



# VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

## FAKULTA STAVEBNÍ

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING

## ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ OBCÍ

INSTITUTE OF MUNICIPAL WATER MANAGENT

# MOŽNOSTI ODSTRAŇOVÁNÍ KOVŮ ZE ZDROJŮ PITNÉ VODY VODÁRENSKÝMI PROCESY

POSSIBILITIES OF REMOVING METALS FROM DRINKING WATER SOURCES BY  
WATER TREATMENT PROCESSES

## DIPLOMOVÁ PRÁCE

DIPLOMA THESIS

## AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Bc. Kristýna Marzinová

## VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Ing. RENATA BIELA, Ph.D.

BRNO 2022



## VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ FAKULTA STAVEBNÍ

|                                |   |
|--------------------------------|---|
| <b>Studijní program</b>        | N3607 Stavební inženýrství  |
| <b>Typ studijního programu</b> | Navazující magisterský studijní program s prezenční formou studia |
| <b>Studijní obor</b>           | 3607T027 Vodní hospodářství a vodní stavby                        |
| <b>Pracoviště</b>              | Ústav vodního hospodářství obcí                                   |

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

|                        |  |
|------------------------|--|
| <b>Student</b>         | Bc. Kristýna Marzinová   |
| <b>Název</b>           | Možnosti odstraňování kovů ze zdrojů pitné vody vodárenskými procesy |
| <b>Vedoucí práce</b>   | Ing. Renata Biela, Ph.D.   |
| <b>Datum zadání</b>    | 31. 3. 2021  |
| <b>Datum odevzdání</b> | 14. 1. 2022  |

V Brně dne 31. 3. 2021

---

doc. Ing. Ladislav Tuhovčák, CSc.  
Vedoucí ústavu

---

prof. Ing. Miroslav Bajer, CSc.  
Děkan Fakulty stavební VUT

## PODKLADY A LITERATURA

- [1] GRAY, N. F. Drinking Water Quality. Problems and Solutions. 2nd Edition. Cambridge University Press, 2008. 520 p. ISBN 978-0-521-70253-9.
- [2] GRAY, N. F. Water Technology. An Introduction for Environmental Scientists and Engineers. Third Edition. Elsevier, 2010. 747 p. ISBN 978-1-85617-705-4.
- [3] FERRANTE, M., OLIVERI CONTI G., RASIC-MILUTINOVIC Z., JOVANOVIĆ D. Health Effects of Metals and Related Substances in Drinking Water. 1st Edition. IWA Publishing, 2014. 126 p. ISBN 978-1-78040-597-1.
- [4] PITTER, Pavel. Hydrochemie. 4. vydání. Praha: VŠCHT Praha, 2009. 568 s. ISBN 978-80-7080-701-9.
- [5] BIELA, R., ŠOPÍKOVÁ, L. Efficiency of sorption materials on the removal of lead from water. Applied Ecology and Environmental Research, 2017, 15(3), p. 1527–1536, ALÖKI Kft., Budapest, Hungary. ISSN 1785-0037.
- [6] Články z odborných časopisů Vodní hospodářství, Sovak, TZB-info.
- [7] Odborné články ze sborníků konferencí a seminářů.

## ZÁSADY PRO VYPRACOVÁNÍ

První část diplomové práce bude zaměřena na problematiku kovů, jejich výskyt ve zdrojích pitné vody v České republice a možnosti jejich odstraňování vodárenskými procesy. V druhé části diplomové práce bude proveden laboratorní experiment odstranění vybraných kovů z vody s využitím některého vodárenského procesu. Závěrem bude posouzena účinnost daného procesu na odstranění kovů ze zdrojové vody.

## STRUKTURA DIPLOMOVÉ PRÁCE

VŠKP vypracujte a rozčleňte podle dále uvedené struktury:

1. Textová část závěrečné práce zpracovaná podle platné Směrnice VUT "Úprava, odevzdávání a zveřejňování závěrečných prací" a platné Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání a zveřejňování závěrečných prací na FAST VUT" (povinná součást závěrečné práce).
2. Přílohy textové části závěrečné práce zpracované podle platné Směrnice VUT "Úprava, odevzdávání, a zveřejňování závěrečných prací" a platné Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání a zveřejňování závěrečných prací na FAST VUT" (nepovinná součást závěrečné práce v případě, že přílohy nejsou součástí textové části závěrečné práce, ale textovou část doplňují).

---

Ing. Renata Biela, Ph.D.  
Vedoucí diplomové práce

## **ABSTRAKT**

V diplomové práci jsem se zaměřila na problematiku kovů, jejich výskyt ve zdrojích pitné vody v České republice a možnosti jejich odstraňování vodárenskými procesy. Těžké kovy zhoršují kvalitu zdrojů vody, tudíž je potřeba přistoupit k složitějším technologiím úpravy vod. V první části práce jsou popsány kovy, jejich vlastnosti, význam a výskyt ve vodách, posléze možnosti odstraňování kovů pomocí vodárenských procesů. V praktické části diplomové práce jsem provedla laboratorní experiment odstranění železa, manganu a niklu pomocí adsorpce na vybraných filtračních materiálech, kterými jsou Filtrasorb F100, Filtrasorb F 400, Bayoxide E33 a GEH. Experiment sloužil k porovnání účinnosti vybraných sorpčních materiálů.

## **KLÍČOVÁ SLOVA**

Kovy, úprava pitné vody, filtrační materiály, adsorpce, pitná voda

## **ABSTRACT**

In my diploma thesis I focused on the issue of metals, their occurrence in drinking water sources in the Czech Republic and the possibility of their removal by water supply processes. Heavy metals degrade the quality of water resources, so more complex water treatment technologies are needed. The first part describes the metals, their properties, their significance and occurrence in water, then the possibility of removing metals using water supply processes. In the practical part of the diploma thesis I performed a laboratory experiment to remove iron, manganese and nickel by adsorption on selected filter materials, which are Filtrasorb F100, Filtrasorb F 400, Bayoxide E33 and GEH. The experiment was used to compare the effectiveness of selected sorption materials.

## **KEYWORDS**

Metals, drinking water treatment, filter materials, adsorption, drinking water

## BIBLIOGRAFICKÁ CITACE

Bc. Kristýna Marzinová *Možnosti odstraňování kovů ze zdrojů pitné vody vodárenskými procesy*. Brno, 2021. 81 s. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Renata Biela, Ph.D.

## PROHLÁŠENÍ O PŮVODNOSTI ZÁVĚREČNÉ PRÁCE

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci s názvem *Možnosti odstraňování kovů ze zdrojů pitné vody vodárenskými procesy* zpracoval(a) samostatně a že jsem uvedl(a) všechny použité informační zdroje.

V Brně dne 14. 1. 2022

---

Bc. Kristýna Marzinová  
autor práce

## PROHLÁŠENÍ O SHODĚ LISTINNÉ A ELEKTRONICKÉ FORMY ZÁVĚREČNÉ PRÁCE

Prohlašuji, že elektronická forma odevzdané diplomové práce s názvem *Možnosti odstraňování kovů ze zdrojů pitné vody vodárenskými procesy* je shodná s odevzdanou listinnou formou.

V Brně dne 14. 1. 2022

---

Bc. Kristýna Marzinová  
autor práce

## **PODĚKOVÁNÍ**

Tímto bych chtěla poděkovat vedoucí diplomové práce Ing. Renatě Biele, Ph.D. za cenné rady, připomínky, věnovaný čas, který mi v průběhu zpracování této diplomové práce věnovala. Velké díky patří mé rodině, která mě ve všem, a za jakýchkoliv okolností vždy podporovala.

# OBSAH

|            |  |           |
|------------|--|-----------|
| <b>1</b>   | <b>ÚVOD .....</b>                                    | <b>3</b>  |
| <b>2</b>   | <b>TĚŽKÉ KOVY VE VODÁCH.....</b>                     | <b>4</b>  |
| 2.1        | Toxické účinky těžkých kovů .....                    | 4         |
| 2.2        | Vlastnosti kovů .....                                | 5         |
| 2.3        | Zdroje znečištění vod těžkými kovy.....              | 8         |
| 2.4        | Výskyt těžkých kovů ve vodách .....                  | 9         |
| 2.4.1      | Výskyt těžkých kovů v podzemní vodě.....             | 13        |
| <b>3</b>   | <b>CHARAKTERISTIKA VYBRANÝCH TĚŽKÝCH KOVŮ.....</b>   | <b>16</b> |
| <b>3.1</b> | <b>Železo.....</b>                                   | <b>16</b> |
| 3.1.1      | Původ.....   | 16        |
| 3.1.2      | Formy výskytu ve vodách.....                         | 16        |
| 3.1.3      | Výskyt ve vodách .....                               | 16        |
| 3.1.4      | Vlastnosti a význam.....                             | 18        |
| <b>3.2</b> | <b>Mangan.....</b>                                   | <b>19</b> |
| 3.2.1      | Původ.....   | 19        |
| 3.2.2      | Formy výskytu ve vodách.....                         | 19        |
| 3.2.3      | Výskyt ve vodách .....                               | 19        |
| 3.2.4      | Vlastnosti a význam.....                             | 20        |
| <b>3.3</b> | <b>Nikl .....</b>                                    | <b>21</b> |
| 3.3.1      | Původ.....   | 21        |
| 3.3.2      | Formy výskytu ve vodách.....                         | 22        |
| 3.3.3      | Výskyt ve vodách .....                               | 22        |
| 3.3.4      | Vlastnosti a význam.....                             | 25        |
| <b>3.4</b> | <b>Olovo .....</b>                                   | <b>29</b> |
| <b>3.5</b> | <b>Arsen .....</b>                                   | <b>30</b> |
| <b>3.6</b> | <b>Kadmium .....</b>                                 | <b>31</b> |
| <b>4</b>   | <b>MOŽNOSTI ODSTRANĚNÍ TĚŽKÝCH KOVŮ Z VODY .....</b> | <b>33</b> |
| 4.1        | Adsorpce na aktivním uhlí.....                       | 34        |
| 4.2        | Membránové procesy .....                             | 36        |
| <b>5</b>   | <b>LABORATORNÍ EXPERIMENT .....</b>                  | <b>39</b> |



