinou v řádech 10^{-3} až 10^{-6} g·l⁻¹, kdy některé spektrometry mohou detekovat i nižší koncentrace [61].

Při absorpci dochází k pohlcování fotonů. Jejich energetická kvanta odpovídají přechodu valenčních elektronů ze základního stavu do stavu excitovaného. Tyto přechody se značí jako rezonanční [62]. Energetickému rozdílu základní a excitované hladiny odpovídá vlnová délka, která podmiňuje absorpci záření. Každý prvek dokáže absorbovat záření charakteristické vlnové délky, jakou zároveň emituje [61]. Výsledným jevem přechodů optického elektronu jsou tzv. spektrální čáry, což jsou velmi úzké frekvenční pásy vzniklé pohlcením fotonu dané látky. Na rozdíl od molekulových orbitalů, jejichž spektrum je spojitě, atomové orbitály závisejí pouze na elektronovém stavu atomu [62].

V AAS se jako zdroj čárového záření používají především bezelektrodové výbojky (*electrodless discharge lamp – EDL*) a výbojky s dutou katodou (*hollow cathode lamp – HCL*). V současné době se v některých přístrojích využívá xenonových výbojek, které pokryjí celou viditelnou a ultrafialovou oblast bez použití dalších výbojek. Jejich spektrální rozsah činí 190–1000 nm [61].

Prvním úkonem je dávkování vzorku. Vzorek bývá nejčastěji v kapalném skupenství, ovšem nevylučuje se ani skupenství plynné či pevné. Dávkování lze rozdělit na kontinuální a diskretní.

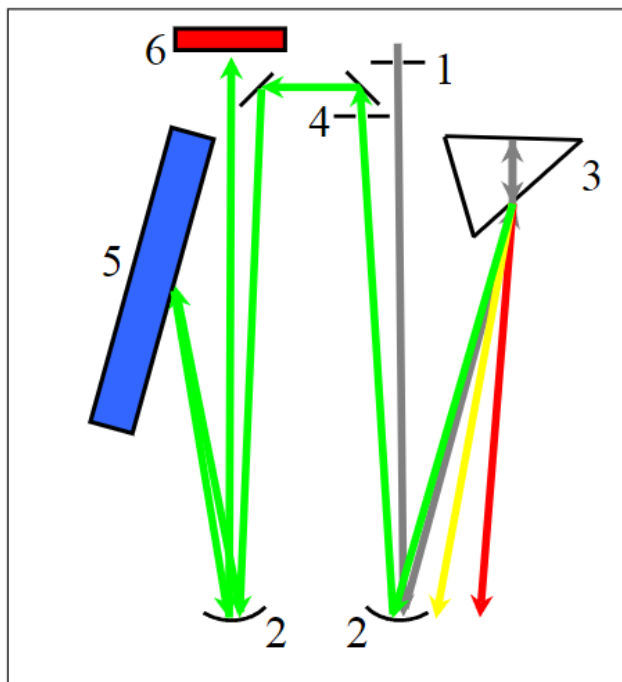
Kontinuálně se vzorek dávkuje nepřerušným přítokem, čehož je využíváno např. při plamenové atomizaci. Přímým zmlžováním se přivádí vzorek do atomizátoru. Ve zmlžovači je vzorek nasán do proudu plynu, který jej unáší do atomizátoru ve formě aerosolu. Dalším způsobem je dávkování vzorku do proudu nosné kapaliny prostřednictvím průtokového injekčního systému nebo kapalinové chromatografie. V některých případech je možné převést vzorek do plynné fáze chemickou reakcí, kdy jsou vyprodukovány těkavé sloučeniny. Dále vzorky mohou být dákovány diskrétně v omezeném objemu při elektrotermické atomizaci. Poté je potřebné vzorek atomizovat, což znamená převedení vzorku na volné atomy nebo ionty v plynné fázi [61].

Plamenový atomizátor se skládá z hořáku a zmlžovače. Častým typem je tzv. koncentrický zmlžovač. Je využíván oxidant (např. vzduch, oxid dusný) za vysokého tlaku, který vytvoří požadovaný aerosol a následně se směs vzorku a oxidantu mísí s palivem, nejčastěji acetylenem. Mlžná komora je umístěna mezi hořákem a zmlžovačem. Slouží k zachycení velkých kapek aerosolu, které by se v plameni nestihly odpařit a putují tak do odpadu, a především také k lepšímu smísení acetyleny a oxidantu. Do plamene se dostanou pouze nejmenší kapky aerosolu. Průtok pro nasávání je $2\text{--}5\text{ ml}\cdot\text{min}^{-1}$. Využívají se šterbinovité hořáky různé šířky, které zajistí stálý plamen [61].

V elektrotermickém atomizátoru je využívána kyveta, která je vyrobena z těžkotavitelného kovu (např. wolframu) nebo častěji grafitu. Kyveta má na obou koncích otvory, jimiž prochází paprsek ze zdroje. V horní části kyvety se nachází otvor k dávkování vzorku. Rozlišují se dva typy kyvet dle způsobu ohřevu – podélně a příčně vyhříváné. Ochranou atmosférou je inertní plyn, nejčastěji argon, který chrání kyvetu před vznícením a vytlačuje vzduch z prostoru kyvety. Během elektrotermické atomizace je vzorek vnášen do kyvety automatickým dávkovačem. Postupně se kyveta ohřívá a vzorek se odpařuje za určitých dějů – sušení, pyrolýza, atomizace a čištění. Rozpouštědlo se odpaří v první fázi – sušení – při mírně vyšší teplotě, než je teplota varu rozpouštědla. Při pyrolýze se spálí organické a těkavé složky vzorku a většina se přemění na CO_2 a H_2O . Po prudkém zvýšení teploty se odpaří vzorek a následně se atomizuje. Samotná atomizace trvá v řádu milisekund až sekund. Současně se měří absorbované záření prošlé kyvetou. Následně se při teplotách $2\ 600\text{ °C}$ až $3\ 000\text{ °C}$ kyveta kompletně vyčistí od vzorku a rozpouštědla [61].

Další komponentou je monochromátor, který slouží k výběru vhodných vlnových délek. Monochromátor Czerny-Turner je soustava zrcadel a difrakční mřížky. Vstupní šterbinou prochází záření, dopadající na konkávní zrcadlo (kolimátor), které následně dopadá na difrakční mřížku. Z mřížky se světlo rozloží podle vlnových délek a dopadá na druhé konkávní zrcadlo. Následně se vybraná vlnová délka izoluje a vychází pomocí výstupní šterbiny [61, 63]. Mřížka Echelle je nejrozšířenějším typem rovinné mřížky. Ta obsahuje souběžně orientované vrypy, které mají svoji kratší a širší hranu. Záření dopadá na mřížku pod ostrým úhlem a na širších plochách dochází k difrakci světla. Konfigurace monochromátoru dle Littrowa znamená, že difrakční úhel je stejný s úhlem dopadu. Původní paprsek, který vychází ze vstupní šterbiny, se zpětně odráží ve směru dopadajícího paprsku v mřížce nebo hranolu [61]. Možné je spojení dvou a více monochromátorů, které často využívají výstupní šterbinu jednoho monochromátoru jako vstupní šterbinu toho druhého [63]. Konkrétním příkladem může být dvojitý Echelle

monochromátor (DEMON), který obsahuje jak mřížku Echelle, tak hranol v pozici dle Littrowa. Vstupní štěrbinou (1) prochází záření, které se odráží v konkávním zrcadle (2). To dále putuje k hranolu (3), kde se zpětně odráží ve stejném směru a zároveň dochází k difrakci. Paprsek o vybrané vlnové délce zpět dopadá na konkávní zrcadlo a odráží se přes prostřední štěrbinu (4) na druhé konkávní zrcadlo (5). Posledním krokem je zpětný odraz na zrcadlo a dále paprsek putuje na detektor (6) [64].



Obr. 1: Rozložení monochromátoru DEMON [64]

Detektor je zařízení, které zachytává dopadající záření z monochromátoru. Zaznamenává změnu elektromagnetického záření a to dále převádí na měřitelný signál. Fotonásobiče a fotonky byly široce užívanými detektory ve spektrometrii. Detektory, jež jsou složeny z křemíkových polovodičových diod, se nazývají detektory s diodovým polem. Jejich odezva je v řádu nanosekund. Jsou schopny překonat citlivost dříve používaných fotonásobičů. Mezi takové detektory se řadí zařízení s přenosem náboje (*charge-transfer device*, CTD). Jsou dvoudimenzionální a dokáží snímat celý rozsah spektra kvůli uspořádání detekčních elementů – pixelů, které jsou seřazeny do řádků a sloupců. Při ozáření křemíkového polovodiče vzniká náboj, který je zařízení schopno ukládat a chová se jako kondenzátor. Pokud je na elektrody vložen záporný náboj, který vznikne v důsledku dopadu záření, hromadí se pod elektrodami v tzv. potenciálové jámě. Způsoby, jakými lze tento náboj měřit, jsou dva – detektor CCD (*charge-coupled device*) a detektor CID (*charge-injection device*). Detektor CCD obsahuje čtecí řádek na okraji čipu, kam se postupně přemísťuje náboj. Tam je také zesílen [61]. Mohou obsahovat až 50 milionů detekčních elementů, přičemž každý dokáže detekovat záření jako samostatný detektor [60]. Detektory CID pracují na principu měření rozdílu napětí při přesunu náboje z místa pod jednou elektrodou do místa pod druhou elektrodou [61].

Jako procesor se využívá počítač, který zpracovává signál vycházející z detektoru. Signál může být zesílen, derivován, integrován apod [61]. K tomu slouží především počítačové softwary, které dokážou čist signál a bývají dodávány společně s přístroji.

3 CÍL PRÁCE

Cílem bakalářské práce je vypracování literární rešerše o kvalitě povrchových vod, jejich složení včetně rizikových prvků a metod stanovení jednotlivých ukazatelů. Experimentální část práce se zabývá analýzou řeky Jihlavy v Ivančicích, kde jsou pozorovány předem určené ukazatele (pH, elektrická vodivost, P_{celk} , Ca, Na, K, Fe, Mn, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, Cl^- , CHSK_{Cr} , BSK_5) a rizikové prvky (Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr) ve vodě a sedimentech. Byla vybrána celkem čtyři místa odběru, kde dvě místa korespondují se sledovanými profily Povodím Moravy a další dvě místa se nacházejí u výpustí, kde by mohlo docházet k výskytu nebezpečných látek nejen pro vodní organismy.

4 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

4.1 Použité přístroje

AAS ContrAA 800 (Analytik Jena)
AMA 254 (Altec spol. s.r.o.)
Spektrofotometr Spectroquant[®] Prove 300 (Merck)
Termoreaktor Spectroquant[®] TR 620 (Merck)
Plamenový fotometr PFP7 (Jenway)
Mikrovlákný rozkladný systém ETHOS EASY (Milestone)
Mili-Q Ultrapure Water Systems (Merck)
Analytické laboratorní váhy (Denver Instrument)
Analytické laboratorní váhy SPB32 (Scaltec Instruments GmbH)
pH Testr 20 (Oakton)
Konduktometr EC Testr 11+ Multi Range (Oakton)
Kyslíková sonda GMH 3600 Series (Greisinger)
Magnetická míchačka (Fisher Scientific)
Analytický síťovací stroj AS 200 digit (Retsch)

4.2 Použité chemikálie

Certifikovaný referenční materiál jednoprvkový ASTASOL[®], Cr, Mn, Ni, Fe (c = 1000 ± 2 mg/l); Cu, Pb, Zn (c = 100 ± 2 mg/l) v 2% HNO₃ (ANALYTIKA[®], spol. s.r.o.)
Modifikátor matrice Pd, c = 2 g/l v 5% HNO₃ (ANALYTIKA[®], spol. s.r.o.)
Modifikátor matrice Mg, c = 2 g/l v 0,2% HNO₃ (ANALYTIKA[®], spol. s.r.o.)
Matricový referenční materiál METRANAL[®] (QCM 01) – Říční sediment – kovy (ANALYTIKA[®], spol. s.r.o.)
Matricový referenční materiál METRANAL[®] (QCM 34) – Hlinitá půda – kovy (ANALYTIKA[®], spol. s.r.o.)
Kyselina chlorovodíková konc. ANALPURE[®], (ANALYTIKA[®], spol. s.r.o.)
Kyselina dusičná konc. ANALPURE[®], (ANALYTIKA[®], spol. s.r.o.)
Peroxid vodíku p.a. (Merci, s.r.o.)
Chlorid sodný p.a. (Merci, s.r.o.)
Chlorid draselný p.a. (Merci, s.r.o.)
Chlorid vápenatý bezvodý p.a. (Merci, s.r.o.)
Dihydrogenfosforečnan draselný p.a. (Lach-Ner, s.r.o.)
Hydrogenfosforečnan draselný p.a. (Lach-Ner, s.r.o.)
Hydrogenfosforečnan sodný dodekahydrát p.a. (Lach-Ner, s.r.o.)
Chlorid amonný (Lach-Ner, s.r.o.)
Síran hořečnatý heptahydát (Lach-Ner, s.r.o.)

Chlorid vápenatý dihydrát p.a. (Merci, s.r.o.)

Chlorid železitý bezvodý (Lach-Ner, s.r.o.)

Kyselina L-Glutamová p.a. (Lach-Ner, s.r.o.)

D-Glukóza bezvodá p.a. (Lach-Ner, s.r.o.)