---

|            |  |           |
|------------|--|-----------|
| <b>5.1</b> | <b>Způsob adsorpce.....</b>                    | <b>39</b> |
| <b>5.2</b> | <b>Filtrační materiály.....</b>                | <b>40</b> |
| 5.2.1      | Filtrisorb F100 a Filtrasorb F400 .....        | 40        |
| 5.2.2      | Bayoxide E33 .....                             | 41        |
| 5.2.3      | GEH.....                                       | 42        |
| <b>5.3</b> | <b>Postup měření.....</b>                      | <b>43</b> |
| 5.3.1      | Filtrace .....                                 | 46        |
| 5.3.2      | Měření pH, teploty a zákalu.....               | 50        |
| <b>5.4</b> | <b>Vyhodnocení experimentu .....</b>           | <b>52</b> |
| 5.4.1      | Zhodnocení experimentu .....                   | 59        |
| <b>6</b>   | <b>ZÁVĚR.....</b>                              | <b>61</b> |
| <b>7</b>   | <b>POUŽITÁ LITERATURA .....</b>                | <b>63</b> |
|            | <b>SEZNAM TABULEK.....</b>                     | <b>67</b> |
|            | <b>SEZNAM OBRÁZKŮ .....</b>                    | <b>68</b> |
|            | <b>SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ.....</b> | <b>70</b> |
|            | <b>SUMMARY .....</b>                           | <b>73</b> |

# 1 ÚVOD

Nejrozšířenější látkou na naší planetě je voda, která je nezbytná pro život na Zemi. Voda je v neustálém koloběhu, při kterém mění své skupenství. Díky slunečnímu záření se voda vypařuje z povrchu země a stoupá ve formě vodní páry do atmosféry. V atmosféře se vodní páry ochlazují a dochází ke kondenzaci páry, ta se pak vrací zpět na zem zejména ve formě deště, sněhu nebo krup. Na zemi část vody odtéká jako povrchová voda a část vody se vsakuje zpět do půdy. V atmosféře voda přichází do kontaktu s plyny a velkým množstvím nečistot, které se poté dostávají do styku s půdou. Tyto látky ovlivňují složení podzemních a povrchových vod.

Surovou vodu dělíme na vodu podzemní a vodu povrchovou. Jako zdroj pitné vody jsou ideálnější vody podzemní, jelikož jsou méně znečištěny než zdroje povrchové. Podzemní vody však obsahují látky, kterými se voda obohatila při průchodu horninovým prostředím. Jedná se především o větší množství anorganických látek, především soli sodíku, draslíku, hořčíku, vápníků, síranů a dusičnanů. Díky neustále se zvyšující aplikaci průmyslových hnojiv a pesticidů, dochází k zvýšenému nárůstu koncentrace dusičnanů v podzemních vodách.

Podzemní vody obsahují dále zvýšené množství kovů, zejména železa a manganu, které se do vod dostávají především ze železných a manganových rud, dále obsahují některé těžké kovy, které mohou již v nízkých koncentracích působit škodlivě a představují tak hrozbu pro životní prostředí. Mezi nejvýznamnější těžké kovy či polokovy patří arsen, měď, zinek, rtuť, nikl, nebo olovo. Olovo bylo dříve hojně používaným materiálem pro výrobu vodovodních přípojek, díky čemuž se tenhle toxický kov uvolňoval do pitné vody, dodnes se s olovem můžeme setkat ve starších stavení.

Povrchové vody obsahují větší množství organických látek a suspendovaných částic, proto je potřeba zbavit je zákalu, pachu a chutě. K tomuto znečištění vody přispívají lidé, kteří do vody vypouštějí škodlivé látky, které se v přírodě dříve nevyskytovaly. Jedná se zejména o pesticidy, které se do vody dostávají zemědělskou činností, umělé sloučeniny, léky, hormony, kosmetické přípravky a mnohé další mikropolutanty. Znečištění dále pochází z různých druhů průmyslových výrob, kyselých dešťů a přispívají k němu i znečištěné dešťové vody z ploch parkovišť, měst.

Podzemní i povrchová voda obsahuje stále větší koncentrace těchto látek, a proto se zvyšují i nároky na kvalitu pitné vody. Je nutné dodržet vyhlášku ministerstva zdravotnictví č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody.

## 2 TĚŽKÉ KOVY VE VODÁCH

V povrchových a podzemních vodách se přirozeně vyskytuje většina kovů a polokovů periodické soustavy prvků. V současné době se v periodické tabulce prvků nachází 118 známých prvků, kovy a polokovy zde mají četné zastoupení, přibližně 70 prvků. Při posuzování znečištění prostředí kovy či polokovy se mnohdy hovoří o skupině zvané těžké nebo toxické kovy. Definice těžkých kovů však není zcela jednoznačná. Z chemického hlediska jsou těžké kovy nejčastěji definovány podle atomové hmotnosti a hustoty, řadí se zde kovy s objemovou hmotností větší než  $5000 \text{ kg/m}^3$  nebo také ty, jejichž soli se srážejí sulfidem sodným za vzniku málo rozpustných sulfidů.

Kovy, které mají významné biologické funkce a jsou také běžnou součástí biomasy jsou definovány pojmem esenciální kovy. Některé z těchto kovů mohou být ve vyšších koncentracích toxické. Jedná se například o Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Cu, Zn, Co, Mo, Ni, W a Se. [1] [2]

### 2.1 TOXICKÉ ÚČINKY TĚŽKÝCH KOVŮ

Většina těžkých kovů je v nízkých koncentracích nezbytná pro životní pochody organismů (tzv. mikrobiogenní prvky), jejich toxicita se projevuje až ve vyšších koncentracích (Zn, Cu, Cr, Co aj.), kdy dochází k denaturaci enzymů, bílkovin a k ovlivnění propustnosti buněčných membrán. Jsou však i takové těžké kovy, které mají toxický účinek i při nízkých koncentracích (Hg, Cd, As, Pb). Toxický účinek má jiný vliv na různé druhy organismů. Například kadmium je toxický kovový prvek s karcinogenními účinky, které jsou nebezpečné pro člověka, ale pro rostliny není jeho toxicita tak výrazná.

Toxické působení látky rozlišujeme na akutní toxicitu, která se projeví ihned po příjmu organismem, a toxicitu chronickou, jež je projeví až následně po delší době příjmu látky.

Jako samostatné prvky se těžké kovy objevují jen vzácně, hojněji se vyskytují v různých sloučeninách, které bývají mnohdy mnohem toxicitější. Toxicita kovů je závislá na formě výskytu (např.  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  a  $\text{As}^{\text{III}}$  jsou toxicitější než  $\text{Cr}^{\text{III}}$  a  $\text{As}^{\text{V}}$ ). Při výskytu více těžkých kovů se toxické účinky je mohou zesilovat či zeslabovat. [1] [3] [4]

|    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |  |  |
|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|--|--|
|    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |  |  |
| Li | Be |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | B  |    |    |    |  |  |
| Na | Mg |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | Al | Si |    |    |  |  |
| K  | Ca | Sc | Ti | V  | Cr | Mn | Fe | Co | Ni | Cu | Zn | Ga | Ge | As |    |  |  |
| Rb | Sr | Y  | Zr | Nb | Mo | Tc | Ru | Rh | Pd | Ag | Cd | In | Sn | Sb | Te |  |  |
| Cs | Ba | *  | Hf | Ta | W  | Re | Os | Ir | Pt | Au | Hg | Tl | Pb | Bi | Po |  |  |
| Fr | Ra | ** | Rf | Db | Sg | Bh | Hs | Mt | Ds | Rg | Cn | Nh | Fl | Mc | Lv |  |  |
|    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |  |  |
|    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |  |  |

|    |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|----|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| *  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| ** |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |

|  |                        |
|--|------------------------|
|  | Alkalické kovy         |
|  | Kovy alkalických zemin |
|  | Přechodné kovy         |
|  | Kovy                   |
|  | Polokovy               |

Obr. 2.1 Periodická tabulka prvků [autor]

## 2.2 VLASTNOSTI KOVŮ

Ve vodách nelze udržet vysoké koncentrace kovů (výjimkou jsou alkalické kovy a do značné míry i vápník a hořčík), jelikož podléhají hydrolyze za vzniku málo rozpustných hydratovaných oxidů a dále se mohou podle celkového složení vody vylučovat jako málo rozpustné uhličitany, fosforečnany a sulfidy. Obzvláště rozpustnost sulfidů kovů je velice malá, proto se kovy, výjimkou jsou vápník, hořčík, sodík a draslík, vyskytují ve vodách obvykle v nízkých koncentracích, počítají se tak mezi mikrokomponenty. Vyšší koncentrace kovů můžeme vypočítat v kyselých vodách nebo za přítomnosti komplexotvorných látek, příkladem jsou huminové látky. Avšak i zdánlivě nízké koncentrace kovů mohou způsobit závažné znečištění vzhledem k jejich toxicitě.

Téměř všechny kovy mají velmi komplexotvorné (komplexační) schopnosti. Komplexní formy mají chemické, fyzikálně chemické a biologické chování různé od iontů jednoduchých. Komplexní formy mají kupříkladu rozdílnou toxicitu, v půdě migrují různou rychlostí, která je závislá na svém náboji a velikosti molekuly, z vody ji lze obtížněji odstranit

srážecími a oxidačními procesy. Bylo zjištěno, že na remobilizaci a migraci kovů v podzemních a povrchových vodách se značně podílejí také bakteriální extracelulární polymery, ty mají taktéž kompletační vlastnosti. Což bylo dokázáno v případě Cd a Pb.

Některé kovy a polokovy mohou podléhat i biochemickým transformacím, z nichž některé mají detoxikační charakter. Důležitým procesem je biologická methylace (biomethylace), při které vznikají alkylprvkové sloučeniny (Hg, As, Se a Sn), z nichž některé jsou těkavé a difuzí přecházejí z vody do atmosféry. Navíc mají vysoký bioakumulační potenciál. Toxicky působí zejména na centrální nervový systém vyšších organismů. Během působení bakteriální činnosti v sedimentech se rtuť transformuje z anorganických prekurzorů  $\text{Hg}^{\text{II}}$  na methylrtuť  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  a dále pak až na těkavou sloučeninu dimethylrtuť  $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ , a to obzvláště v zásaditém prostředí. Podobně je na tom anorganicky vázaný  $\text{As}^{\text{V}}$ , který v sedimentech reaguje na  $\text{As}^{\text{III}}$  při čemž postupně dochází k methyloci až na trimethylarsen  $(\text{CH}_3)_3\text{As}$ . Rovněž je tomu u Se a Sn. Názory jsou rozdílné na možnost methylace u olova. K methyloci mohou kromě bakterií přispívat i organismy fytoplanktonu. [4]

K biochemické transformaci kovů řadíme i proces oxidace  $\text{Fe}^{\text{II}}$  a  $\text{Mn}^{\text{II}}$  železitými a manganovými bakteriemi, jež vede k vylučování málo rozpustných hydratovaných oxidů, které se shlukují v uvedených bakteriích. I v poměrně silně kyselém prostředí důlních vod, s hodnotou pH okolo 2 jsou některé bakterie zdatné oxidovat  $\text{Fe}^{\text{II}}$ .

Některé kovy mají katalytický vliv na chemické reakce, jež probíhají ve vodě, zejména reakce oxidačně-redukční. Příkladem je oxidace sulfidické síry,  $\text{Fe}^{\text{II}}$  a  $\text{Mn}^{\text{II}}$  s kyslíkem rozpuštěným ve vodě, reakce probíhá výrazně rychleji při přítomnosti malých koncentrací Cu, Co, Ni aj. Měď katalyzuje též chemickou redukci dusičnanů v alkalickém prostředí za přítomnosti  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ , jež za anoxických podmínek může probíhat v podzemních vodách.

Mezi toxické kovy, které se běžně vyskytují ve vodách patří zejména Hg, Cd, Pb, As, Se, Cr, Ni, Be, Ag a Sb. Z hlediska toxicity mají prioritní význam prvky: rtuť, kadmium, olovo a arsen. Zabraňují růst organismů a činnost enzymů, nepříznivě takto působí na samočistící pochody v přírodních vodách a na aerobní a anaerobní biologické pochody na čistírnách odpadních vod. Dále mohou být příčinou akutních ale i chronických onemocnění člověka i zvířat. Větším rizikem jsou chronická onemocnění, vzhledem k nízkým koncentracím kovů ve vodách. Dle hygienické závadnosti lze kovy, resp. polokovy zařadit do několika skupin:

- toxické kovy a polokovy: Hg, Cd, Pb, As, Se, Be, V, Ni, Ba, Ag a Zn. Co se týká vodních organismů, jsou na tyto kovy nejcitlivější ryby. Koncentrace především zinku ve vodách je velice podstatná, jelikož je tento kov pro ryby toxický, pro člověka nikoliv,
- kovy či polokovy s karcinogenními nebo teratogenními účinky: As, Cd,  $\text{Cr}^{\text{VI}}$ , Ni, Be,
- kovy a polokovy, které vykazují chronickou toxicitu: Hg, Cd, Pb a As,
- kovy, jež ovlivňují organoleptické vlastnosti vody, jimiž jsou například chuť, teplota, zápach: Mn, Fe, Cu a Zn. V požadavcích na jakost pitné vody jsou výše zmíněné kovy limitovány zejména z hlediska organoleptických vlastností, jelikož vliv na chuť vody se projevuje už při takových koncentracích, které ještě nemají vliv na člověka.

Toxicitu kovů lze vysvětlit různými způsoby. Obzvláště toxicky působí prvky, které se snadno vážou s aminoskupinami, iminoskupinami a thiolovými skupinami, které jsou

relativními skupinami enzymů. Dále s prvky, které tvoří snadno cheláty s organickými látkami v buňkách. Leckteré kovy katalyzují rozklad mnohých koenzymů, např. lanthanoidy rozkládají adenosinfosfáty (ty mají důležitou roli v energetickém systému buněk), nebo se kombinují s látkami, které tvoří buněčnou membránu a ovlivňují tak její permeabilitu, příkladem jsou kovy: Au, Cd, Hg, Pb a U. Biochemická aktivita bývá úměrná chemické aktivitě, jež souvisí s elektronovou konfigurací. Podle elektronegativity a stability sulfidů a chelátů je možno kovy seřadit do řady:

$\text{Hg} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd} > \text{Co} > \text{Zn} > \text{Mn}$

Toxicita kovů je závislá na teplotě, hodnotě pH a celkovém složení vody, jež ovlivňují jejich speciaci. Toxicity působí především jednoduché iontové formy, naopak anorganické a organické komplexy jsou většinou méně toxické. S tímto souvisí i rychlost transportu kovů do buněk, transport je závislý zejména na koncentraci jednoduchých iontových forem, ne na celkové koncentraci kovů, proto se toxicita kovů ve značně mineralizovaných či organicky znečištěných vodách snižuje v důsledku tvorby různých komplexních forem. Při pokusech v různých umělých a přirozených médiích se může výsledná toxicita kovů lišit. V některých případech se může toxicita kovů a polokovů výrazně měnit s jejich oxidačním stupněm, např.  $\text{Cr}^{\text{VI}}$  a  $\text{As}^{\text{III}}$  jsou toxicitější než  $\text{Cr}^{\text{III}}$  a  $\text{As}^{\text{V}}$ . Toxické účinky se mohou u směsi kovů sčítat, ve většině případů se zesilují (synergismus), nebo naopak zeslabují (antagonismus). Ve směsi kovů Cd + Zn, Ni + Zn či Hg + Cu se dílčí složky projevují toxicitěji. Synergické účinky mohou být potížemi při limitování přípustných koncentrací kovů ve vodách. [4]

Mnohé kovy mají negativní schopnost hromadit se v sedimentech a ve vodní flóře a fauně, tuto schopnost označujeme biosorpcí a bioakumulací. Při biosorpci se zachycují složky neživou biomasou mikroorganismů, při bioakumulaci zase zachycování složky živými mikroorganismy, a to buď sorpcí na jejich povrchu nebo inkorporací dovnitř buňky. Z toho důvodu je bioakumulace většinou větší než biosorpce. Významnou bioakumulační schopnost mají kovy Hg, Pb, Se, Cu, Zn atd. Na bioakumulaci se s největší pravděpodobností podílí fyzikální, chemické a biochemické procesy, významná je chelatace s různými biopolymery. Při bioakumulaci dochází k obohacení buňky na rozdíl od koncentračního gradientu, je to tzv. aktivní přesup neboli transport, který je nevratný.

Řasy a bakterie vytvářejí extracelulární a intracelulární polysacharidy, ty mají komplexační vlastnosti a mohou tak na sebe vázat kovy, a to jak na povrchu, tak uvnitř buněk. Součástí těchto polysacharidů jsou i polyuronové kyseliny, které vznikají oxidací sacharidů. Patří mezi ně například alginová kyselina s funkčními skupinami OH a COOH. Polyfenoly s kompenzačními vlastnostmi tvoří také hnědé řasy, známé pod názvem chaluhy. Tyto mimobuněčné biopolymery se podílí na kompenzační kapacitě přírodních vod, velká část kovů ve vodách je vázána v organických komplexech. Podobné procesy jako u řas a bakterií probíhají i v makrofytech (vyšší rostliny, mechy).

Při biologickém čištění odpadních vod dochází také k adsorpci kovů a polokovů na biologický kal. Účinnost odstraňování kovů na čistírně odpadních vod je zhruba od 20 % do 90 %, závisí na tom zejména chemické vlastnosti kovů, hodnota pH vody, počáteční koncentrace kovů a také technologické parametry ČOV, především stáří kalu. S velice vysokou

účinností až 90 % se odstraňují kovy Cd a Pb. Na primárním kalu se zdrží obvykle 5 % až 20 % a na biologickém kalu dalších 10 % až 80 %. V tab. 2.1 jsou uvedeny příklady obsahu kovů v čistírenském kalu. [1] [4]

**Tab. 2.1** Roční průměrná koncentrace kovů v sušině kalu z ČOV v Českých Budějovicích v mg/kg [4]

| Prvek | Rok   |       |       |       |
|-------|-------|-------|-------|-------|
|       | 1985  | 1990  | 1992  | 1994  |
| As    | –     | –     | 11    | 10,5  |
| Cd    | 130   | 24,7  | 11,5  | 11    |
| Cr    | 280   | 305   | 152   | 133   |
| Cu    | 400   | 377   | 333   | 194   |
| Hg    | –     | 0,2   | 4     | 4,7   |
| Mo    | –     | –     | 2,5   | 2,5   |
| Ni    | 840   | 839   | 743   | 600   |
| Pb    | 130   | 193   | 251   | 214   |
| Zn    | 3 050 | 2 403 | 1 847 | 1 500 |
| Ag    | –     | 29,7  | 19,2  | 11    |
| Co    | –     | 52,3  | 35,7  | 30    |
| Se    | –     | –     | 1     | 4,8   |

### 2.3 ZDROJE ZNEČIŠTĚNÍ VOD TĚŽKÝMI KOVY

Až na pár výjimek se téměř všechny kovy a polokovy alespoň ve stopovém množství přirozeně vyskytují ve vodách, a to v závislosti na geologických podmínkách. Zdroje znečištění lze rozlišit na přírodní, které se přirozeně vyskytují v půdním prostředí, tzv. geogenní původ a antropogenní zdroje, které zapříčinil svým chováním člověk.