N-Allylthiomočovina (Sigma-Aldrich)

Mili-Q voda

Sety mobilní analytiky pro spektrofotometrické stanovení (Merck)

1.09713.0002 Stanovení dusičnanů (0,10–25,0 mg/l NO₃-N)

1.14776.0002 Stanovení dusitanů (0,002–1,00 mg/l NO₂-N)

1.14752.0002 Stanovení amonných iontů (0,010–3,00 mg/l NH₄-N)

1.14729.0001 Stanovení celkového fosforu (0,5–25,0 PO₄-P)

1.14897.0001 Stanovení chloridů (2,5–250 mg/l Cl⁻)

1.14770.0002 Stanovení manganu (0,010–10,00 mg/l Mn)

1.00796.0001 Stanovení železa (0,010–5,00 mg/l Fe)

1.14895.0001 Stanovení CHSK (15–300 mg/l CHSK)

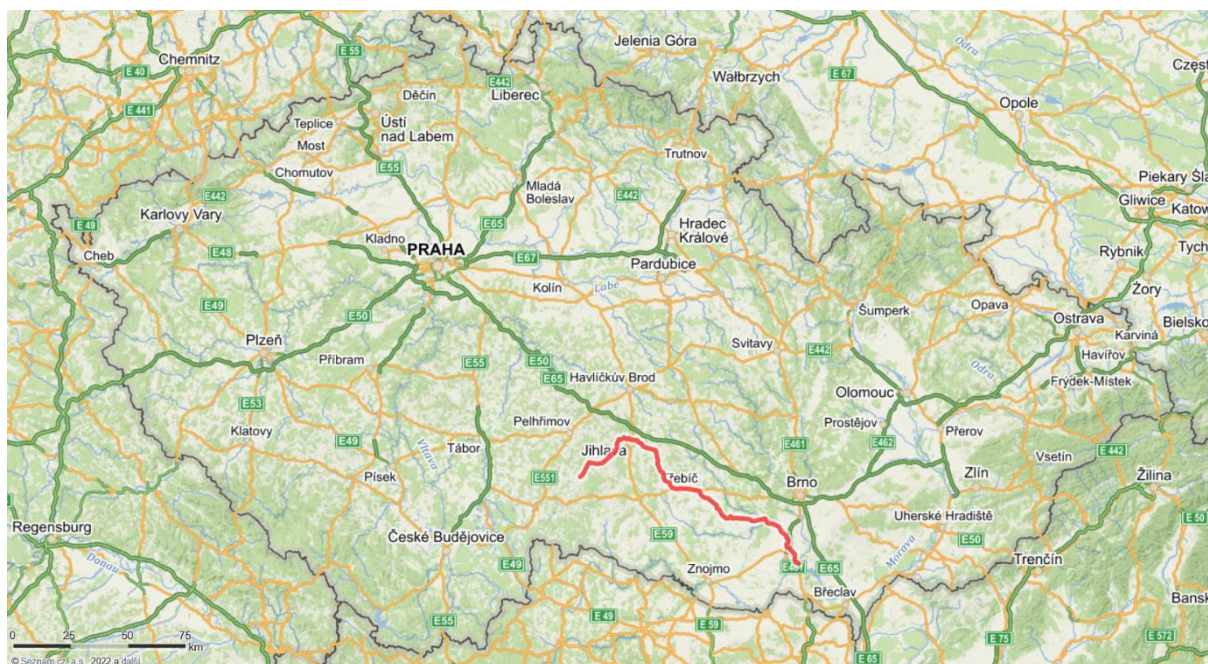
4.3 Použité pomůcky

Laboratorní sklo, laboratorní pomůcky, síto s velikostí ok 500 μm (Retsch), automatické pipety (Thermo Scientific), nádoby s definovaným objemem, vzorkovnice (PET, PE)

4.4 Odběr vzorků vod a sedimentů

Zájmovým územím byla řeka Jihlava v oblasti Ivančic, kde se do ní vlévají řeky Oslava a Rokytná. V Tab. 7 jsou uvedena odběrová místa společně s GPS souřadnicemi, ty jsou vyznačena v Obr. 3. Lokality „Řeznovice u rotundy“ a „Ivančice (železniční most)“ jsou měsíčně sledovány Povodím Moravy s.p. Lokality „Ivančice (výpust)“ a „Ivančice (čistírna)“ byly vybrány z důvodu výskytu výpustí. Především lokalita „Ivančice (výpust)“ byla vybrána z důvodu možného výskytu potenciálně nebezpečných látek pro vodní organismy.

Jihlava pramení ve výšce 665,98 m n. m na Českomoravské vrchovině [65] poblíž obce Jihlávka (kraj Vysočina). Protéká Jihlavou, Třebíčí a Ivančicemi. Délka toku činí 184 km. Plocha toku činí 2 998 km². Ústí do Novomlýnských nádrží na Dyji [66].



Obr. 2: Mapa ČR – vodní tok Jihlava (červeně) [67]

Tab. 7: Lokality odběrových míst vody a sedimentů

Lokalita	Označení	GPS souřadnice	Kilometráž
Řeznovice u rotundy	1	49°05'07.7"N 16°19'02.7"E	43,8 km
Ivančice (výpust')	2	49°05'49.3"N 16°22'04.9"E	39,4 km
Ivančice (čistírna)	3	49°05'51.5"N 16°23'37.5"E	37,5 km
Ivančice (železniční most)	4	49°04'56.1"N 16°24'38.0"E	34,2 km



Obr. 3: Vodní tok Jihlavy v oblasti Ivančic s červeně označenými místy odběru [67]

4.4.1 Vzorkování vody

Pro odběr vzorků pro analýzu rizikových prvků byly použity 1,5l vzorkovnice z polyethylentereftalátu (PET). Vzorky byly odebírány ze břehů jednotlivých odběrových míst. Voda byla vzorkována přímo do vzorkovnice, tzn. byla ponořena do středu hloubky toku a bez vzduchových bublin byla uzavřena. Vzorky byly uchovávány v chladu a temnu.

Odběr vody pro účel analýzy fyzikálních a chemických ukazatelů probíhal v dubnu v roce 2022. Vzorky byly odebrány ze břehů přímo do polyethylenových (PE) vzorkovnic o objemu 1 l. Vzorkovnice byly ponořeny do středu hloubky toku a bez vzduchových bublin byly uzavřena. Z důvodu velkého rozpětí stanovovaných ukazatelů nebyly vzorky konzervovány. Do doby analýzy byly vzorky skladovány v chladu a temnu. V Tab. 8 jsou uvedeny data a časy odběru vod pro jednotlivé analýzy.

4.4.2 Vzorkování sedimentů

Vzorky sedimentů byly odebrány pomocí plastové lopatky. Byla odebrána horní vrstva sedimentu do PE vzorkovnice. Do doby analýzy byly sedimenty uchovávány v chladu a temnu. V Tab. 8 jsou uvedeny data a časy odběru sedimentů.

Tab. 8: Údaje o odběru vody pro analýzu kovů včetně rizikových prvků (V1), fyzikálních a chemických ukazatelů (V2) a sedimentů (S)

Označení	Břeh	Datum a čas odběru		
		V1	V2	S
1	Pravý	22.07.2021 16:45	05.04.2022 17:49	20.10.2021 18:01
		22.08.2021 15:32	13.04.2022 17:32	20.03.2022 15:26
		20.09.2021 15:47		
2	Pravý	22.07.2021 16:58	05.04.2022 17:58	20.10.2021 18:18
		22.08.2021 15:43	13.04.2022 17:44	20.03.2022 15:47
		20.09.2021 15:58		
3	Levý	22.07.2021 17:10	05.04.2022 18:11	20.10.2021 18:30
		22.08.2021 15:52	13.04.2022 17:52	20.03.2022 16:04
		20.09.2021 16:05		
4	Pravý	22.07.2021 17:24	05.04.2022 18:27	20.10.2021 18:53
		22.08.2021 16:10	13.04.2022 18:09	20.03.2022 16:31
		20.09.2021 16:26		

4.5 Předúprava sedimentů

Sedimenty byly vysušeny při laboratorní teplotě na Petriho miskách. Po vysušení byly sedimenty písčitého charakteru síťovány přes síto s velikostí ok 500 µm. Následně byly vzorky homogenizovány v třecí misce.

Pro mikrovlnný rozklad byly ke každému vzorku připraveny dvě navážky, kde jedna činila 0,3 g. Po navážení na analytických vahách byl vzorek kvantitativně převeden do teflonové patrony. Ke vzorku byla přidána směs minerálních kyselin, tedy 3 ml HNO₃ a 9 ml HCl, jež tvoří lučavku královskou. Po pečlivém uzavření byly patrony vloženy do mikrovlnného rozkladného systému ETHOS EASY na program „KAL/PŮDY“, jehož teplotní program je uveden v Tab. 9. Po dostatečném vychladnutí patron byly vzorky kvantitativně převedeny do 50ml odměrných baněk a byly doplněny vodou Mili-Q po rysku. Rozložené vzorky byly uchovávány v 50ml plastových nádobkách v chladu a temnu.

Tab. 9: Podmínky programu KAL/PŮDY

Proces	Čas (min)	Teplota (°C)	Výkon (W)
Ohřev	15	20–200	1800
Mineralizace	15	200	1800
Chlazení	20	200–60	–

4.6 Analýza vod

4.6.1 Stanovení pH a elektrické konduktivity

Vzorky vod byly temperovány na laboratorní teplotu. Následně byla změřena hodnota přenosným pH metrem a konduktometrem Oakton. Vzorky byly proměřovány ve třech opakováních.

4.6.2 Stanovení BSK₅ zřed'ovací metodou

Stanovení biochemické spotřeby kyslíku s dobou inkubace pět dní proběhlo v souladu s ČSN EN ISO 5815-1 [68]. Byly připraveny roztoky solí, a to fosforečnanový tlumivý roztok, heptahydrát síranu hořečnatého, chlorid vápenatý a hexahydrát chloridu železitého. K přípravě ředící vody byla 1,5 h provzdušňována destilovaná voda. Poté byly přidány roztoky solí, a to v množství 1 ml roztoku na 1 l ředící vody. K přípravě kontrolního roztoku bylo naváženo 15,0 mg D-glukózy a 15,0 g kyseliny L-glutamové. Navážky byly převedeny do 100ml odměrné baňky a destilovanou vodou byla doplněna po rysku. Na inkubaci byly použity inkubační lahvičky o objemu 250 ml. Kontrolní vzorek byl připraven nadávkováním 0,5 ml roztoku N-allylthiomočoviny, 2,5 ml kontrolního roztoku a lahvička byla doplněna provzdušněnou destilovanou vodou do $\frac{3}{4}$ svého objemu. Blank byl připraven pouze přidávkem 0,5 ml roztoku N-allylthiomočoviny a provzdušněné destilované vody. Ředící faktor byl zvolen dle Tabulky 1 v ČSN EN ISO 5815-1 [68] podle očekávané hodnoty BSK₅. Zvolený ředící faktor byl 5, tedy dávkováno bylo 50 ml vzorku do každé inkubační lahvičky. Ke vzorkům bylo přidáno 0,5 ml roztoku N-allylthiomočoviny a ředící voda. Ke každému vzorku byly připraveny tři inkubační lahvičky. Následně byl změřen obsah kyslíku za stálého míchání pomocí kyslíkové sondy v nultý den inkubace. Lahvičky byly doplněny po hrdlo a byly zazátkovány tak, aby neobsahovaly žádné vzduchové bubliny. Po dobu pěti dní byly uchovávány v inkubátoru ve tmě při teplotě $(20 \pm 2) ^\circ\text{C}$. Pátý den inkubace byl změřen obsah kyslíku stejným způsobem.

4.6.3 Spektrofotometrické stanovení chemických ukazatelů pomocí setů mobilní analytiky

Vybrané chemické ukazatele byly stanovovány spektrofotometrem Spectroquant[®] Prove 300, s předem připravenými kalibracemi pro jednotlivé analyty od výrobce. Stanovované analyty včetně principu stanovení jsou uvedeny v Tab. 10.

Tab. 10: Principy stanovení analytů pomocí spektrofotometru [26, 69]

Analyt	λ (nm)	Číslo setu	Princip metody
NO ₃ -N	340	1.09713.0002	Dusičnanové ionty reagují v prostředí kyseliny sírové a fosforečné s 2,6-dimethylfenolem. Vzniká 4-nitro-2,6-dimethylfenol, který má cihlově červené zbarvení.
NO ₂ -N	525	1.14776.0002	Amid kyseliny sulfanilové reaguje s dusitanovými ionty v kyselém prostředí. Vzniká tak diazoniová sůl, které je kopulována s N-(1-naftyl)-1,2-ethylendiamin-dihydrochloridem. Vzniklé azobarvivo má červenofialové zbarvení.
NH ₄ -N	690	1.14752.0002	Amonný dusík se v silně alkalickém prostředí nachází jako amonné ionty. Ty reagují s chlornanem a thymolem za vzniku indofenolového derivátu modrého zbarvení. Katalyzátorem je žlutý nitroprussid sodný. Výsledné zbarvení je tedy žlutozelené až zelené.
P _{celk}	690	1.14729.0001	Po rozkladu peroxodisíranem v kyselém prostředí (30 min, 130 °C) přechází organicky vázaný fosfor na anorganickou formu – orthofosforečnany. Ty následně reagují s molybdenanem amonným za vzniku kyseliny molybdátosfosforečné. Redukcí kyselinou askorbovou vzniká molybdenanová modř.
Fe _{celk}	500	1.00796.0001	Kyselina askorbová je použita jako redukční činidlo, kdy jsou všechny formy železa zredukovány na Fe ^{II} . Tyto ionty v pufrovaném prostředí reagují s 1,10-fenantrolinem. Vzniká červenooranžový komplex.
Mn	445	1.14770.0002	Ionty manganaté reagují s formaldoxinem v kyselém prostředí. Vzniká oranžovočervený komplex.
Cl	500	1.14897.0001	Chloridové ionty reagují s thiokyanatanem rtuťnatým. Po vyloučení málo disociované sloučeniny chloridu rtuťnatého thiokyanatanové ionty reagují se železitými ionty, jež jsou obsaženy ve směsném činidle. Vzniklý thiokyanát železitý má červené zbarvení.
CHSK _{Cr}	445	1.14895.0001	Vzorek je oxidován dichromanem draselným v prostředí horké kyseliny sírové (160 min, 148 °C). Jako katalyzátor je použit síran stříbrný. Chloridy, jež mohou mít na stanovení rušivý vliv, jsou maskovány síranem rtuťnatým. Měřena je absorbance zbylých dichromanových iontů, jejichž zbarvení je žluté.