K přírodnímu obohacení vody kovy a polokovy dochází při styku vody s horninami a půdou (zvětrání hornin a vyluhováním půd). Zejména v okolí rudných nalezišť se mohou do vody dostat i vysoké množství toxických kovů. Dalším přírodním zdrojem je vulkanická činnost. V dnešní době je obtížné rozlišit přírodní původ ve vodách od znečištění antropogenního. Týká se to také složení sedimentů, jenž mohou být vlivem remobilizačních procesů zdrojem znečištění přírodních vod kovy.

Antropogenní zdroje jsou hlavním zdrojem těžkých kovů v prostředí. Vlivem působení lidské činnosti dosahuje koncentrace těžkých kovů mnohem vyšších hodnot, a mohou se stát nebezpečné pro zdraví. [1][4]

Zásadním antropogenním zdrojem kovů a polokovů jsou odpadní vody z těžby a zpracování rud, z hutí, z válcoven, z povrchové úpravy kovů a z fotografického, textilního a kožedělného průmyslu. Mezi další zdroje můžeme zařadit agrochemikálie (Hg, Zn, Ba, As), algicidní preparáty (Cu, Ag) a vyluhování kalových deponií. Dalším významným zdrojem znečištění povrchových vod kovy a polokovy jsou atmosférické vody, které jsou znečištěny především exhalacemi ze spalování fosilních paliv a výfukovými plyny motorových vozidel

(Hg, Pb, Zn, Cd, As Se aj.). Antropogenní vstup kovů atmosférickou cestou může být v některé sféře velice významný, jelikož některé sloučeniny kovů při spalování komunálních odpadů sublimují a nezůstávají jen v popelu, ale část jich přechází i do plynné fáze v souvislosti na složení odpadu. Příkladem je měď, která zůstává v popelu oproti tomu kadmium přechází převážně do plynných zplodin. [4]

Dalším zdrojem mohou být materiály, s nimiž přichází voda do kontaktu při rozvodu potrubím (Fe, Mn, Zn, Cu aj.), příčinou může být také stárnutí materiálu a následná koroze potrubí. [1] [2]

## 2.4 VÝSKYT TĚŽKÝCH KOVŮ VE VODÁCH

Ve vodách se kovy a polokovy vyskytují v rozpuštěné nebo nerozpuštěné formě. V nerozpuštěné formě zpravidla nepřevládají jednoduché ionty (výjimkou jsou alkalické kovy a kovy přítomné v málo mineralizovaných vodách bez organického znečištění), ale většinou jde o komplexy s organickými či anorganickými ligandy. Anorganické komplexy mnohdy vznikají s anionty  $CO_3^{2-}$ ,  $HCO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$  a  $PO_4^{3-}$ , u odpadních vod z galvanizoven, které se zabývají povrchovou úpravou kovů, se objevují i kyanokomplexy a amminokomplexy. Z organických látek, které tvoří komplexy jsou to zejména huminové látky a aminokyseliny.

Distribuce organických komplexů kovů byla důkladně zkoumaná, gelovou chromatografií bylo zjištěno, že v málo mineralizovaných povrchových vodách s koncentrací rozpuštěného organického uhlíku 7 mg/l vytváří převážná část rozpuštěných kovů cheláty s přítomnými organickými látkami huminového charakteru. Přes 90 % Al, Pb, Cr a Fe a zhruba 50 % Zn, Cd, Ni, Cu a Mn se vyskytovalo v organických komplexech. Komplexována byla také část Mg a Ca. Pozoruhodné bylo, že Mg byl vázán do komplexů značně více než Ca. [4]

Až několik desítek procent celkového obsahu kovů je ve vodách vázána adsorpcí na nerozpuštěné látky (suspendované a koloidní). Adsorbovat na různých tuhých fázích jako jsou například jíly či sedimenty se mohou jak rozpuštěné formy, tak koloidní disperze vysrážených hydroxidů, uhličitánů a fosforečnanů kovů. Lze také brát v potaz inkorporaci do biomasy organismů. Proto z hlediska analytického i z hlediska posuzování kovů ve vodách je vždy nezbytně důležité mít na zřeteli bilanci celkové koncentrace kovů ( $M_T$ ):

$$c(M_T) = c(M_{rozp}) + c(M_{neroz}) = c(M_{roz}) + c(M_{sraž}) + c(M_{ads}) + c(M_{biomas}) \quad (2.1.)$$

kde:  $M_{rozp} \dots$  rozpuštěné formy kovu,  
 $M_{neroz} \dots$  nerozpuštěné formy kovu,  
 $M_{sraž} \dots$  kov přítomný v nerozpuštěné formě jako málo rozpustné sloučeniny,  
 $M_{ads} \dots$  kov adsorbovaný na tuhých fázích nebo inkorporovaný spolusrážením,  
 $M_{biomas} \dots$  kovy inkorporované do biomasy. [4]

Forma  $M_{sraž}$  přichází v úvahu jen při vyšší původní koncentraci kovu ve vodě. Podíl  $M_{sraž}$  lze zanedbat, jestliže je počáteční koncentrace kovu tak malá, že není přesáhnuta hodnota součinu rozpustnosti. Pokud však voda obsahuje zvlášť velké množství organismů, např.



v eutrofizovaných vodách, je potřeba počítat i s podílem kovů inkorporovaných do biomasy  $M_{\text{biomas}}$ .

Na jezeře Ontario bylo zjištěno, že na nerozpuštěné látky bylo vázáno až 80 % Cu, 40 % Ni, 60 % Cd a více než 60 % Pb, u rtuti bývá tento podíl ještě vyšší. To je zapříčiněno zejména adsorpcí na tuhých fázích a akumulací v biomase. Z tohoto důvodu pouhá analýza kapalně fáze po filtraci neposkytuje správnou představu o skutečném znečištění vodního prostředí kovy, ale je potřebné analyzovat i sedimenty a vodní organismy. Rozdíl mezi rozpuštěnými a nerozpuštěnými formami kovů je velice důležitý, výjimkou jsou alkalické kovy.

Obsah kovů v přírodních vodách je dále ovlivněn fyzikálně chemickými procesy, adsorpcí. Koncentrace ve vodách proto závisí na chemické rovnováze, ale také na adsorpční rovnováze, v případě kovů ve stopových koncentracích jde zejména o adsorpční rovnováhu. Jestliže je voda v kontaktu se sedimenty, kde dochází k významnému hromadění kovů, mohou tyto procesy (chemické srážení a rozpouštění, adsorpce a desorpce) do velké míry ovlivňovat aktuální koncentraci kovů, ta může značně kolísat v závislosti na změnách některých chemických parametrů. Dále je koncentrace kovů ve vodě ovlivněna imobilizačními a remobilizačními procesy, jimiž se kovy vážou do tuhých fází (sedimentů), nebo se naopak uvolňují. [4]

Mezi imobilizační procesy spadá:

1. alkalizace vody a s tím spojené srážení kovů jako hydratovaných oxidů, uhličitanů nebo sulfidů (fosforečnany kovů se srážejí spíše ve slabě kyselém prostředí),
2. oxidace (kovy ve vyšších oxidačních stupních se snáze hydrolyzují a vylučují i ve slabě kyselém prostředí méně rozpustné sloučeniny, např. hydratovaný oxid železnatý se vylučuje teprve v alkalickém prostředí na rozdíl od hydratovaného oxidu železitého),
3. adsorpce na tuhých fázích (nerozpuštěných látkách ve vodách a na sedimentech),
4. inkorporace do biomasy (zpravidla dominuje adsorpce nad aktivním transportem do buňky).

Mezi remobilizační procesy spadá:

1. rozpouštění málo rozpustných sloučenin kovů při poklesu hodnoty pH,
2. redukce (málo rozpustné sloučeniny kovů v redukované formě jsou zpravidla rozpustnější než obdobné sloučeniny v oxidované formě), dojde-li však za anaerobních podmínek na rozhraní voda-sediment k redukci síranů na sulfidy, pak se tvoří velmi málo rozpustné sulfidy kovů, které naopak imobilizují,
3. komplexace (komplexované látky přírodního nebo antropogenního původu zabraňují vylučování málo rozpustných sloučenin),
4. desorpce (kovy se sorbují spíše na málo rozpustných sloučeninách kovů ve vyšším oxidačním stupni, proto se po jejich redukci ve zvýšené míře uplatňuje desorpce),
5. uvolňování z odumřelé biomasy. [4]

**Tab. 2.2 Koncentrace kovů v některých vodách v µg/l [4]**

| Kov       | Pitná voda (výstup z vodáren, průměr) | Voda z pěti šumavských jezer | Povrchové vody toky ČR | Balené minerální vody ČR |
|-----------|---------------------------------------|------------------------------|------------------------|--------------------------|
| Ag        | 1.5                                   | –                            | –                      | –                        |
| Al        | 50                                    | –                            | –                      | –                        |
| As        | 1.5                                   | 0,18-0,43                    | 0.8                    | až 746                   |
| Ba        | 50                                    | 7,5-8,4                      | 34.2                   | 2-10 420                 |
| Be        | 0.04                                  | 0,05-0,33                    | <0,02                  | –                        |
| Bi        | –                                     | 0,02-0,04                    | –                      | –                        |
| Cd        | 0.5                                   | 0,04-0,21                    | 0.04                   | 0,01-0,13                |
| Cu        | 3.8                                   | 0,13-1,3                     | 1.4                    | 0,1-4,7                  |
| Co        | –                                     | 0,17-1,4                     | 0.92                   | 0,1-22                   |
| Cr        | 2.4                                   | –                            | –                      | 0,1-3,4                  |
| <b>Fe</b> | <b>66</b>                             | <b>70-140</b>                | <b>190</b>             | <b>28-16 730</b>         |
| Hg        | 0.25                                  | 0,01-0,095                   | –                      | –                        |
| <b>Mn</b> | <b>25</b>                             | <b>17-41</b>                 | <b>79</b>              | 50-1 300                 |
| <b>Ni</b> | <b>5.4</b>                            | <b>1,0-2,3</b>               | <b>3.4</b>             | 0,3-116                  |
| Pb        | 3.8                                   | 0,6-1,1                      | 0.37                   | 0,1-7,4                  |
| Sb        | –                                     | 0,08-0,12                    | 0.33                   | –                        |
| Se        | 1.2                                   | 0,01-0,02                    | 0.05                   | –                        |
| Sr        | –                                     | 4,5-9,3                      | 200                    | 96-9 080                 |
| V         | 7.6                                   | 0,06-0,15                    | 1.2                    | 0,1-12                   |
| Zn        | 38.6                                  | 3,2-13                       | 8.2                    | 0,7-145                  |

V tabulce 2.2 jsou shrnuty některé údaje o stopových koncentracích kovů a polokovů v různých druzích vod (pitná voda, voda z pěti šumavských jezer, povrchové vody, přesněji toky ČR a balené minerální vody ČR, v údajích nejsou zahrnuty makrokomponenty Ca, Mg, Na a K. Tyto hodnoty mohou kolísat, a to v širokém rozmezí, jelikož jsou závislé na mnohých výchozích parametrech. U podzemních vod závisí na jejich genetickém typu, horninovém prostředí a hloubce vrtu. U vod povrchových se koncentrace kovů a polokovů mění po délce toku, dále závisí na horninovém prostředí, ale především na zdrojích antropogenního znečištění. Obecně lze říci, že z kvantitativního hlediska z mikrokomponent v přírodních a užitkových vodách přicházejí v úvahu zejména prvky: železo, mangan, zinek, baryum, stroncium a hliník.

V některých vodách se vyskytují prvky vzácných zemin tzv. lanthanoidy, a to převážně v submikrogramových koncentracích. Mezi lanthanoidy je zařazen lanthan a čtrnáct prvků, které jsou v periodické soustavě prvků zařazeny za lanthanem. Společně s prvky skandium a yttrium tvoří skupinu, jež nazýváme prvky vzácných zemin. Největší zastoupení z této skupiny látek má yttrium, lanthan, cer a skandium. Příklady koncentrací lanthanoidů v devatenácti minerálních vodách ČR (1) a v pěti šumavských jezerech (2) jsou shrnuty v tab. 2.3. [4]

**Tab. 2.3 Koncentrace prvků vzácných zemin v  $\mu\text{g/l}$  [4]**

| Prvek      | Značení | V minerálních vodách | V pěti šumavských jezerech |
|------------|---------|----------------------|----------------------------|
| Cer        | Ce      | 6-719                | 120-360                    |
| Dysprosium | Dy      | 2-404                | –                          |
| Erbium     | Er      | 3-284                | –                          |
| Europium   | Eu      | 8-222                | 6-15                       |
| Gadolinium | Gd      | 2-297                | –                          |
| Holmium    | Ho      | 1-50                 | –                          |
| Lanthan    | La      | 8-1 909              | 80-200                     |
| Lutetium   | Lu      | 1-58                 | –                          |
| Neodymium  | Nd      | 4-457                | 60-130                     |
| Praseodym  | Pr      | 12-462               | 20-50                      |
| Skandium   | Sc      | 1-807                | –                          |
| Samarium   | Sm      | 0-243                | 40-60                      |
| Terbium    | Tb      | 6-58                 | –                          |
| Thulium    | Tm      | 2-50                 | –                          |
| Yttrium    | Y       | 97-3 550             | 260-800                    |
| Ytterbium  | Yb      | 2-380                | 20-50                      |

Zvláště vysoké koncentrace kovů ve vodách se nachází v okolí rudných nalezišť, ty jsou silně kyselé díky oxidaci sulfidických rud na kyselinu sírovou, která rozpouští okolní minerály. Koncentrace kovů se pohybuje v jednotkách, desítkách i stovkách  $\text{mg/l}$ . To platí i pro některé vulkanické vody uvolňované při sopečné činnosti.

Vlivem adsorpce se kovy hromadí v nerozpuštěných látkách a v sedimentech, z nichž mohou být bezpečně transformovány do kapalné fáze. V tab. 2.4 je znázorněn odhad předpokládaných pozadových (geogenních) koncentrací kovů a polokovů v labských sedimentech a sedimentovaných splaveninách<sup>1</sup> v letech 1992, 1994 a 2000. Největší zastoupené kovy v sedimentech jsou železo a mangan. Podobně se hromadí kovy i v čistírenských kalech. Vysoké hodnoty koncentrací toxických kovů v čistírenských kalech mohou mít negativní vliv na jejich využití při hnojení či kompostování a také proces biologického čištění. [4]

<sup>1</sup> Splaveniny jsou pevné částice vzniklé erozí půdy nebo narušením dnových sedimentů, jsou přenášeny proudící vodou. Plaveniny jsou splaveniny, které jsou přenášeny proudící vodou v rozptýleném stavu, volně se vznášejí.

**Tab. 2.4 Průměrná koncentrace kovů v labských sedimentech (1992/1994) a v sedimentovatelných plaveninách (2000), porovnání s předpokládanými pozad'ovými koncentracemi nynějších sedimentů, hodnoty v mg/kg. [4]**

| Kov       | Pozad'ová koncentrace | Sedimenty (1992/1994) | Sedimentované plaveniny (2000) |
|-----------|-----------------------|-----------------------|--------------------------------|
| As        | 20                    | 80                    | 36                             |
| Cd        | 0,2                   | 5                     | 3,7                            |
| Cr        | 50                    | 200                   | 138                            |
| Cu        | 23                    | 200                   | 105                            |
| <b>Fe</b> | –                     | –                     | <b>40 267</b>                  |
| Hg        | 0,15                  | 5                     | 3,1                            |
| <b>Mn</b> | –                     | –                     | <b>3 640</b>                   |
| <b>Ni</b> | <b>29</b>             | <b>50</b>             | <b>62</b>                      |
| Pb        | 21                    | 200                   | 105                            |
| Zn        | 95                    | 900                   | 1 217                          |

### 2.4.1 Výskyt těžkých kovů v podzemní vodě

V roce 2015 bylo zaznamenáno několik zajímavých postřehů na drobných zdrojích podzemní vody v různých místech České republiky, jež by mohly mít určitý dopad ve vodárenské praxi.

Jednalo se o výskyt niklu, který se ve zdrojích podzemních vod objevuje stále častěji. K výskytu došlo ve východních a středních Čechách, vždy na malém zdroji, s výkony řádově v jednotkách až desítkách l/s. Ve východních Čechách se realizovala rekonstrukce stávajícího zdroje, kde surová voda s obsahem železa (kolem 6 mg/l), manganu (kolem 0,6 mg/l) a niklu (od 0,02 do 0,04 mg/l) je intenzivně provzdušňována, poté podrobená alespoň částečně sedimentaci (v provizorních podmínkách) a nakonec filtrována na pískových filtrech. Při čemž dochází kromě očekávaného poklesu železa (pod 0,2 mg/l) a manganu (pod 0,05 g/l) i k účinnému odstraňování niklu pod limitní hodnotu 0,02 mg/l, stanovenou vyhláškou č. 252/2004 Sb.

Ve středních Čechách došlo k podobné situaci, kde sám provozovatel malé úpravny vody zaměřené na odželezování zmínil, že raději odebírají vody z vrtu s vyšším obsahem železa, jelikož se tak spolehlivě odstraňuje také nikl. V obci Řitka, jejímž provozovatelem jsou VaK Beroun, provozovatel zjednodušeně uvádí, že při koncentracích železa v jednotkách mg/l (do 10 mg/l) hodnoty niklu klesají, z původních 0,1 mg/l na hodnoty kolem 0,03 mg/l. Při ještě nižších koncentracích niklu v surové vodě lze docílit i hodnot, které jsou v souladu s nynější platnou legislativou. [5]

V tab. 2.5 jsou uvedeny vybrané vodní zdroje na území České republiky s nadlimitní koncentrací železa, manganu a niklu. Odběry měření jsou uvedeny v letech 2019-2021. [6]