4.6.4 Stanovení Na⁺, K⁺, Ca²⁺ plamenovou fotometrií

Na plamenovém fotometru PFP7 Jenway byl nejprve zapnut zdroj vzduchu. Následně byl změřen průtok, kdy se za optimální považuje 4–6 ml·min⁻¹. Po kontrole byl zapnut zdroj zemního plynu a byl zapálen plamen. Byl vybrán filtr měřeného alkalického kovu. Poté byly připraveny kalibrační roztoky Na⁺ a K⁺ ředěním standardních roztoků. Standardní roztoky o koncentraci $c = 100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ byly připraveny z NaCl a KCl. Přístroj byl nakalibrován tak, aby hodnota intenzity emise při filtrech Na a K $I = 1,00$ (–) odpovídala koncentraci $c_{\text{Na}^+, \text{K}^+} = 1,00 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. V případě Ca²⁺ bylo nutné připravit standardní roztok o koncentraci $c = 1,00 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$. Kalibrační roztok Ca²⁺ byl naředěn na koncentraci $c = 100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, přičemž tato koncentrace odpovídala intenzitě plamene při filtru Ca $I = 1,00$ (–). Následně byly měřeny vzorky vody, které byly předem zředěny tak, aby intenzita emise byla v rozmezí $I = 0,00$ – $1,00$ (–). Každý vzorek byl proměřen třikrát.

4.6.5 Stanovení rizikových prvků ve vodách

Vybrané rizikové prvky ve vodách (Cr, Cu, Ni, Pb) byly stanovovány absorpčním atomovým spektrometrem ContrAA 800 s využitím elektrotermické atomizace (ET-AAS). Vzorky vod byly temperovány na laboratorní teplotu. Před vlastním měřením byla provedena kalibrace. Ke každému prvku byl připraven kalibrační roztok za použití kalibračního standardu. Roztoky byly ředěny přístrojem do požadovaných koncentrací jednotlivých kalibračních bodů. Následně byl připraven modifikátor matrice, který umožňuje použití vyšší teploty pyrolýzy a zvýšení signálu analytu. Modifikátor Pd + Mg(NO₃)₂ byl připraven do 10ml odměrné baňky přidáním 5 ml modifikátoru Pd o koncentraci 2 g·l⁻¹ a 0,5 ml modifikátoru Mg o stejné koncentraci. Modifikátor Mg(NO₃)₂ byl připraven rovněž do 10ml odměrné baňky, do které bylo přidáno 2,5 ml modifikátoru Mg o koncentraci 2 g·l⁻¹.

Do plastové vialky byl nadávkován 1 ml vzorku pomocí automatické pipety. Vialky se vzorky byly vloženy do automatického dávkovače přístroje. Do grafitové kyvety bylo nasáváno celkem 20 μl vzorku a 5 μl modifikátoru. Absorbance vzorku byla měřena celkem třikrát. Podmínky metod stanovení jednotlivých prvků jsou sepsány v Tab. 11.

Tab. 11: Podmínky měření metodou ET-AAS

Prvek	λ (nm)	Sušení (°C)	Pyrolýza (°C)	Atomizace (°C)	Modifikátor
Cr	357,8687	110	900	2300	Mg(NO ₃) ₂
Cu	324,754	110	1200	2100	Pd/Mg(NO ₃) ₂
Ni	232,003	110	1050	2300	Mg(NO ₃) ₂
Pb	283,306	110	900	1900	Pd/Mg(NO ₃) ₂

V případě stanovení Zn je výhodnější využít atomizace v plameni. Jako oxidant byl využit vzduch a jako palivo acetylen. Kalibrace přístroje byla prováděna pomocí předem připravených kalibračních roztoků, připravených z kalibračního standardu zinku, o koncentracích jednotlivých kalibračních bodů. Podmínky metody jsou uvedeny v Tab. 12.

U každé metody byly změřeny hodnoty meze detekce (LOD) a meze stanovitelnosti (LOQ). Hodnoty byly získány proměřením absorbance slepého stanovení v deseti opakováních. Následně pomocí počítačového programu ASpect CS byly stanoveny experimentální hodnoty, které jsou uvedeny v Tab. 13.

4.7 Analýza sedimentů

4.7.1 Stanovení rtuti

Rtuť v sedimentech byla stanovována pomocí atomového absorpčního spektrometru AMA 254. Jedná se o jednoúčelový spektrometr, kdy k vlastnímu měření není nutná předúprava pevných ani kapalných vzorků. Po vysušení a spálení vzorku ve spalovací trubici jsou látky kyselé povahy zachyceny na katalyzátoru. Generované páry kovové rtuti jsou zachyceny na amalgamátoru. Jeho krátkodobým ohřevem se páry uvolní a v měřící kyvetě se proměřuje absorbance při vlnové délce $\lambda = 253,65$ nm. Zdrojem záření je nízkotlaká rtuťová výbojka [70].

Na analytických vahách bylo naváženo cca 50 mg vzorku. Přesná navážka byla zapsána do počítačového programu AMA. Lodička s navážkou byla zavedena do spalovací trubice. Následně byl vzorek vysušen při 120 °C po dobu 60 s. Spalování kyslíkem probíhalo při 650 °C po dobu 150 s. Následovalo čištění po dobu 45 s. Každý vzorek byl proměřen třikrát. Pro ověření správnosti měření byl použit referenční materiál Metranal 01 (matrice říční sediment).

4.7.2 Stanovení kovů včetně rizikových prvků v sedimentech

Stejně jako u vod, vzorky sedimentů byly analyzovány na AAS ContraAA 800. Pomocí atomizace v plameni (FAAS), kde oxidantem byl vzduch a jako palivo byl použit acetylen, byly po předchozí mineralizaci stanovovány prvky Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn. Mineralizované vzorky byly temperovány na laboratorní teplotu. U každé metody byla provedena kalibrace. Kalibrační roztoky byly připraveny pomocí kalibračních standardů jednotlivých prvků a odpovídaly koncentracím kalibračních bodů. Následně byly vzorky sedimentů vhodně naředěny, aby odpovídaly rozmezí kalibrační křivky. Pro ověření správnosti měření byl použit referenční materiál Metranal 01 (matrice říční sediment). Podmínky metod jednotlivých prvků jsou uvedeny v Tab. 12. Meze detekce a meze stanovitelnosti jsou uvedeny v Tab. 13.

Tab. 12: Podmínky měření metodou FAAS

Prvek	λ (nm)	Proud plynu ($l \cdot s^{-1}$)
Cr	357,8687	100
Cu	324,754	50
Fe	248,327	60
Mn	279,4817	80
Ni	232,003	55
Pb	217,0005	65
Zn	213,857	50

4.8 Mez detekce a mez stanovitelnosti

Mez detekce je definována jako nejnižší hodnota koncentrace analytu, kterou lze spolehlivě přístrojem detekovat. Je dána vztahem (1)

$$LOD = \frac{3 \cdot s_B}{S} \quad (1)$$

kde s_B je směrodatná odchylka slepého stanovení a S je dána směrnici kalibrační křivky, jež vyjadřuje citlivost [71].

Mez stanovitelnosti je definována jako nejnižší hodnota analytu, kterou lze stanovit s určitou spolehlivostí. Je dána vztahem (2)

$$LOQ = \frac{10 \cdot s_B}{S} \quad (2)$$

kde s_B je směrodatná odchylka slepého stanovení a S je dána směrnici kalibrační křivky, jež vyjadřuje citlivost [71].

Tab. 13: Meze detekce a meze stanovitelnosti u ET-AAS a FAAS

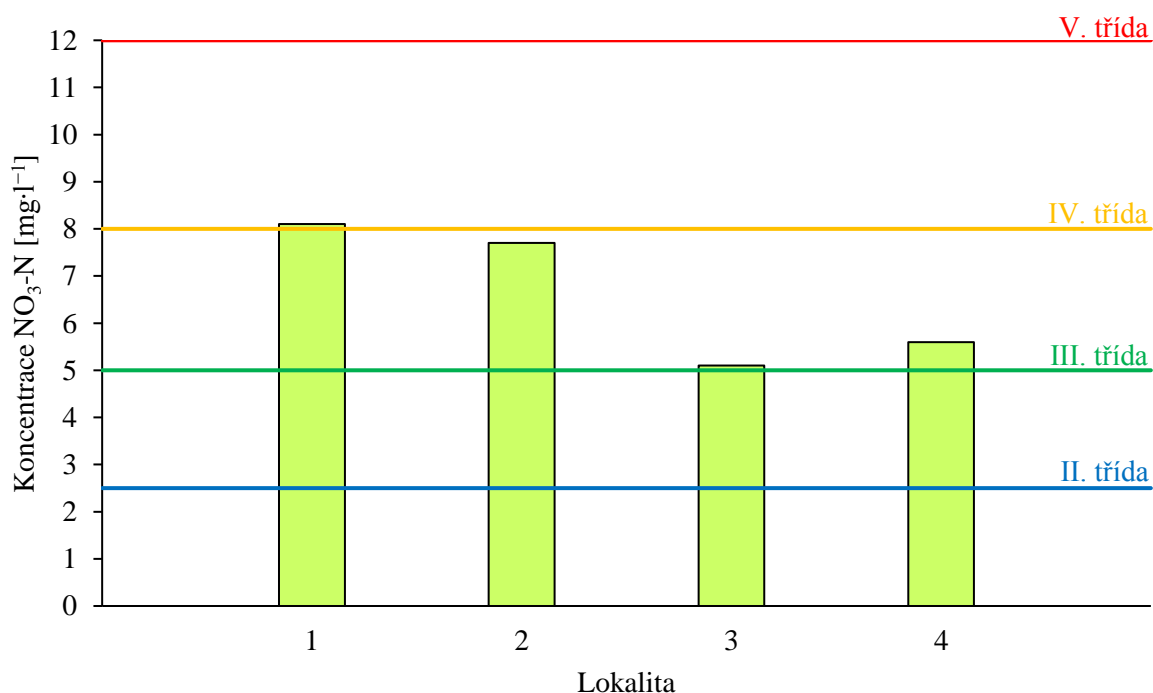
Prvek	ET-AAS		FAAS	
	LOD ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	LOQ ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	LOD ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	LOQ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)
Cr	0,0320	0,0960	0,0074	0,0223
Cu	0,1120	0,3361	0,0015	0,0044
Ni	0,0112	0,4753	0,0056	0,0170
Pb	0,1341	0,4022	0,0133	0,0340
Fe	–	–	0,0029	0,0087
Mn	–	–	0,0009	0,0026
Zn	–	–	0,0011	0,0033

5 VÝSLEDKY A DISKUZE

5.1 Fyzikální a chemické ukazatele vody

Hodnoty pH se na všech lokalitách pohybovaly v rozmezí 7,50–8,93. U neznečištěných povrchových vod je pH v rozmezí 6,00–8,50 [1]. Nejvyšší hodnoty vykazovaly lokality č. 1 (8,93) a 2 (8,60). Elektrická vodivost nabývala hodnot v rozmezí 47,0–83,1 $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$. Dle ČSN 75 7221 [5] jsou lokality č. 1 a 2 hodnoceny druhou třídou kvality vody. Třetí třídou je hodnocena lokalita č. 3 a při prvním odběru také lokalita č. 4.

Koncentrace dusičnanového dusíku se pohybovaly v rozmezí 5,1–8,1 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Na Obr. 4 jsou vyznačeny spodní mezní koncentrace dusičnanového dusíku, které jej klasifikují do jednotlivých tříd kvality vody. Lokality č. 2–4 spadají do třetí třídy kvality vody. V lokalitě č. 1 byly naměřeny nejvyšší hodnoty dusičnanového dusíku, tudíž je hodnocena čtvrtou třídou, která je charakterizována mezními koncentracemi 8–12 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Zejména v lokalitě č. 1 (Řeznovice u rotundy) může být důvodem vyšších koncentrací dusičnanového dusíku pozdější zavedení kanalizace v obcích Hrubšice a Řeznovice (realizováno v letech 2018–2020). Předpokládá se, že se situace časem zlepší, ovšem nyní se změna ve srovnání s předešlými roky prozatím neprojeví.