**Tab. 2.5 Vybrané vodní zdroje na území ČR s nadlimitní koncentrací Fe, Mn a Ni v letech 2019-2021 [6]**

| Lokalita                           | Kraj            | Okres            | Typ objektu | Odběr      | Fe [mg/l] | Mn [mg/l]  | Ni [µg/l] |
|------------------------------------|-----------------|------------------|-------------|------------|-----------|------------|-----------|
|                                    |                 |                  |             |            | limit 0,2 | limit 0,05 | limit 20  |
| Mirošov                            | Plzeňský        | Rokycany         | pramen      | 02.09.2019 | 13,6      | 0,39       | 43,3      |
|                                    |                 |                  |             | 31.08.2020 | 11,7      | 0,335      | 37,3      |
|                                    |                 |                  |             | 06.04.2021 | 11        | 0,431      | 41,4      |
| Bohumín (Kopytov)                  | Moravskoslezský | Karviná          | mělký vrt   | 01.10.2019 | 23,8      | 1,6        | 24,3      |
|                                    |                 |                  |             | 15.09.2020 | 20        | 1,59       | 28,2      |
|                                    |                 |                  |             | 27.04.2021 | 22,5      | 1,51       | 23,3      |
| Kladruby nad Labem                 | Pardubický      | Pardubice        | mělký vrt   | 16.10.2019 | 0,989     | 0,335      | 24,2      |
|                                    |                 |                  |             | 14.10.2020 | 0,301     | 22         | 1,28      |
|                                    |                 |                  |             | 19.05.2021 | 0,382     | 21,3       | 1,6       |
| Ždírec nad Doubravou (Nové Ransko) | Vysočina        | Havlíčkův Brod   | mělký vrt   | 10.10.2019 | 0,38      | 34,4       | 0,834     |
|                                    |                 |                  |             | 08.10.2020 | 0,383     | 32,9       | 0,806     |
|                                    |                 |                  |             | 13.05.2021 | 0,257     | 28,1       | 0,575     |
| Katovice (Střela)                  | Jihočeský       | Strakonice       | mělký vrt   | 07.10.2019 | 152       | 10,6       | 53,5      |
|                                    |                 |                  |             | 19.10.2020 | 170       | 11,1       | 36,6      |
|                                    |                 |                  |             | 24.05.2021 | 195       | 10,5       | 26,2      |
| Oloví                              | Karlovarský     | Sokolov          | hluboký vrt | 02.10.2019 | 12,6      | 0,969      | 32,3      |
|                                    |                 |                  |             | 30.09.2020 | 13,1      | 0,993      | 33,1      |
|                                    |                 |                  |             | 19.04.2021 | 12,6      | 0,922      | 34        |
| Včelná /Boršov/                    | Jihočeský       | České Budějovice | hluboký vrt | 10.10.2019 | 2,15      | 0,169      | 47,2      |
|                                    |                 |                  |             | 22.10.2020 | 2,65      | 0,167      | 52        |
|                                    |                 |                  |             | 27.05.2021 | 5,46      | 0,168      | 51,3      |
| Hubenov (Hubenov u H. Bělé)        | Plzeňský        | Plzeň-sever      | hluboký vrt | 01.10.2019 | 16,7      | 1,4        | 45,2      |
|                                    |                 |                  |             | 08.09.2020 | 14,3      | 1,18       | 40,8      |
|                                    |                 |                  |             | 20.04.2021 | 14,1      | 1,1        | 37,6      |
| Janská, 1992                       | Ústecký         | Děčín            | hluboký vrt | 04.09.2019 | 11,3      | 0,365      | 68,7      |
|                                    |                 |                  |             | 01.10.2020 | 10,7      | 0,345      | 62,6      |
|                                    |                 |                  |             | 05.05.2021 | 9,44      | 0,328      | 64,2      |

Na území města Brna byl proveden monitoring podzemních vod ve vybraných areálech a územích s ekologickými provozy či prokázanou nebo předpokládanou ekologickou zátěží. Výsledky monitoringu kvality podzemních vod ve vybraných areálech s nadlimitní koncentrací niklu v letech 2016-2018 jsou shrnuty v tabulce 2.6. Monitoring byl zpracován firmou AQUA ENVIRO s.r.o. [7]

**Tab. 2.6 Vybrané areály s nadlimitní koncentrací Ni na území města Brna v letech 2016-2018 [7]**

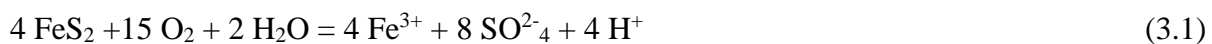
| Lokalita                   | k.ú.           | Typ objektu      | Odběr      | Ni [µg/l] |
|----------------------------|----------------|------------------|------------|-----------|
|                            |                |                  |            | limit 20  |
| Areál ZETOR, a.s.          | Líšeň          | Monitorovací vrt | 09.08.2016 | 20        |
|                            |                |                  | 26.06.2017 | 20        |
|                            |                |                  | 28.08.2018 | 20        |
| Areál Českomoravský cement | Maloměřice     | Monitorovací vrt | VIII.16    | 20        |
|                            |                |                  | IX.17      | 30        |
|                            |                |                  | VIII.18    | 30        |
| Metalšrot Tlumačov, a.s.   | Horní Heršpice | Monitorovací vrt | 12.07.2016 | 30        |
|                            |                |                  | 30.08.2017 | 24.6      |
|                            |                |                  | 19.09.2018 | 30        |

## 3 CHARAKTERISTIKA VYBRANÝCH TĚŽKÝCH KOVŮ

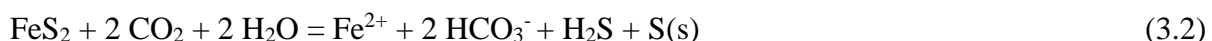
### 3.1 ŽELEZO

#### 3.1.1 Původ

Mezi nejrozšířenější železné rudy řadíme pyrit  $\text{FeS}_2$ , krevet  $\text{FeO}_3$ , magnetovec  $\text{Fe}_3\text{O}_4$ , limonit  $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$  a siderit  $\text{FeCO}_3$ , také je železo v malém množství obsaženo v mnoha přírodních hlinitokřemičitanech. Rozpouštěním těchto látek se vody obohacují železem velmi málo, napomáhá však přítomnosti oxidu uhličitého a huminových látek. Velmi vysoké koncentrace Fe můžeme nalézt v kyselých důlních vodách, které obsahují kyselinu sírovou, ta vzniká oxidací sulfidické rudy pyritu. Při oxidaci se uplatňují chemické a biochemické procesy. K biochemické oxidaci dochází za přítomnosti chemolitotrofních mikrobů např. *Thiobacillus*. Oxidaci pyritu lze vystihnout sumární rovnicí:



K rozkladu pyritu může docházet také v anoxických podmínkách, kde vody obsahují větší množství  $\text{CO}_2$ , dle rovnice:



V přírodních a užitkových vodách mohou být antropogenním zdrojem železa některé průmyslové odpadní vody. Jedná se především o odpadní vody z mořiren kovů, válcoven a drátoven. Dalším zdrojem mohou být korozní procesy ve vodovodním potrubí. [2] [4]

#### 3.1.2 Formy výskytu ve vodách

Formy rozpuštěného a nerozpuštěného železa ve vodách závisí na hodnotě pH, oxidačně-redukčním potenciálu a komplexotvorných látkách, které jsou přítomny ve vodě. Železo se ve vodách vyskytuje v oxidačním stupni II nebo III. V anoxickém (bezkyslíkatém) redukčním prostředí podzemních vod a v povrchových vodách u dna jezer a nádrží se železo objevuje v oxidačním stupni II. [4]

#### 3.1.3 Výskyt ve vodách

Železo je v malých koncentracích obvyklou součástí přírodních i užitkových vod. Koncentrace železa zpravidla převyšuje koncentraci manganu. V atmosférických vodách jsou koncentrace Fe velice nízké, vyšší koncentrace se objevují ve vodách z rašelinišť. Tyto vody jsou kyselé a obsahují vyšší koncentrace huminových látek, což zřejmě zapříčiňuje vyšší koncentrace železa. V povrchových vodách většiny toků ČR je koncentrace železa průměrně méně než 0,5 mg/l. V mořské vodě se koncentrace Fe pohybuje v rozmezí od 0,01 mg/l do 0,2 mg/l.

V jezerech a nádržích dochází u železa (také u manganu) k procesu zvaném vertikální stratifikace. V zimním a letním období kdy dochází k stagnaci, se ve spodních vrstvách vody u dna (hypolimniu), hromadí rozpuštěné a nerozpuštěné formy železa, jehož koncentrace

dosahují až jednotek mg/l, zatímco ve svrchních vrstvách (epilimniu) mohou koncentrace železa dosahovat pouze setin mg/l. U dna nádrží probíhají redukční reakce za vzniku  $\text{Fe}^{\text{II}}$ . V průběhu jarní a podzimní cirkulace se  $\text{Fe}^{\text{II}}$  rozprostírá po celém objemu vody v nádrži, u povrchu se pak při styku s rozpuštěným kyslíkem oxiduje na  $\text{Fe}^{\text{III}}$  a poté hydrolyzuje. Vyloučený hydratovaný oxid železitý postupně sedimentuje, tím dochází k vertikálnímu snížení železa. Jestliže jsou u dna nádrže anoxické podmínky, redukuje se  $\text{Fe}^{\text{III}}$  na  $\text{Fe}^{\text{II}}$ , jež se snáze uvolňuje do roztoku a koloběh se opakuje, pokud se u dna nádrže nevyskytuje sulfan a jeho iontové formy, které vážou železo do málo rozpustného  $\text{FeS(s)}$ , který je zadržován v sedimentech.

Podzemní vody obsahují mnohem větší koncentrace železa než vody povrchové. V podzemních vodách, které neobsahují rozpuštěný kyslík se může vyskytovat železo v oxidačním stupni II v koncentracích až desítek mg/l. Již při protřepání se z těchto vod vylučuje sraženina hydratovaného oxidu železitého. V silně kyselých (důlních) vodách, nebo vodách obsahujících organicky vázané formy  $\text{Fe}^{\text{II}}$  k tomu nedochází. Vysoké koncentrace železa v prostých podzemních vodách jsou například zdroje pro úpravu vody v Novém Bohumíně (asi 40 mg/l), v Tlumačově (asi 17 mg/l) či v Mirošově (asi 12 mg/l). Důlní vody, jež vyplňují prostory po těžbě hnědého uhlí s vyššími obsahy pyritu, obsahují Fe v koncentraci do 300 mg/l, kyselá vulkanické vody dokonce koncentrace převyšující i 1000 mg/l. Totéž platí i pro vody ložisek kamencových a kyzových břidlic a sulfidických rud.

V tabulce 3.1 jsou shrnuty koncentrace železa a manganu v některých minerálních vodách západočeského regionu. Vybrány byly lokality s vyšší koncentrací obou prvků, ve většině minerálních vod se koncentrace železa pohybuje řádově v jednotkách mg/l. Minerální vody s obsahem železa nad 10 mg/l se nazývají železité a mají svůj balneologický význam, jsou to také mnohé prameny ve Františkových a Mariánských lázních. [4]

**Tab. 3.1 Hmotnostní koncentrace železa a manganu naměřené v některých minerálních vodách [4]**

| Lokalita                 | c(Fe)/ mg/l | c(Mn)/ mg/l |
|--------------------------|-------------|-------------|
| <b>Mariánské lázně</b>   |             |             |
| Ferdinand II             | 33,5        | 0,32        |
| Balbínův pramen          | 30,2        | 1,12        |
| Farská kyselka           | 28,1        | 0,55        |
| <b>Františkovy lázně</b> |             |             |
| pramen Natálie           | 19,15       | 0,07        |
| Glauber III              | 14,20       | 0,51        |
| Glauber IV               | 7           | 0,19        |

Dle údajů Státního zdravotnického úřadu byla v pitné vodě na výstupu z vodáren v ČR naměřena průměrná hodnota koncentrace železa 0,06 mg/l a manganu 0,02 mg/l. Avšak vlivem korozních procesů může být koncentrace železa ve vodovodní síti vyšší a může přesahovat i 1 mg/l. [4] [8]

Vyšší koncentrace železa (až desítky gramů v 1 litru) bývají také naměřeny v některých kyselých průmyslových odpadních vodách z hutnictví železa a z mořiren. [4]



### 3.1.4 Vlastnosti a význam



Obr. 3.1 Železo (Fe) [9]

Železo je schopné zbarvit materiály, se kterými přichází do kontaktu (keramické materiály, textilie, papír, potraviny) na žlutou až hnědou barvu, tím ve vodách způsobuje zejména technické závady. Dále pak z hygienického hlediska ovlivňuje organoleptické vlastnosti vody, tedy barvu, zákal, chuť i zápach. Koncentrace železa nad 0,5 mg/l již může negativně ovlivnit chuť a zákal vody. I poměrně nízké koncentrace  $\text{Fe}^{\text{II}}$  mohou být příčinou nadměrného výskytu železitých bakterií ve vodě, které nejenže ucpávají potrubí, ale při odumírání bakterií způsobují také zápach vody. Právě z těchto důvodů je mezní hodnota železa v pitné vodě 0,2 mg/l.

Pro povrchové vody je limitní koncentrace železa 2 mg/l, pro vody vhodné pro závlahu se udává přípustná koncentrace železa 10 mg/l. V průmyslových odpadních vodách vypouštěných do kanalizace není koncentrace železa limitována. Při vypouštění do vod povrchových jsou přípustné koncentrace dle tab. 3.2.

Tab. 3.2 Přípustné limity koncentrace železa v odpadních vodách vypouštěných do vod povrchových [4]

|   |        |
|---|--------|
| těžba a zpracování rud                    | 5 mg/l |
| těžba uhlí a briketárny, hutnictví železa | 3 mg/l |
| povrchová a tepelná úprava kovů           | 2 mg/l |
| elektrotechnická výroba                   | 2 mg/l |

Ve vodě určené pro chov ryb je železo velice škodlivé, jelikož železo v oxidačním stupni II se na žábkách, které reagují alkalicky, oxiduje a hydrolyzuje. Nerozpustné sloučeniny  $\text{Fe}^{\text{III}}$  posléze pokryjí žaberní lístky a sníží tak respirační plochu žaber, což vede k udušení ryb a jejich uhynutí. Občas se na žábkách mohou množit i železité bakterie, které působí analogicky. Pro chov ryb je stanovena doporučená koncentrace rozpuštěného železa max 0,2 mg/l pro chov kaprovitých ryb a 0,1 mg/l pro chov lososovitých ryb.

Také ve vodách určených pro zásobování průmyslu je železo nevhodným prvkem, jelikož kromě již zmíněného zbarvení materiálu může rovněž narušovat i některé technologické procesy. Například v barvárnách reakcí s organickými barvivy, v bělárnách mohou

nerozpuštěné formy katalyzovat rozklad  $H_2O_2$  natolik, že může dojít až k proděravění tkaniny. Proto pro provozní vody v zušlechťovacích provozech bavlnářského, hedvábnického a vlnářského průmyslu je koncentrace železa limitována mnohem přísněji než limit u pitné vody. Kupříkladu vody pro bělení mohou obsahovat koncentraci železa nejvýše 0,1 mg/l. Totéž platí i pro výrobu kvalitního psacího papíru, viskóзовé příze a pro některé další odvětví potravinářského průmyslu.

Železo je schopno participovat na fotochemických reakcích, jež probíhají v povrchových vodách. Kyselina ethylendiamintetraoctová (EDTA) bývá součástí některých pracích a čistících prostředků, zároveň je také těžko rozložitelná a v prostředí zůstává velice dlouho. V povrchových vodách komplex EDTA s  $Fe^{III}$  podléhá fotochemické transformaci a EDTA oxiduje a  $Fe^{III}$  redukuje. Tato přímá fotolýza se týká i dalších hydrofilních organických látek. [4]

## 3.2 MANGAN

### 3.2.1 Původ

Mangan obvykle doprovází železné rudy. Z manganových rud se v přírodě běžně vyskytuje hlavně burel nebo pyroluzit ( $MnO_2$ ), braunit ( $Mn_2O_3$ ), hausmanit ( $Mn_3O_4$ ), manganit ( $MnO(OH)$ ) a dialogit ( $MnCO_3$ ). Do vod se mangan dostává také z půd a sedimentů. Z kovů je druhou hlavní součástí dnových sedimentů po prvním železe, jeho obsah se pohybuje řádově v jednotkách gramů na 1 kg sušiny. Díky remobilizačním procesům pak může nárazově a neočekávaně přecházet do kapalné fáze. Hlavní antropogenní zdroje manganu jsou některé průmyslové odpadní vody, kupříkladu ze zpracování rud, z metalurgických závodů a z chemických provozů, včetně úpravy vody, kde se oxiduje manganistanem draselným, například při výrobě sacharinu. [4]

### 3.2.2 Formy výskytu ve vodách

Mangan je ve vodách zastoupen v rozpuštěné a nerozpuštěné formě, převážně v oxidačních stupních II, III a IV. V technologii vody je významný i mangan v oxidačním stupni VII. [4]

### 3.2.3 Výskyt ve vodách

Zvýšená koncentrace železa v přírodních vodách bývá většinou doprovázena zvýšenou koncentrací manganu, avšak manganu bývá zpravidla méně než železa. Existují i ojedinělé případy, kdy je tento poměr u podzemních vod naopak. Příkladem je minerální voda Šaratice, kde je koncentrace Mn asi 0,6 mg/l a koncentrace Fe pouhých 0,03 mg/l. Vzhledem k omezené rozpustnosti  $MnCO_3(s)$ ,  $Mn(OH)_2(s)$  a vyšších hydratovaných oxidů manganu, jeho koncentrace pouze zřídka překročí hodnotu 1 mg/l. Většinou jsou naměřeny pod 1 mg/l.

Nízké koncentrace manganu jsou zjištěny v atmosférických vodách. Ve vodách povrchových, kde probíhají oxidační procesy, jsou nižší koncentrace než ve vodách podzemních. Huminové látky, které jsou obsaženy ve vodách, vážou mangan do komplexů

a tím způsobují jeho vyšší koncentraci. Příkladem neobvykle vysokých koncentrací manganu v podzemních vodách mohou být zdroje pitné vody v Tlumačově asi 2,6 mg/l, v Novém Bohumíně a v Mirošově asi 2 mg/l. V anoxickém hypolimniu jezer a nádrží se vyskytují koncentrace manganu v rozmezí 1-2 mg/l. V mořské vodě jsou koncentrace Mn často v rozmezí 2 až 4 µg/l, což je koncentrace asi desetkrát menší než u železa.

Minerální vody nejsou nijak zvlášť bohaté na mangan. Minerální vody z lokality Karlových Varů obsahují koncentraci manganu v rozmezí 0,07-0,3 mg/l. V tab. 3.1 jsou uvedeny další příklady koncentrací z lokalit Františkových a Mariánských lázní. Výjimečně však můžeme v minerálních vodách naměřit koncentrace manganu v rozmezí 1 až 2 mg/l, jedná se kupříkladu o pramen Josef a Anton v lokalitě Korytnica či plněné minerální vody Ondrášovka a Štěpánka. U železnatých minerálních vod s obsahem železa přes 10 mg/l také nebývá koncentrace manganu vyšší než 1 mg/l.

Obzvlášť vysoké koncentrace manganu lze nalézt v kyselých vodách, z okolí rudných nalezišť. Kyselé vody z ložisek sulfidických rud ve Smolníku obsahují asi 40 mg/l manganu. Také mnohé kyselé vulkanické vody obsahují vyšší koncentrace manganu, přes 10 mg/l. Vysoké koncentrace Mn lze najít také v odpadních vodách ze zpracování rud, z metalurgických závodů a z výrob, kde se sloučeniny manganu využívají jako oxidační činidla (např. moření barevných kovů). [4]

### 3.2.4 Vlastnosti a význam



Obr. 3.2 Mangan (Mn) [10]

V chemii přírodních a užitkových vod mají významnou roli oxidačně-redukční procesy manganu. Společně se srážením a rozpouštěním tuhých fází jsou příčinou vertikální stratifikace manganu v jezerech a nádržích. Mangan obsažený v sedimentech nádrží může být při poklesu oxidačně-redukčního potenciálu v anoxických až anaerobních podmínkách uvolněn z výše uvedených důvodů zpět do vody. K těmto procesům dochází v období letní a zimní stagnace. Na jaře a na podzim při cirkulaci se mangan rozptýluje do celého objemu nádrže a jeho koncentrace v tomto období se mohou dočasně zvýšit, což může být příčinou problémů při úpravě vody na pitnou vodu. Týká se to také technologie odmanganování, jež může být ovlivněna celkovým složením upravované vody.