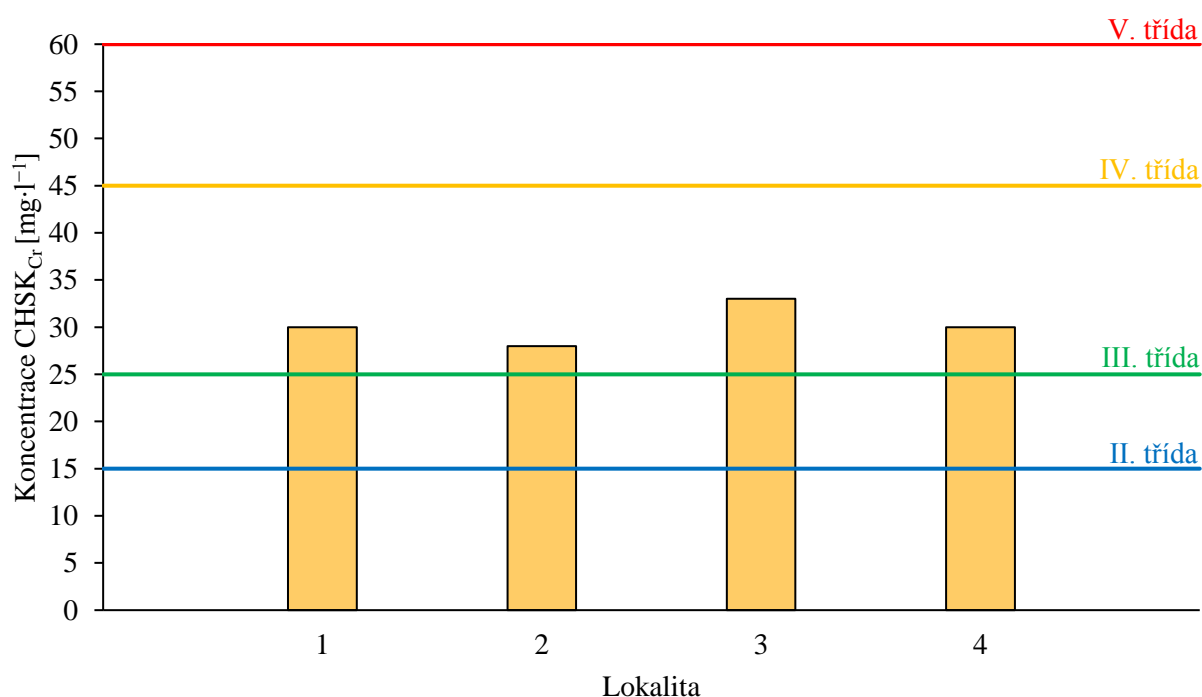


Obr. 4: Klasifikace lokalit dle ČSN 75 7221 dle koncentrací dusičnanového dusíku (odběr 05.04.2022)

Stejným způsobem byly hodnoceny ostatní ukazatele. Dusitanový dusík byl přítomen v rozmezí 0,05–0,09 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, což odpovídá druhé třídě kvality vody. Vyšší hodnoty předpokládány nebyly z důvodu oxického prostředí. Koncentrace amoniakálního dusíku se pohybovaly v rozmezí 0,07–0,22 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, kdy nejvyšší hodnota 0,22 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ náleží lokalitě č. 1, která je proto hodnocena druhou třídou. Hodnoty koncentrací celkového fosforu v lokalitě č. 3 byla 1,3 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a v lokalitě č. 4 0,5 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. U ostatních lokalit byl obsah celkového fosforu pod mezí detekce ($< 0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$).

Koncentrace chloridů se pohybovaly v rozmezí 137–219 mg·l⁻¹. Nejvyšší koncentrace byly stanoveny opět na lokalitě č. 3, což odpovídá třetí třídě kvality vod.

Chemická spotřeba kyslíku dichromanem byla v rozmezí 21–33 mg·l⁻¹. Všechny lokality byly při prvním odběru hodnoceny třetí třídou kvality, viz Obr. 5. Pouze lokalita č. 3 při druhém odběru spadala do druhé třídy. Značné rozdíly byly v biochemické spotřebě kyslíku mezi prvním a druhým odběrem. Při prvním odběru se hodnoty BSK₅ pohybovaly v rozmezí 7,13–12,2 mg·l⁻¹. Zde jsou lokality č. 1, 2 a 4 proto hodnoceny čtvrtou třídou a lokalita č. 3 třetí třídou. Při druhém odběru byly hodnoty podstatně nižší, tedy v rozsahu 4,25–6,43 mg·l⁻¹, kde všechny lokality splňovaly podmínky třetí třídy kvality vody. Jelikož byl dodržen stejný postup práce při obou odběrech a následných analýzách, výsledné odlišné hodnoty poukazují na působení zejména přírodních faktorů, které mají významný vliv na kvalitu povrchové vody. Mezi tyto faktory se řadí především proměnné meteorologické a hydrologické podmínky.

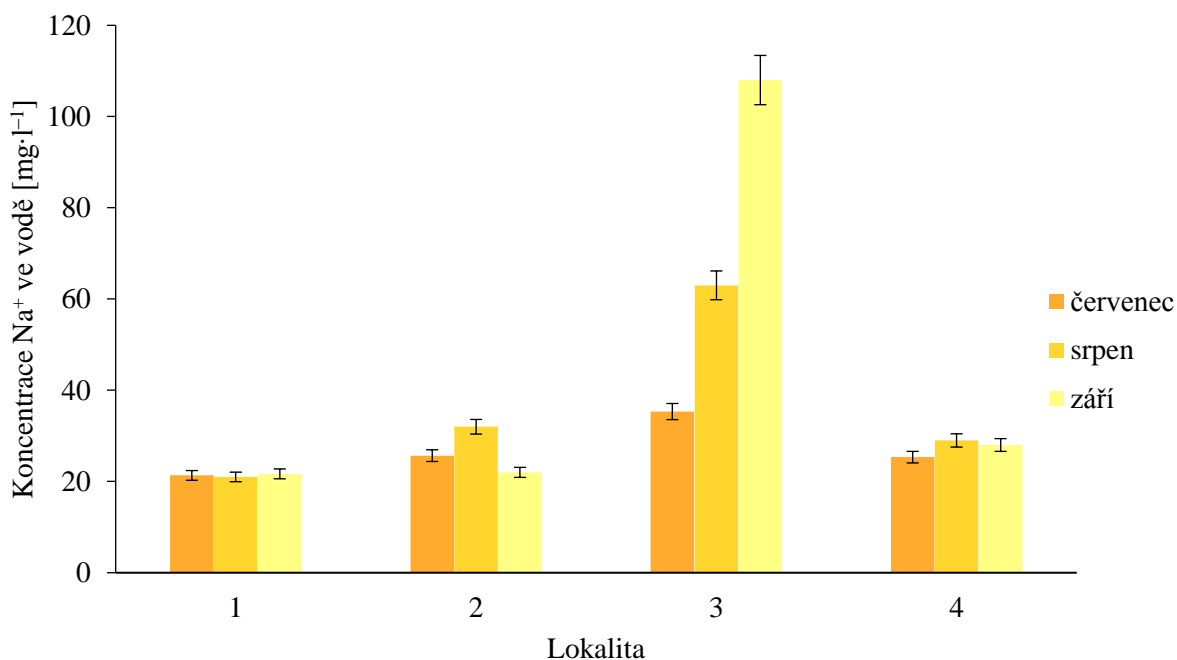


Obr. 5: Klasifikace lokalit dle ČSN 75 7221 dle koncentrací chemické spotřeby kyslíku dichromanem (odběr 05.04.2022)

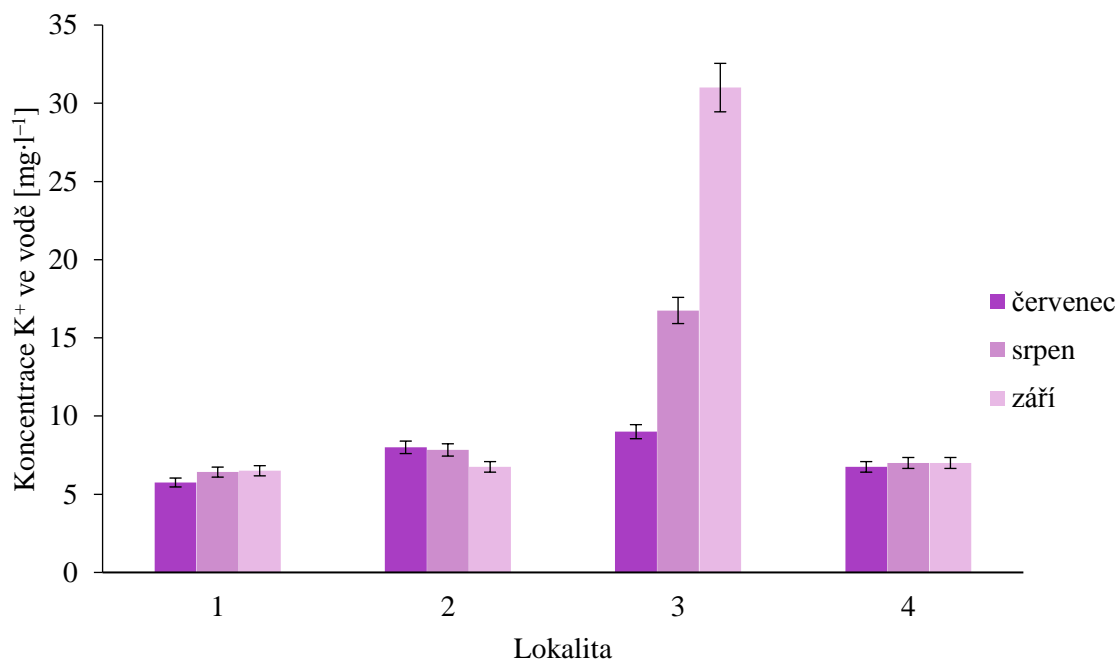
5.2 Obsah sodných, draselných a vápenatých iontů ve vodě

Koncentrace sodných iontů ve vodě byly v rozmezí 21,0–108 mg·l⁻¹. Obsah draselných iontů se pohyboval v rozsahu 5,75–31,0 mg·l⁻¹. Vápenaté ionty byly přítomny v koncentracích 24,0–51,0 mg·l⁻¹. Nejvyšší hodnoty koncentrací se vyskytovaly na lokalitě č. 3 v zářiovém odběru (Ivančice – u čistírny), jak je patrné z Obr. 6, Obr. 7 a Obr. 8. To bylo pravděpodobně způsobeno zemědělskou a lesnickou činností a intenzivními srážkami, které byly v této oblasti před odběrem vzorků. V letech 2018–2019 se koncentrace sodných, draselných a vápenatých iontů na Jihlavě v oblasti Ivančic pohybovaly následovně: Na⁺ 29,6–51,9 mg·l⁻¹, K⁺ 6,33–10,2 mg·l⁻¹ a Ca²⁺ 34,3–59,6 mg·l⁻¹ [30].

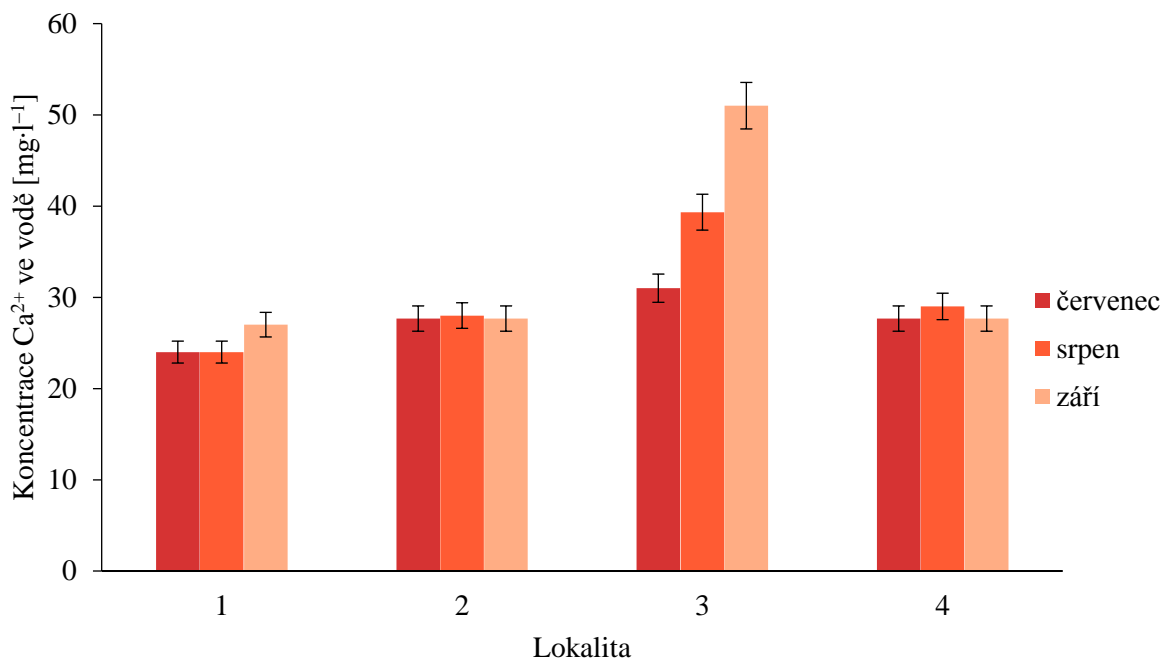
V porovnání s nynějšími výsledky je patrný vyšší obsah sodných a draselných iontů v již zmíněné lokalitě č. 3 (odběry srpen, září). Koncentrace alkalických kovů a kovů alkalických zemin nejsou ve vodě nijak limitovány ani klasifikovány.



Obr. 6: Obsah sodných iontů ve vodě v jednotlivých lokalitách



Obr. 7: Obsah draselných iontů ve vodě v jednotlivých lokalitách

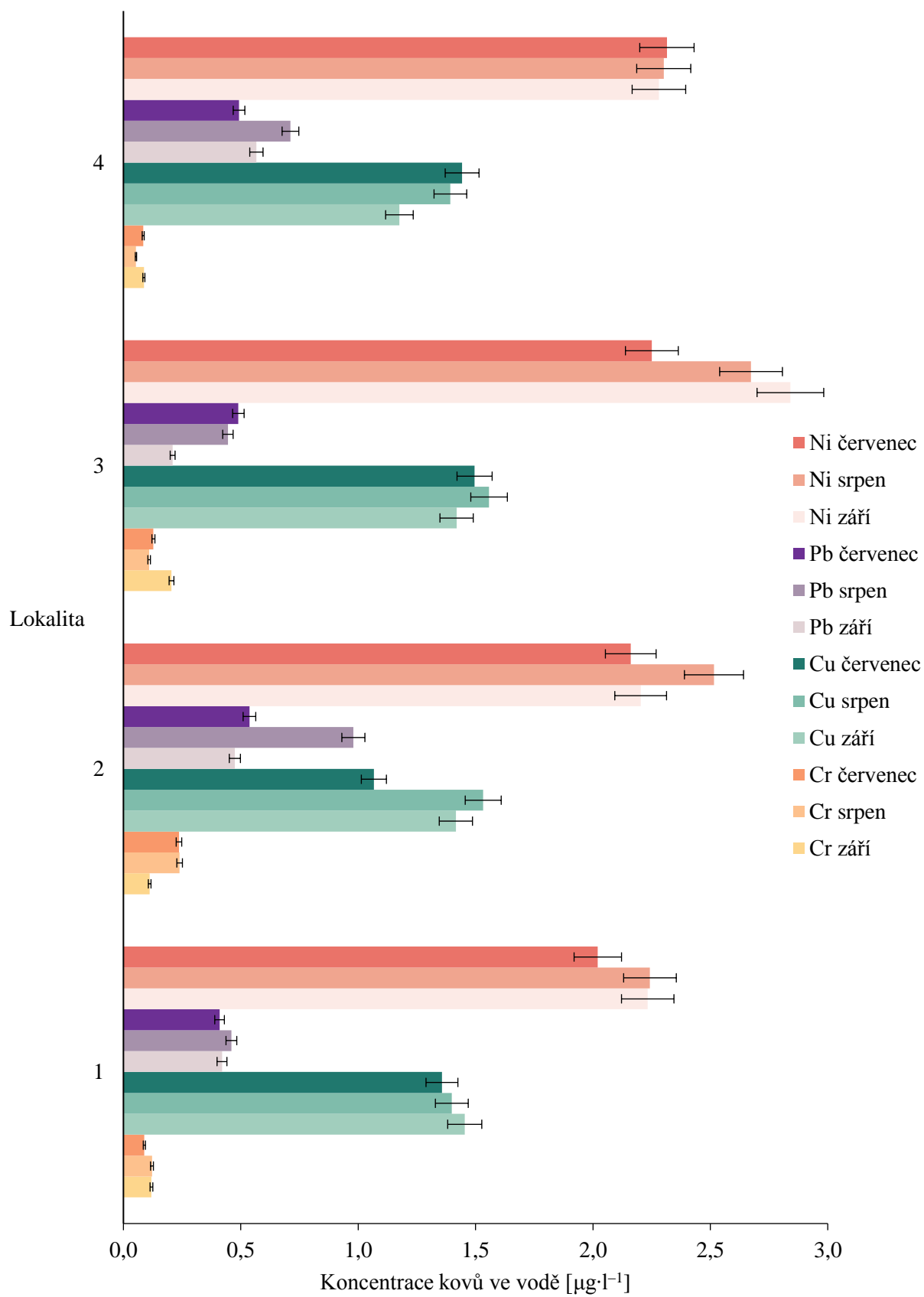


Obr. 8: Obsah vápenatých iontů ve vodě v jednotlivých lokalitách

5.3 Obsah kovů včetně rizikových prvků ve vodě

U vzorků VI se koncentrace olova pohybovaly v rozmezí $0,210\text{--}0,979\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Koncentrace chromu se pohybovaly v rozsahu $0,054\text{--}0,239\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Měď byla přítomna v rozmezí $1,07\text{--}1,56\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Koncentrace niklu nabývaly hodnot $2,02\text{--}2,84\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Dle normy jsou všechny tyto ukazatele hodnoceny první třídou kvality vody. I přes to, že se kovy vyskytovaly v nízkých koncentracích, jejich přítomnost mohla být dána atmosférickou kontaminací a dálkovým transportem těchto látek, tedy také z přítoků Oslavy a Rokytne, které se do Jihlavy vlévají. V letech 2018–2020 se koncentrace těchto kovů pohybovaly v rozmezí $0,504\text{--}7,08\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, kde nejvyšší koncentrace byly stanoveny u niklu [30]. Z výsledků je patrné, že došlo k výraznému snížení obsahu kovů ve vodě.

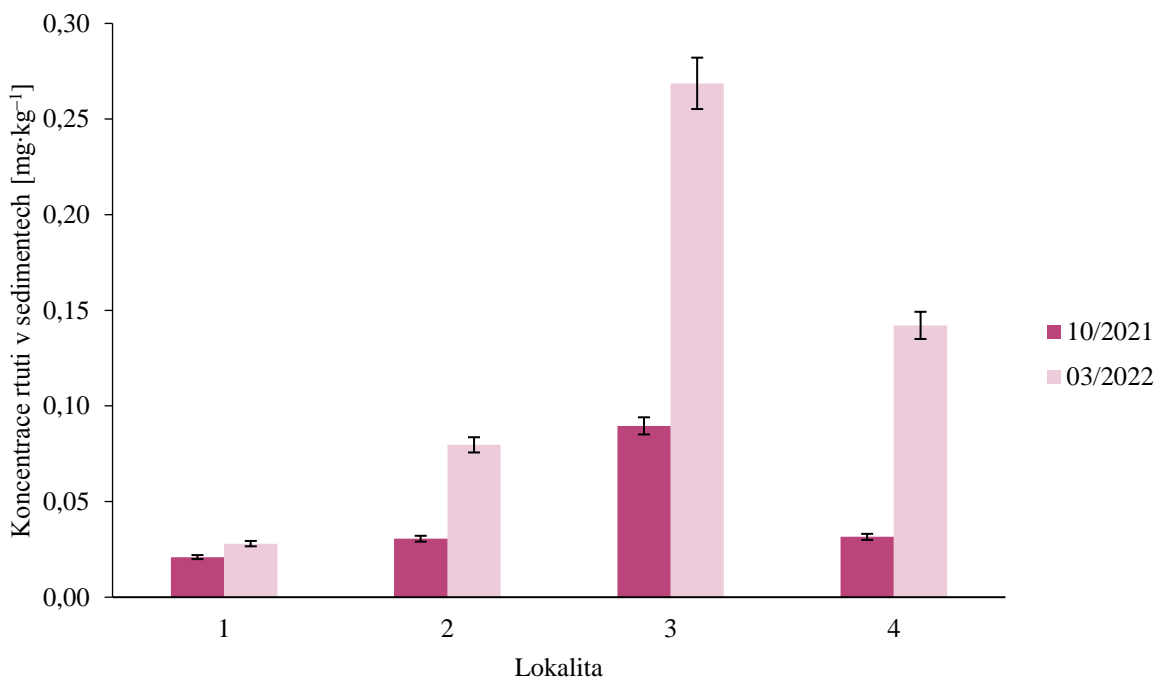
Železo bylo naměřeno v rozsahu koncentrací $0,059\text{--}0,284\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Koncentrace manganu byla u šesti vzorků pod mezí detekce ($< 0,0009\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), avšak u zbývajících pěti se koncentrace pohybovaly v rozmezí $0,0010\text{--}0,0025\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Koncentrace rtuti a zinku byly pod mezí detekce. U vzorků V2 koncentrace železa nabývaly hodnot $0,10\text{--}0,45\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, kde nejvyšší koncentrace odpovídala lokalitě č. 3. Obsah manganu byl pod mezí detekce ($< 0,010\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Železo, mangan rtuť i zinek jsou tak hodnoceny první třídou kvality vody.



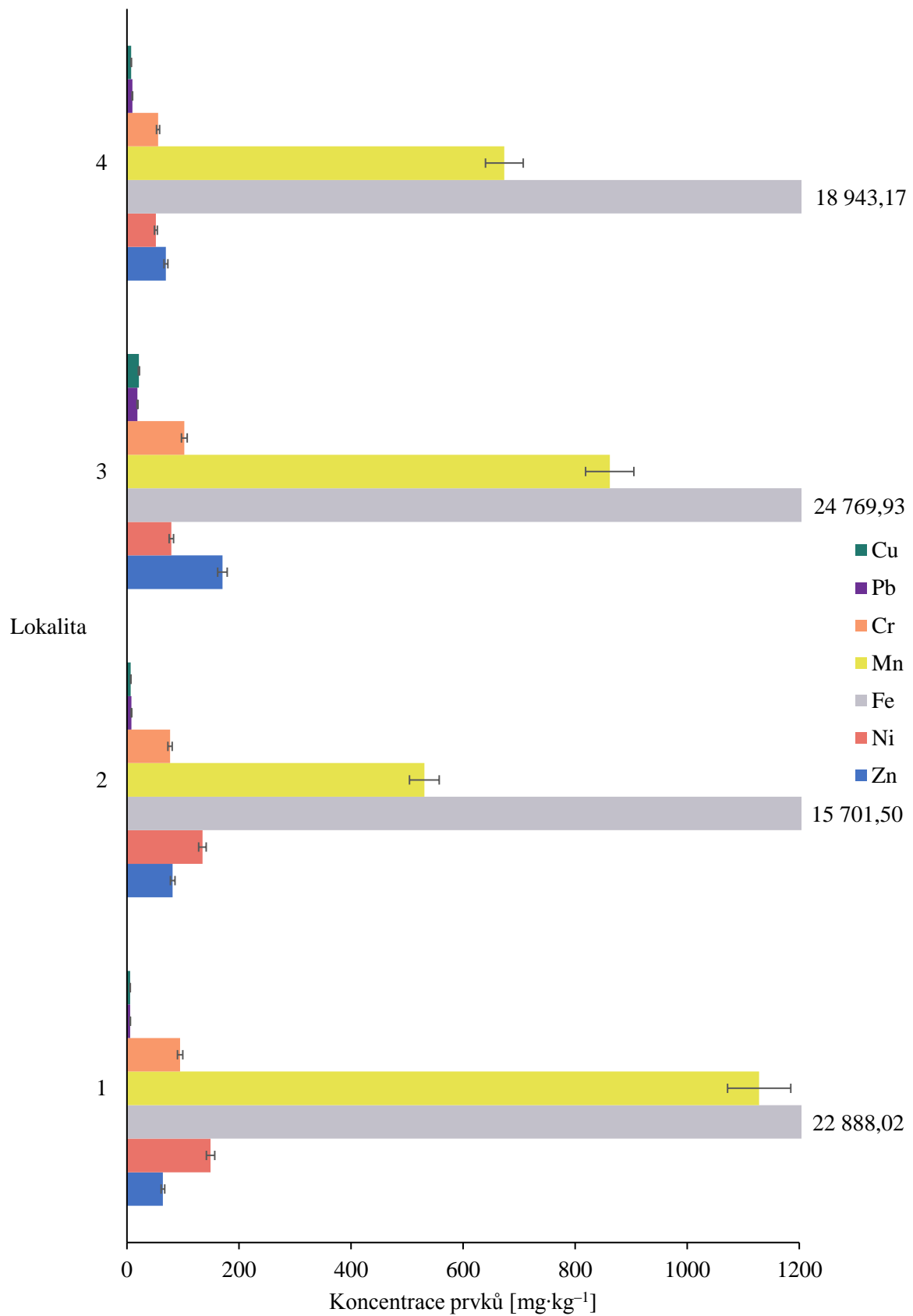
5.4 Obsah kovů včetně rizikových prvků v říčních sedimentech

Obsah železa se pohyboval od 15 701–32 893 mg·kg⁻¹. Mangan se vyskytoval v rozsahu 531–2095 mg·kg⁻¹. Důvodem vysokých koncentrací těchto dvou prvků je složení geologického podloží, jak vyplývá z geologických map [72].

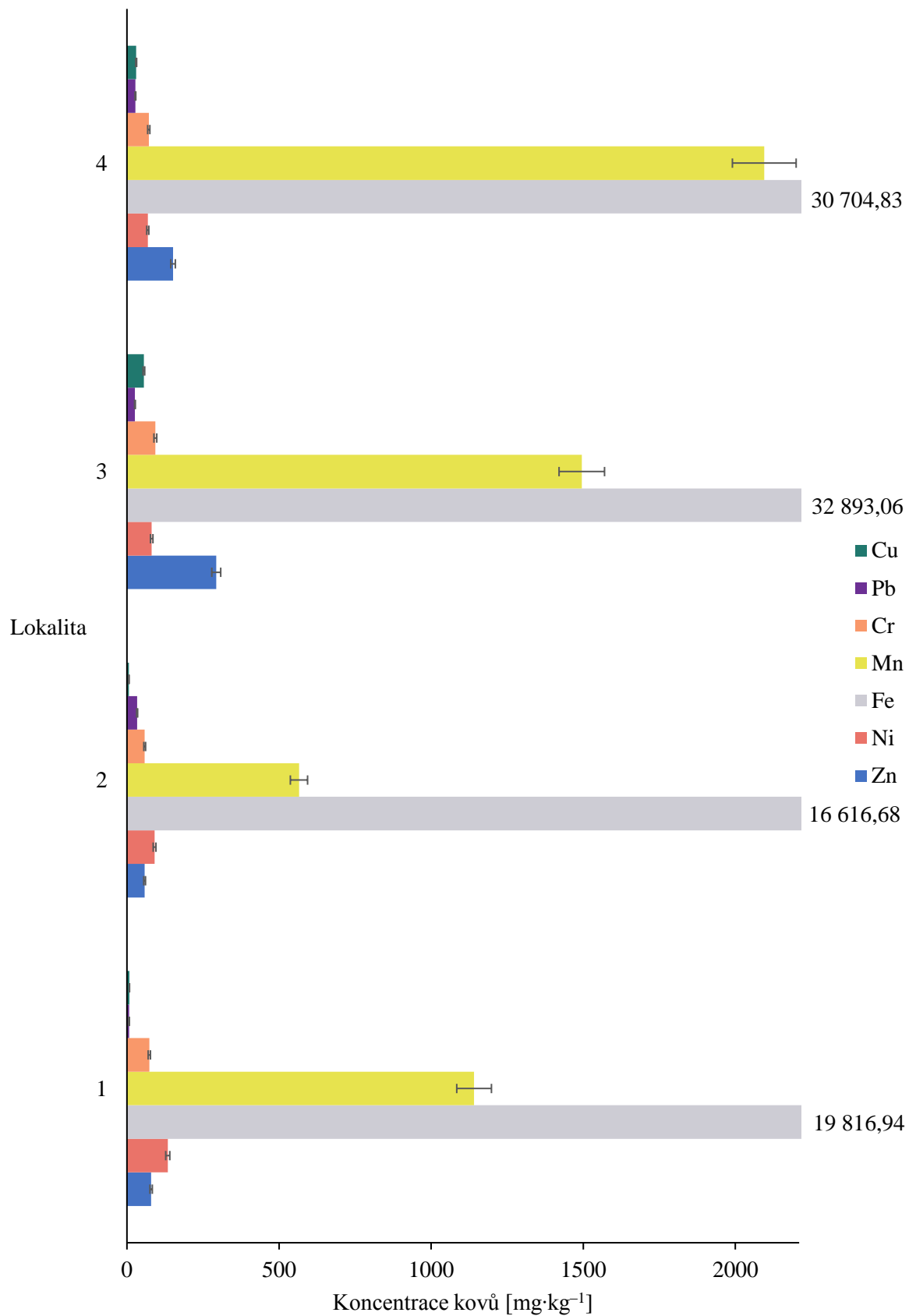
Rtuť byla v sedimentech obsažena v množství od 0,0210–0,2687 mg·kg⁻¹. Rozdílné koncentrace rtuti u lokalit č. 3 a 4 (viz Obr. 9) byly pravděpodobně způsobeny jinou konzistencí odebraných vzorků. Koncentrace olova, chromu, mědi, niklu a zinku se pohybovaly v následujících rozmezích: Pb 5,88–33,4 mg·kg⁻¹, Cr 55,5–102 mg·kg⁻¹, Cu 5,68–55,8 mg·kg⁻¹, Ni 51,7–149 mg·kg⁻¹ a Zn 58,1–293 mg·kg⁻¹. Předpokládaný vyšší obsah kovů v sedimentech je dán jejich akumulací z důvodu precipitace a sorpce. Jejich zdrojem mohou být jednak atmosférické depozice, splachy z okolních půd a vypouštění odpadních vod do povrchových toků. Koncentrace prvků v říčních sedimentech není v současnosti legislativně nijak limitována, avšak ve Vyhlášce č. 23/2011 Sb. (s účinností do dne 01.01.2016) [73] jsou uvedeny hodnoty NEK mj. i pro olovo, rtuť a nikl. Dle těchto hodnot lze hodnotit chemický stav pevné matrice zahrnující biotu i sedimenty. Nebyly přesaženy uvedené hodnoty NEK_{Pb} = 53,0 mg·kg⁻¹, NEK_{Hg} = 0,47 mg·kg⁻¹. Obsah olova i rtuti v analyzovaných vzorcích sedimentů tyto limity splňuje. Značně alarmující je však překročení mezní hodnoty niklu, kde hodnota NEK_{Ni} = 3,00 mg·kg⁻¹. Na lokalitě č. 1 došlo k padesátinásobnému překročení hodnoty NEK.



Obr. 9: Koncentrace rtuti v sedimentech



Obr. 10: Koncentrace kovů v sedimentech (odběr 20.10.2021)



Obr. 11: Koncentrace kovů v sedimentech (odběr 20.03.2022)

6 ZÁVĚR

Tato bakalářská práce se zabývá studiem kvality řeky Jihlavy v okolí Ivančic. Byly zvoleny čtyři lokality, kde dvě z nich jsou v blízkosti výpustí do vodního toku. Vhodnými metodami byly analyzovány základní fyzikální a chemické ukazatele ve vodě. Atomovou absorpční spektrometrií byly stanoveny koncentrace mědi, niklu, olova, zinku, chromu, železa, manganu a rtuti ve vodě i sedimentech.

Průměrná hodnota elektrické konduktivity činila $62,2 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$. Průměrná hodnota pH byla 8,23. Dusičnanový dusík byl ve vodě obsažen o průměrné koncentraci $6,75 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Z důvodu oxického prostředí byla průměrná koncentrace dusitanového dusíku velmi nízká, $0,07 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Amoniakální dusík byl ve vodě obsažen v průměrném množství $0,14 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Nejvyšší obsah celkového fosforu činil $1,3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Průměrná koncentrace chloridů byla stanovena na $171 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Chemická spotřeba kyslíku byla stanovena spektrofotometricky, kde průměrná hodnota činí $29 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Biochemická spotřeba kyslíku nabývá hodnot koncentrací v rozmezí $4,25\text{--}12,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Dle normy většina ukazatelů spadala do třetí až čtvrté třídy kvality vody, indikující znečištěnou, příp. silně znečištěnou vodu. Celkový fosfor svojí hodnotou výrazně přesahoval mezní hranici páté třídy, a proto je nutné celý vodní tok označit jako velmi znečištěný.

Obsah sodíku, draslíku a vápníku byl velmi podobný v porovnání s předešlými lety. Průměrné koncentrace těchto kovů jsou Na $36,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, K $9,90 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a Ca $30,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Zvýšené hodnoty koncentrací všech tří prvků jsou patrné v místě odběru u čistírny odpadních vod při odběru v měsíci září. V této oblasti se nachází zemědělské a lesnické plochy, a tak mohlo dojít k transportu těchto prvků do vod z důvodu intenzivních srážek. V současnosti nejsou tyto prvky limitovány.

Rizikové prvky se ve vodách vyskytovaly v řádu setin až jednotek $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Koncentrace kovů klesá v řadě Ni > Cu > Pb > Cr. Železo a mangan jsou součástí geologického podloží. Ve vodách byla průměrná koncentrace železa $0,180 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a manganu $0,0017 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Všechny kovy tedy spadají do první třídy kvality vody. V sedimentech byl průměrný obsah Fe $22\,792 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a Mn $1061 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Ostatní prvky v sedimentech byly nalezeny v řádu jednotek až stovek $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Koncentrace kovů v sedimentech klesá v řadě Zn > Ni > Cr > Cu > Pb > Hg. Zvýšené koncentrace byly nalezeny opět u čistírny odpadních vod, a to konkrétně u chromu, mědi, zinku a rtuti.

Řeka Jihlava byla během doby vzorkování hodnocena jako znečištěná až silně znečištěná voda. Snížení kvality vody zapříčiňuje intenzita a úhrn srážek, splachy z okolních ploch, znečištění z přítoků a pravděpodobně také desorpce z říčních sedimentů rizikových prvků do toku. Kombinace ukazatelů, které byly ve vodě nalezeny v nadlimitních koncentracích, může mít negativní vliv na vodní organismy. Časté jsou i havarijní situace na tomto toku, kdy je velmi těžké posoudit a blíže určit zdroj kontaminace. Jisté však je, že dochází k akutním otravám ryb, což je pravděpodobně způsobeno vyšší hodnotou BSK₅ a amoniakálního dusíku, což ale nebylo v době vzorkování potvrzeno.

7 SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

- [1] PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 4., aktualiz. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha, 2009. ISBN 978-80-7080-701-9.
- [2] Povrchové vody. In: *Ministerstvo životního prostředí* [online]. Praha: Ministerstvo životního prostředí, 2020 [cit. 2021-04-28]. Dostupné z: https://www.mzp.cz/cz/povrchove_vody
- [3] Užívání vod a jeho vliv na stav vod. *Plán oblasti povodí Moravy* [online]. Povodí Moravy, 2009 [cit. 2021-11-28]. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/pop/2009/Morava/End/b-uzivani/b-2.html>
- [4] What are the key factors that influence water quality?. *Apec water* [online]. Los Angeles: APEC, c1997-2021 [cit. 2021-04-28]. Dostupné z: https://www.freedrinkingwater.com/water_quality/quality2/j-19-08-key-factors-influencing-water-quality.htm
- [5] ČSN 75 7221. *Kvalita vod – Klasifikace kvality povrchových vod*. 2. vyd. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2017.
- [6] Stav útvarů povrchových vod. In: *HYDROEKOLOGICKÝ INFORMAČNÍ SYSTÉM VÚV TGM* [online]. VÚV TGM, c2002-2022 [cit. 2022-02-10]. Dostupné z: [https://heis.vuv.cz/data/spusteni/pgstart.asp?pg=HTML_HEIS\\$UPOVSTAV\\$stazeni](https://heis.vuv.cz/data/spusteni/pgstart.asp?pg=HTML_HEIS$UPOVSTAV$stazeni)
- [7] SIMEONOV, V., J.A. STRATIS, C. SAMARA, G. ZACHARIADIS, D. VOUTSA, A. ANTHEMIDIS, M. SOFONIOU a Th. KOUIMTZIS. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research*. 2003, **37**(17), 4119-4124. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/S0043-1354(03)00398-1
- [8] *Zpráva o životním prostředí České republiky v roce 2005* [online]. CENIA, 2006 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/04/Zprava-o-zivotnim-prostredi_CR_2005.pdf
- [9] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2016* [online]. CENIA, 2017 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/03/Zprava-o-zivotnim-prostredi-Ceske-republiky_2016.pdf
- [10] Halogenované organické sloučeniny (AOX). In: *Arnika* [online]. Praha: Arnika, 2001 [cit. 2022-01-28]. Dostupné z: <https://arnika.org/toxicke-latky/databaze-latek/halogenovane-organicke-slouceniny-aox>
- [11] *Zpráva o životním prostředí České republiky v roce 2006* [online]. CENIA, 2007 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/04/Zprava-o-zivotnim-prostredi_CR_2006-cely_text.pdf

- [12] *Zpráva o životním prostředí České republiky v roce 2007* [online]. CENIA, 2008 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/04/Zprava-2007-komplet_konecna_verzeDEF.pdf
- [13] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2008* [online]. CENIA, 2009 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/04/Zprava-o-zivotnim-prostredi_CR_2008.pdf
- [14] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2009* [online]. CENIA, 2010 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/04/Zprava-o-zivotnim-prostredi_CR_2009.pdf
- [15] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2010* [online]. CENIA, 2011 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/04/Zprava_o_zivotnim_prostredi_CR_2010.pdf
- [16] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2011* [online]. CENIA, 2012 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/04/Zprava_o_zivotnim_prostredi_2011-cz.pdf
- [17] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2012* [online]. CENIA, 2013 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/04/Zprava_o_zivotnim_prostredi_Ceske_republiky_2012.pdf
- [18] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2013* [online]. CENIA, 2014 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/04/Zprava_o_zivotnim_prostredi_Ceske_republiky_2013.pdf
- [19] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2014* [online]. CENIA, 2015 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/04/ZPRAVA_ZPCR_2014.pdf
- [20] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2015* [online]. CENIA, 2016 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/03/Zprava-o-zivotnim-prostredi-Ceske-republiky_2015.pdf
- [21] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2017* [online]. CENIA, 2018 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/03/Zprava-o-zivotnim-prostredi-Ceske-republiky_2017.pdf
- [22] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2018* [online]. CENIA, 2019 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2020/05/Zprava_o_ZP_CR_2018.pdf
- [23] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2019* [online]. CENIA, 2020 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2021/05/Zprava_o_ZP_CR_2019_web.pdf

- [24] AHUJA, Satinder. Water quality worldwide. *Handbook of Water Purity and Quality*. Elsevier, 2021, 19-33. ISBN 9780128210574. Dostupné z: doi:10.1016/B978-0-12-821057-4.00003-3
- [25] AHUJA, Satinder. Overview: modern water purity and quality. *Handbook of Water Purity and Quality* [online]. Elsevier, 2021, 1-18 [cit. 2022-03-10]. ISBN 9780128210574. Dostupné z: doi:10.1016/B978-0-12-821057-4.00014-8
- [26] HORÁKOVÁ, Marta. *Analytika vody*. 2., oprav. a rozšíř. vyd. Praha: VŠCHT, 2003. ISBN 978-80-7080-520-6.
- [27] LANGHAMMER, Jakub. *Kvalita povrchových vod a jejich ochrana* [online]. Praha: Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, 2002 [cit. 2022-03-06]. Dostupné z: https://web.natur.cuni.cz/~langhamr/lectures/wq/skripta/skriptaWQ_2009_web.pdf
- [28] ČSN EN ISO 7887 (75 7364). *Kvalita vod - Stanovení barvy*. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2012.
- [29] *Zdravotní význam sodíku ve vodách* [online]. Praha: SZÚ, 2002 [cit. 2022-03-09]. Dostupné z: <http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/voda/pdf/sodik.pdf>
- [30] *Povodí Moravy s.p.*
- [31] Potassium (K) and water. In: *Lenntech* [online]. c1998-2022 [cit. 2022-03-09]. Dostupné z: <https://www.lenntech.com/periodic/water/potassium/potassium-and-water.htm>
- [32] ŽÁČEK, Ladislav. *Hydrochemie*. První. Brno: VUTIUM, 1998. ISBN 80-214-1167-8.
- [33] Aluminum (Al) and water. In: *Lenntech* [online]. c1998-2022 [cit. 2022-03-13]. Dostupné z: <https://www.lenntech.com/periodic/water/aluminium/aluminum-and-water.htm>
- [34] KOLLEROVÁ, Lubica. Veškeré, rozpuštěné a nerozpuštěné látky. *Analytika vody*. Vyd. 2., opr. a rozš. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2003, s. 88-94. ISBN 978-80-7080-520-6.
- [35] TAN, Weirui, ARUNA, Zhonghao XU, Liyuan ZHANG a Wei SHEN. Trace analysis on chromium (VI) in water by pre-concentration using a superhydrophobic surface and rapid sensing using a chemical-responsive adhesive tape. *Talanta* [online]. 2020, **218**(121116) [cit. 2021-12-31]. ISSN 00399140. Dostupné z: doi:10.1016/j.talanta.2020.121116
- [36] *Souhrnná zpráva za rok 2013: Integrovaný registr znečišťování životního prostředí* [online]. Praha: Ministerstvo životního prostředí České republiky, 2015 [cit. 2022-01-29]. Dostupné z: https://www.irz.cz/sites/irz.env.cz/files/Souhrnna_zprava_2013_IRZ_C_web.pdf
- [37] ČESKÁ REPUBLIKA. Nařízení vlády 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. In: *Zákony pro lidi*. 2015, částka 166/2015. Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2015-401/zneni-20160101#p16-1-1>

- [38] VAIOPOULOU, Eleni a Petros GIKAS. Regulations for chromium emissions to the aquatic environment in Europe and elsewhere. *Chemosphere* [online]. 2020, **254** [cit. 2022-01-29]. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2020.126876
- [39] TUMOLO, Marina, Valeria ANCONA, Domenico DE PAOLA, et al. Chromium Pollution in European Water, Sources, Health Risk, and Remediation Strategies: An Overview. *International Journal of Environmental Research and Public Health* [online]. 2020, **17**(15) [cit. 2022-01-29]. ISSN 1660-4601. Dostupné z: doi:10.3390/ijerph17155438
- [40] BENCKO, Vladimír, Jaroslav LENER a Miroslav CIKRT. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. 2. přepracované a doplněné vyd., v Grada Publishing 1. vyd. Praha: Grada, 1995. ISBN 80-716-9150-X.
- [41] Toxicological profile for Mercury. In: *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* [online]. Atlanta [cit. 2022-02-11]. Dostupné z: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp46.pdf>
- [42] DOSTÁLEK, Miroslav. Toxikologie metylrtuti. *Zdraví.euro.cz* [online]. 2022 [cit. 2022-02-11]. Dostupné z: <https://zdravi.euro.cz/clanek/postgradualni-medicina/toxikologie-metylrtuti-367840>
- [43] Zinek. In: *Zinkorot* [online]. wörwag pharma [cit. 2022-02-12]. Dostupné z: <https://www.zinkorot.cz/nedostatek-zinku#deficit-zinku>
- [44] ČSN ISO EN 5667-6 (75 7051). *Kvalita vod - Odběr vzorků: Část 6: Návod pro odběr vzorků z řek a potoků*. 3. vyd. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2017.
- [45] KRAJČA, Jaromil. *Vzorkování přírodních vod*. 1. vyd. Praha: SNTL, 1983.
- [46] KOBROVÁ, Milena. *Metody chemické analýzy přírodních vod*. Praha: Ústřední ústav geologický, 1983.
- [47] ČSN EN ISO 5667-1 (75 7051). *Kvalita vod - Odběr vzorků: Část 6: Návod pro návrh programu odběru vzorků a pro způsoby odběru vzorků*. Český normalizační institut, 2007.
- [48] ČSN EN ISO 5667-3 (75 7051). *Kvalita vod - Odběr vzorků: Část 3: Konzervace vzorků vod a manipulace s nimi*. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2019.
- [49] ČSN ISO 5667-12 (75 7051). *Kvalita vod - Odběr vzorků: Část 12: Návod pro odběr vzorků dnových sedimentů u řek, jezer a z oblastí ústí řek*. Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2018.

- [50] KRAKOVSKÁ, Erika a Heinz-Martin KUSS. *Rozklady v analytickej chémii: súčasný stav a trendy*. Prvé. Košice: Viena, 2001. ISBN 80-889-2248-8.
- [51] ČSN ISO 10523 (75 7365). *Jakost vod - Stanovení pH*. 2. vyd. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2010.
- [52] ČSN EN 27888 (75 7344). *Jakost vod - Stanovení elektrické konduktivity*. Český normalizační institut, 1996.
- [53] SCHEJBAL, Petr. Konduktivita. HORÁKOVÁ, Marta. *Analytika vody*. 2., oprav. a rozšíř. vyd. Praha: VŠCHT, 2003, s. 72-76. ISBN 978-80-7080-520-6.
- [54] KOLLER, Jan. Chemická spotřeba kyslíku (CHSK). *Analytika vody*. Vyd. 2., opr. a rozš. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2003, s. 256-272. ISBN 978-80-7080-520-6.
- [55] DRBAL, Karel a Martin KRÍŽEK. *Analytická chemie*. 1.vydání. České Budějovice: Jihočeská univerzita, 1999. ISBN 80-704-0352-7.
- [56] SOMMER, Lumír. *Základy analytické chemie II*. První. Brno: VUTIUM, 2000. ISBN 80-214-1742-0.
- [57] ČERNOHORSKÝ, Tomáš a Pavel JANDERA. *Atomová spektroskopie*. 1. vyd. Pardubice: Univerzita Pardubice, 1997. ISBN 80-719-4114-X.
- [58] KRÍŽEK, Martin a Jan ŠÍMA. *Analytická chemie* [online]. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 2015 [cit. 2022-03-10]. ISBN 978-80-7394-486-5. Dostupné z: http://kch.zf.jcu.cz/vyuka/download/Analyticka_chemie_komplet.pdf
- [59] Flame Photometer: Principle, Components, Working Procedure, Applications, Advantages and Disadvantages. In: *Study&score* [online]. 2020 [cit. 2022-03-10]. Dostupné z: <https://www.studyandscore.com/studymaterial-detail/flame-photometer-principle-components-working-procedure-applications-advantages-and-disadvantages>
- [60] FARRUKH, Muhammad Akhyar. *Atomic Absorption Spectroscopy*. Rijeka: In Tech, 2012. ISBN 978-953-307-817-5.
- [61] SKOOG, Douglas, Donald WEST, F. HOLLER a Stanley CROUCH. *Analytická chemie*. 9th ed. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2019. ISBN 978-80-7592-043-0.
- [62] ČŮTA, František. *Instrumentální analýza*. Praha: Státní nakladatelství technické literatury, 1986.
- [63] PALMER, Christopher. *Diffraction grating handbook* [online]. 8th ed. New York, 2020 [cit. 2022-01-04]. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/339913143_DIFFRACTION_GRATING_HANDBOOK_eighth_edition

- [64] ContraAA® - A Revolution in Spectroscopy Basics and Applications of High-Resolution Continuum Source AAS. In: *Slideplayer* [online]. 2021 [cit. 2021-12-29]. Dostupné z: <https://slideplayer.com/slide/4888358/>
- [65] Charakteristiky toků a povodí ČR: Základní charakteristiky toku JIHLAVA a jeho povodí. In: *VÚV TGM: Oddělení geografických informačních systémů a kartografie* [online]. Praha: VÚV TGM, 2020 [cit. 2022-04-24]. Dostupné z: <https://www.dibavod.cz/24/charakteristiky-toku-a-povodi-cr.html>
- [66] Významné řeky: Řeka Jihlava. In: *Povodí Moravy* [online]. Povodí Moravy, s.p., c2010-2022 [cit. 2022-04-18]. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/cz/uzitecne/vyznamne-vodni-toky/>
- [67] Jihlava (řeka). *Mapy.cz* [online]. Seznam.cz, 2022 [cit. 2022-05-01]. Dostupné z: <https://mapy.cz/zakladni?x=15.5496260&y=49.8190704&z=8&l=0&source=osm&id=1017106943&ds=1>
- [68] ČSN EN ISO 5815-1 (75 7520). *Kvalita vod - Stanovení biochemické spotřeby kyslíku po n dnech: Část 1: Zředovací a očkovací metoda s přidavkem allylthiomocoviny*. Druhé vyd. Praha: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, 2020.
- [69] *Analytické postupy (Přílohy): Spectroquant® Prove Spektrofotometr 100*. Merck, 2017.
- [70] KOMÍNKOVÁ, Jana. *Atomová absorpční spektrometrie - stanovení rtuti pomocí analyzátoru AMA 254: pracovní text pro Podzemní výukové středisko JOSEF* [online]. In: . VŠCHT [cit. 2022-04-30]. Dostupné z: http://old.vscht.cz/anl/josef/LabAtom/Navod_AMA_2010.pdf
- [71] MACDOUGALL, Daniel., Warren B. CRUMMETT a . ET AL. Guidelines for data acquisition and data quality evaluation in environmental chemistry. *Analytical Chemistry*. IUPAC, 1980, **52**(14), 2242-2249. ISSN 0003-2700. Dostupné z: doi:10.1021/ac50064a004
- [72] *Geovědní mapy* [online]. ČGS, 2019 [cit. 2022-05-10]. Dostupné z: https://mapy.geology.cz/geo/?z=13&x=1823128.9937421007&y=6291773.46250342&l=GEOCR50_mobil_9756!0!1!2
- [73] ČESKÁ REPUBLIKA. Nařízení vlády č. 23/2011 Sb.: Nařízení vlády, kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 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, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. In: *Zákony pro lidi*. 2011, ročník 2011, částka 8/2011, číslo 23. Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2011-23>
- [74] *Zpráva o životním prostředí České republiky 2020* [online]. CENIA, 2021 [cit. 2022-01-24]. Dostupné z: <https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2021/11/Zprava2020.pdf>

8 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

<i>AAS</i>	atomová absorpční spektrometrie
<i>AOX</i>	adsorbovatelné organicky vázané halogeny
<i>BSK₅</i>	biochemická spotřeba kyslíku pětidenní
<i>BSK₇</i>	biochemická spotřeba kyslíku sedmidenní
<i>CCD</i>	charge-coupled device
<i>CID</i>	charge-injection device
<i>CTD</i>	charge-transfer device
<i>EDL</i>	electrodless discharge lamp
<i>EPA</i>	Enironmental Protection Agency
<i>ET-AAS</i>	absorpční atomový spektrometr s elektrotermickou atomizací
<i>FAAS</i>	absorpční atomový spektrometr s atomizací v plameni
<i>HCL</i>	hollow cathode lamp
<i>CHSK_{Cr}</i>	chemická spotřeba kyslíku dichromanem
<i>CHSK_{Mn}</i>	chemická spotřeba kyslíku manganistanem
<i>LOD</i>	mez detekce
<i>LOQ</i>	mez stanovitelnosti <i>RAS</i> rozpuštěné anorganické soli
<i>NEK</i>	norma environmentální kvality
<i>NL</i>	nerozpuštěné látky
<i>OES</i>	optická emisní spektroskopie
<i>ORP</i>	oxidačně-redukční potenciál
<i>PCB</i>	polychlorované bifenyly
<i>PE</i>	polyethylen
<i>PET</i>	polyethylentereftalát
<i>POP</i>	persistentní organické polutanty
<i>PTFE</i>	polytetrafluorethylen
<i>RL</i>	rozpuštěné látky

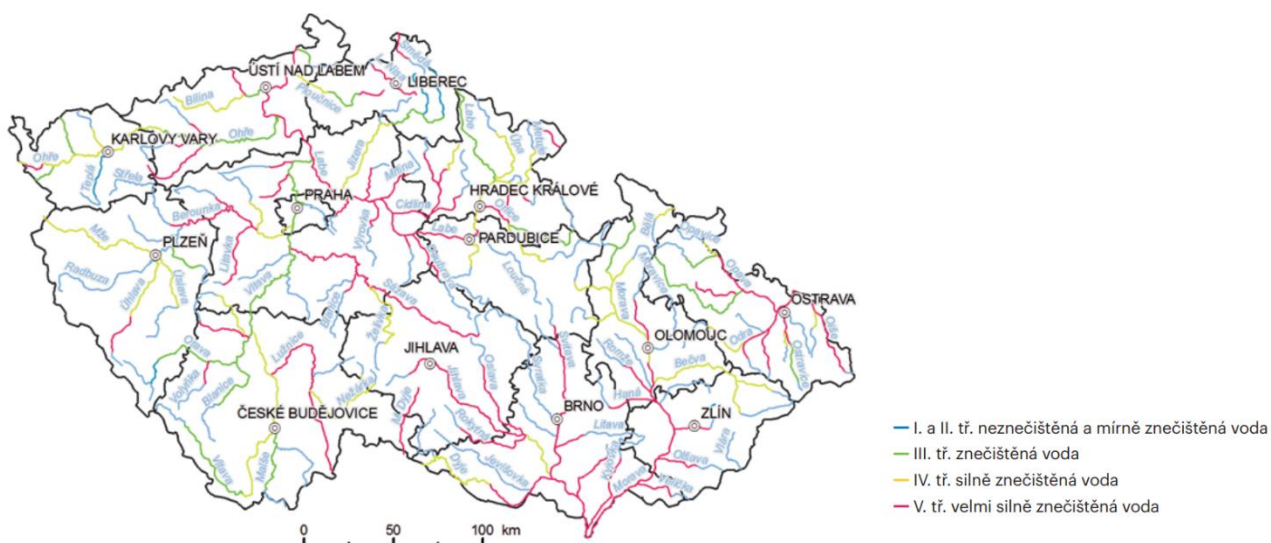
9 SEZNAM PŘÍLOH

- Příloha 1: Mezní hodnoty tříd kvality vody dle ČSN 75 7221 [5]
- Příloha 2: Jakost vody v tocích ČR v letech 1991–1992 dle normy ČSN 75 7221 [22]
- Příloha 3: Jakost vody v tocích ČR v letech 2014–2015 dle normy ČSN 75 7221 [20]
- Příloha 4: Jakost vody v tocích ČR v letech 2019–2020 dle normy ČSN 75 7221 [74]
- Příloha 5: Fyzikální a chemické ukazatele kvality vody (odběr V2 – 5. 4. 2022)
- Příloha 6: Fyzikální a chemické ukazatele kvality vody (odběr V2 – 13. 4. 2022)
- Příloha 7: Kovy včetně rizikových prvků ve vodě (odběry V1)
- Příloha 8: Kovy včetně rizikových prvků obsažené v dnových sedimentech (odběry S)
- Příloha 9: Lokalita č. 1 – Řeznovice u rotundy
- Příloha 10: Lokalita č. 2 – Ivančice (výpust')
- Příloha 11: Lokalita č. 3 – Ivančice (čistírna)
- Příloha 12: Lokalita č. 4 - Ivančice (železniční most)

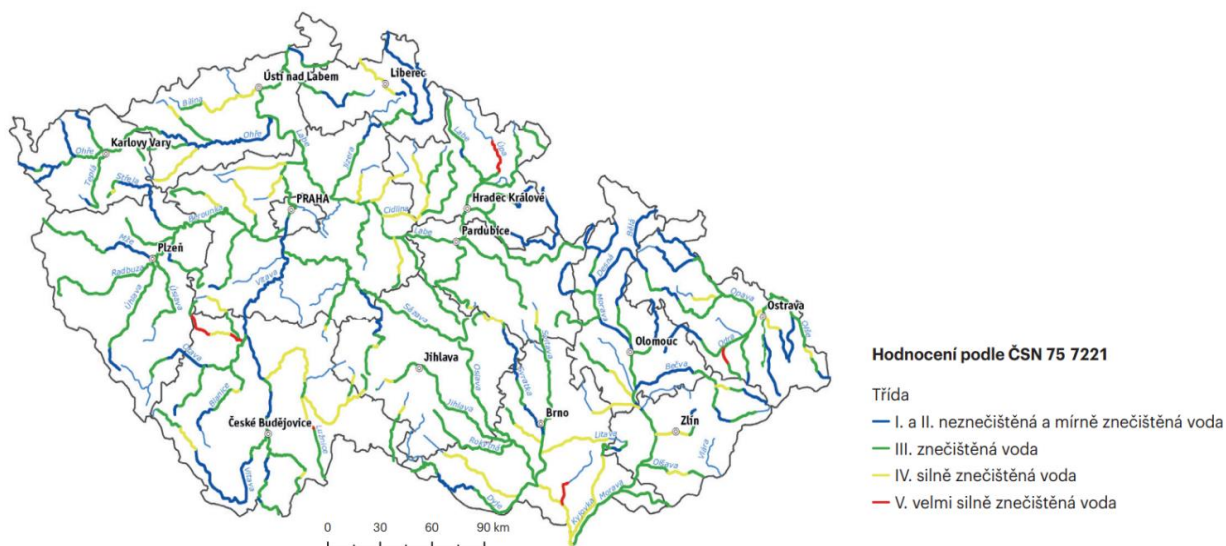
PŘÍLOHY

Příloha 1: Mezní hodnoty tříd kvality vody dle ČSN 75 7221 [5]

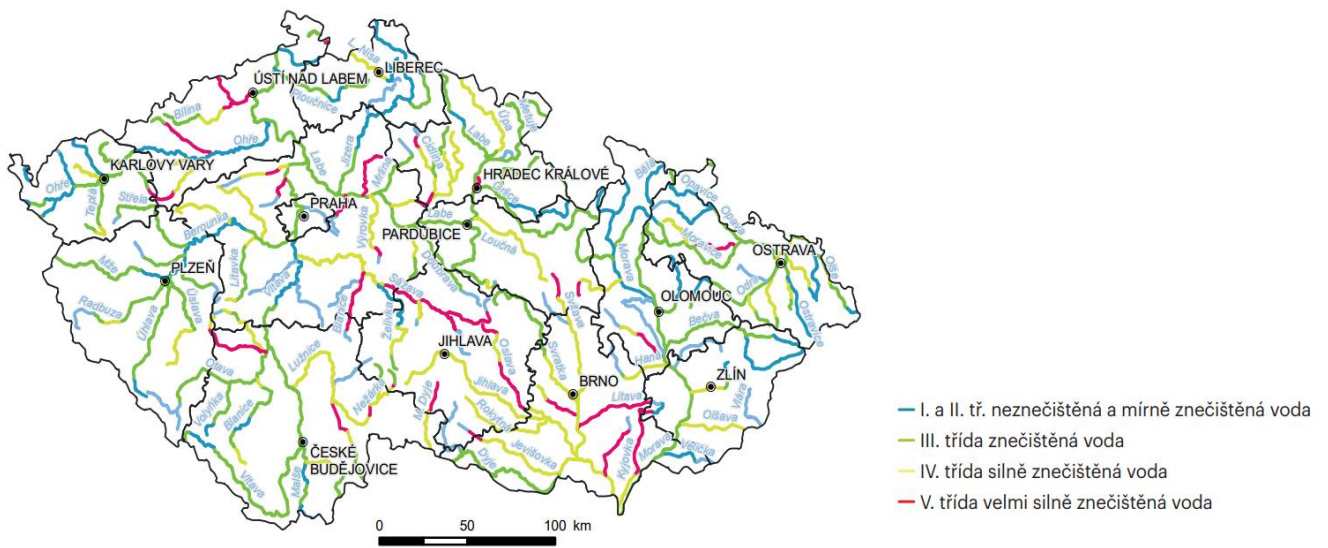
Ukazatel	Označení	Jednotka	Třída				
			I.	II.	III.	IV.	V.
elektrolytická konduktivita	κ	$\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$	< 40	< 70	< 110	< 160	≥ 160
biochemická spotřeba kyslíku, pětidenní	BSK ₅	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	< 2	< 4	< 8	< 15	≥ 15
chemická spotřeba kyslíku dichromanem	CHSK _{Cr}	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	< 15	< 25	< 45	< 60	≥ 60
chloridy	Cl ⁻	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	< 100	< 200	< 300	< 450	≥ 450
amoniakální dusík	NH ₄ -N	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	< 0,2	< 0,4	< 0,8	< 1,6	$\geq 1,6$
dusitanový dusík	NO ₂ -N	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	< 0,05	< 0,15	< 0,25	< 0,4	$\geq 0,4$
dusičnanový dusík	NO ₃ -N	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	< 2,5	< 5	< 8	< 12	≥ 12
celkový fosfor	P _{celk}	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	< 0,05	< 0,15	< 0,3	< 0,6	$\geq 0,6$
chrom	Cr	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	< 5	< 15	< 35	< 70	≥ 70
mangan	Mn	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	< 100	< 300	< 500	< 800	≥ 800
měď	Cu	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	< 5	< 15	< 30	< 60	≥ 60
nikl	Ni	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	< 3	< 6	< 12	< 40	≥ 40
olovo	Pb	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	< 3	< 8	< 15	< 30	≥ 30
rtuť	Hg	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	< 0,05	< 0,06	< 0,08	< 0,1	$\geq 0,1$
zinek	Zn	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	< 15	< 50	< 100	< 200	≥ 200
železo	Fe	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	< 500	< 1 000	< 2 000	< 3 000	$\geq 3 000$



Příloha 2: Jakost vody v tocích ČR v letech 1991–1992 dle normy ČSN 75 7221 [22]



Příloha 3: Jakost vody v tocích ČR v letech 2014–2015 dle normy ČSN 75 7221 [20]



Příloha 4: Jakost vody v tocích ČR v letech 2019–2020 dle normy ČSN 75 7221 [74]

Příloha 5: Fyzikální a chemické ukazatele kvality vody (odběr V2 – 5. 4. 2022)

Lokalita	pH	κ	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	P _{celk}	Fe	Mn	Cl	CHSK _{Cr}	BSK ₅
	(-)	(mS·m ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)
1	8,93	52,2	8,1	0,05	0,10	< 0,5	0,10	< 0,010	156	30	11,0
2	8,60	53,8	7,7	0,07	0,15	< 0,5	0,11	< 0,010	151	28	11,6
3	7,77	83,1	5,1	0,07	0,09	1,3	0,45	< 0,010	213	33	7,13
4	8,29	72,0	5,6	0,09	0,07	0,5	0,20	< 0,010	164	30	12,2

Příloha 6: Fyzikální a chemické ukazatele kvality vody (odběr V2 – 13. 4. 2022)

Lokalita	pH	κ	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	P _{celk}	Fe	Mn	Cl	CHSK _{Cr}	BSK ₅
	(-)	(mS·m ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)	c (mg·l ⁻¹)
1	8,25	47,0	8,0	0,06	0,22	< 0,5	< 0,010	< 0,010	161	31	4,25
2	8,24	49,1	7,2	0,06	0,18	< 0,5	< 0,010	< 0,010	137	29	5,38
3	7,50	81,4	6,1	0,08	0,18	< 0,5	0,17	< 0,010	219	21	6,18
4	8,24	58,8	6,2	0,07	0,14	< 0,5	0,25	< 0,010	172	33	6,43

Příloha 7: Kovy včetně rizikových prvků ve vodě (odběry VI)

Odběr	Lokalita	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	Fe	Mn	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺
		<i>c</i> (μg·l ⁻¹)	<i>c</i> (μg·l ⁻¹)	<i>c</i> (μg·l ⁻¹)	<i>c</i> (μg·l ⁻¹)	<i>c</i> (mg·l ⁻¹)	<i>c</i> (mg·l ⁻¹)	<i>c</i> (mg·l ⁻¹)	<i>c</i> (mg·l ⁻¹)	<i>c</i> (mg·l ⁻¹)	<i>c</i> (mg·l ⁻¹)
07/2021	1	0,410	0,089	1,36	2,02	< 0,0011	0,132	0,0012	21,3	5,75	24,0
	2	0,537	0,237	1,07	2,16	< 0,0011	0,168	0,0024	25,7	8,00	27,7
	3	0,489	0,128	1,50	2,25	< 0,0011	0,284	< 0,0009	35,3	9,00	31,0
	4	0,492	0,084	1,44	2,31	< 0,0011	0,212	< 0,0009	25,3	6,75	27,7
08/2021	1	0,460	0,122	1,40	2,24	< 0,0011	0,059	< 0,0009	21,0	6,42	24,0
	2	0,979	0,239	1,53	2,52	< 0,0011	0,089	< 0,0009	32,0	7,83	28,0
	3	0,445	0,110	1,56	2,67	< 0,0011	0,199	0,0012	63,0	16,8	39,3
	4	0,712	0,054	1,39	2,30	< 0,0011	0,135	0,0025	29,0	7,00	29,0
09/2021	1	0,420	0,119	1,45	2,23	< 0,0011	0,067	< 0,0009	21,7	6,50	27,0
	2	0,475	0,112	1,42	2,20	< 0,0011	0,110	0,0010	22,0	6,75	27,7
	3	0,210	0,205	1,42	2,84	< 0,0011	0,243	< 0,0009	108,0	31,0	51,0
	4	0,566	0,087	1,18	2,28	< 0,0011	0,089	< 0,0009	28,0	7,00	27,7

Příloha 8: Kovy včetně rizikových prvků obsažené v dnových sedimentech (odběry S)

Odběr	Lokalita	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	Fe	Mn	Hg
		<i>c</i> (mg·kg ⁻¹)	<i>c</i> (mg·kg ⁻¹)	<i>c</i> (mg·kg ⁻¹)	<i>c</i> (mg·kg ⁻¹)	<i>c</i> (mg·kg ⁻¹)	<i>c</i> (mg·kg ⁻¹)	<i>c</i> (mg·kg ⁻¹)	<i>c</i> (mg·kg ⁻¹)
10/2021	1	5,88	94,9	5,68	149	64,2	22888	1128	0,0210
	2	7,95	76,9	6,81	135	81,7	15701	531	0,0306
	3	18,8	102	21,3	79,2	170	24770	862	0,0896
	4	9,59	55,5	7,60	51,7	69,6	18943	674	0,0315
03/2022	1	6,86	73,5	8,05	134	79,4	19817	1141	0,0280
	2	33,4	58,3	6,41	90,8	58,1	16617	566	0,0797
	3	26,3	93,3	55,6	81,4	294	32893	1495	0,2687
	4	27,7	71,8	30,3	68,5	152	30705	2095	0,1421



Příloha 9: Lokalita č. 1 – Řeznovice u rotundy



Příloha 10: Lokalita č. 2 – Ivančice (výpust)



Příloha 11: Lokalita č. 3 – Ivančice (čistírna)



Příloha 12: Lokalita č. 4 - Ivančice (železniční most)