Obdobně jako u železa lze do vody při chloraci nadávkovat křemičitany a dočasně zabránit vylučování ještě nerozpuštěných forem manganu během dopravy vody potrubím, toto

řešení je vhodné pro malé úpravný. Proces však není tak účinný jako u železa, pravděpodobně díky fyzikálně chemickým dějům, které ovlivňují flokulaci nebo stabilizaci koloidních disperzí a nerozpuštěných forem manganu. Jsou-li koncentrace vyšší, působí křemičitany jako stabilizační činidlo, při nižších koncentracích naopak působí jako flokulační činidlo. Stabilizační účinek přispívá k vyšším koncentracím vápníku. Dávky křemičitanů potřebné pro stabilizaci manganu ve vodě se pohybují řádově v jednotkách mg/l.

Mangan je nezbytným (esenciálním) prvkem pro rostliny a živočichy. V koncentracích, které se vyskytují v přírodních vodách je zdravotně nezávadný. V posledních letech se ovšem tento názor mění, jelikož se zdá že by mangan mohl mít neurotické účinky nejen při inhalaci, ale i při konzumaci pitné vody s obsahem manganu 0,5 mg/l i nižší. Čemuž odpovídají i nižší mezní hodnoty manganu v pitné vodě. Mangan (více než železo) výrazně ovlivňuje organoleptické vlastnosti vody. Při koncentraci vyšší než 0,3 mg/l již může nepříznivě ovlivnit chuť vody a nerozpuštěné vyšší oxidační formy manganu mohou zbarvovat dohněda materiály, které s vodou přichází do kontaktu. I z tohoto důvodu je přítomnost manganu závadnější než železa. Koncentrace manganu je proto přísně limitována nejen v pitné vodě, ale také v provozních vodách používaných v potravinářském, textilním a papírenském průmyslu, v prádelnách a ve škrobárnách.

Podobně jako u železa se kromě chemické oxidace manganu ve vodách podstatně uplatňuje i biochemická oxidace manganovými bakteriemi. K rychlé biochemické oxidaci dochází už v neutrálním prostředí. Nadměrný výskyt manganových bakterií může být příčinou zarůstání vodovodního potrubí jejich biomasou, což je další důvod pro omezení jeho koncentrace ve vodách dopravovaných potrubím. Z tohoto hlediska je mangan škodlivější než železo, tudíž jsou jeho nejvyšší přípustné koncentrace nižší než u železa.

V požadavcích na jakost pitné vody v ČR je stanovena mezní hodnota 0,05 mg/l. Pro jakost kojenecké vody platí taktéž nejvyšší mezní hodnota 0,05 mg/l, která vyhovuje většině požadavků na jakost provozních vod. V surové vodě je také přípustná hodnota koncentrace 0,2 mg/l, ale musí být zdůvodněna geologickým podložím. Mangan je schopen narušit některé technologické procesy například v barvárnách tvořením skvrn na materiálech nebo v bělárnách, kde katalyzuje rozklad peroxidu vodíku.

Přípustná koncentrace manganu ve vodách vhodných pro závlahu je do 3 mg/l. Přípustné znečištění povrchových vod je limitováno imisním standardem 0,5 mg/l, pro povrchovou vodu, která je využívána pro vodárenské účely pak 0,05 mg/l. Průmyslové odpadní vody vypouštěné do kanalizační stoky nemají limitovanou koncentraci manganu. Ve vodách z těžby uhlí, briketáren a hutnictví železa, které jsou vypouštěny do vod povrchových je nejvyšší přípustná hodnota 1 mg/l. [4]

### 3.3 NIKL

#### 3.3.1 Původ

V minerálech můžeme nikl nalézt především společně se sírou, arsenem a antimonem, jedná se například o gersdorfit  $\text{NiAsS}$ , pentlandit  $(\text{Fe,Ni})_9\text{S}_8$ , nikelin  $\text{NiAs}$ , millerit  $\text{NiS}$  a dále

garniert a pyrrhotin. Také je součástí některých křemičitanů neboli hadců. Antropogenním zdrojem Ni jsou zejména odpadní vody z povrchové úpravy kovů, kde je převážně komplexně vázán, dále pak odpadní vody z barevné metalurgie. Využívá se i v keramickém a sklářském průmyslu, při některých chemických syntézách jako katalyzátor. Dalším zdrojem jsou poniklované části zařízení, které přichází do styku s vodou např. v rozvodných sítích. [4] [11]

### 3.3.2 Formy výskytu ve vodách

Nikl je ve vodách zastoupen v oxidačním stupni II a především v anorganických formách. Výjimkou jsou vody s vyšší koncentrací huminových látek. [4]

Ve vodách v alkalickém prostředí se kromě jednoduchých iontů  $\text{Ni}^{2+}$  objevují také hydroxokomplexy  $[\text{NiOH}]^+$  až  $[\text{Ni}(\text{OH})_4]^{2-}$ , dále pak karbonatokomplex a sulfatokomplex. V odpadních vodách z galvanického pokovování se Ni vyskytuje obvykle jako kyanokomplexy  $[\text{NiCN}]^+$  až  $[\text{Ni}(\text{CN})_4]^{2-}$  nebo amminkomplexy  $[\text{NiNH}_3]^{2+}$  až  $[\text{Ni}(\text{NH}_3)_6]^{2+}$ . [11]

### 3.3.3 Výskyt ve vodách

Za přirozené pozadí niklu v podzemních vodách se pokládá koncentrace nižší než  $20 \mu\text{g/l}$ . Průměrná koncentrace Ni v České republice v pitné vodě veřejných vodovodů je asi  $4,7 \mu\text{g/l}$ , maximální hodnota, která byla naměřena je  $50 \mu\text{g/l}$ . V plněných minerálních vodách v ČR se vyskytují koncentrace niklu v rozmezí  $0,3$  až  $10 \mu\text{g/l}$ . Výjimkou jsou minerální vody Zaječická ( $39 \mu\text{g/l}$ ), Šarátice ( $62 \mu\text{g/l}$ ) a Magnesia, která obsahuje koncentraci niklu  $116 \mu\text{g/l}$ . V mořské vodě se dosahují koncentrace niklu od  $1$  do  $2,3 \mu\text{g/l}$ . V oplachových vodách z povrchové úpravy kovů dosahují koncentrace niklu v desítkách až stovkách  $\text{mg/l}$ . [4] [8]

#### *Výskyt v pitné vodě*

Nikl, rovněž jako olovo a měď, má u limitní hodnoty (ve vyhlášce č. 252/2004 Sb.) poznámku, jež se vztahuje nejen na hodnocení výsledků, ale zejména na způsob odběru vzorků: „*Limitní hodnota platí pro vzorek pitné vody odebraný odpovídající metodou vzorkování z kohoutku tak, aby vzorek byl reprezentativní pro průměrné jednotýdenní množství použité spotřebiteli...*“ Toto ustanovení přebírá vyhláška z příslušné evropské směrnice č. 98/83/ES. [12]

Mezi nejobvyklejší zdroje kontaminace pitné vody niklem, olovem a mědí jsou materiály koncových rozvodů vody nebo další zařízení. Z čehož vyplývá, že koncentrace těchto kovů ve vodě na stejném odběrovém místě mohou v závislosti na době stagnace vody ale i dalších faktorech kolísat v rozmezí několika řádů. Voda se sice považuje za vyhovující, jestliže jsou průměrné týdenní hodnoty použité spotřebitelem pod stanovenou limitní hodnotou, avšak musím brát v potaz vysokou nárazovou koncentraci zmíněných kovů. Koncentrace niklu v prvních vzorcích vody odebraných po delší stagnaci mohou docílit hodnot až okolo  $500 \mu\text{g/l}$ , limitní hodnota je zde překročena pětadvacetinásobně, limitní hodnota pro nikl je  $20 \mu\text{g/l}$ . Proto je důležité brát na zřetel výskyt nárazových vysokých koncentrací, jež mohou mít negativní účinek na lidské zdraví, načež upozorňuje i směrnice 98/83/ES, avšak bližší informace neuvádí.

V pitné vodě je Ni zastoupen hlavně v důsledku louhování materiálů, jež jsou v kontaktu s vodou (vodovodní trubky a armatury). Minoritním zdrojem jsou některé slitiny i ocele. V Arizoně při využití některých nerezových ocelí ve studních dosahovala koncentrace niklu v pitné vodě od 1 do 5 mg/l. Hlavním zdrojem Ni v pitné vodě jsou vnitřní povrchy poniklovaných a pochromovaných výrobků, především vodovodní baterie. Jelikož k pochromování baterie je potřeba ji nedříve poniklovat, přitom se ponikluje i část vnitřního povrchu, zde není nikl pevně vázán. Umístění tohoto zdroje niklu na konci rozvodu vody, poměrně vysoký poměr povrchu k objemu vody a velice proměnlivá doba stagnace zapříčiňují kolísání koncentrace niklu ve vodě v rozsahu několika řádů. V Evropě, stejně tak v USA, bývá průměrná koncentrace niklu v pitné vodě nižší než 10 µg/l, zmíněná maxima se pohybují až na hodnotě 500 µg/l. [13]

### ***Výskyt v pitné vodě ČR***

V České republice je pitná voda sledována v rámci celostátního monitoringu jakosti pitné vody z veřejných vodovodů ČR, jež vychází z požadavků zákona o ochraně veřejného zdraví č. 258/2000 Sb. Výsledky všech vzorků rozboru vody provedené na základě tohoto zákona jsou posílány do centrální databáze. V letech 2005 až 2008 bylo každým rokem na přítomnost niklu analyzováno téměř 6 tisíc vzorků, které byly poté vloženy do centrální databáze. Limitní hodnoty nebyly dodrženy u méně než 0,5 % vzorků. Většina vzorků je pod mezí stanovení. Průměrná hodnota vzorků se pohybuje od 2 po 3 µg/l. V tabulce 3.3 jsou znázorněny souhrnné výsledky měření. V letech 2005 až 2007 byly maximální hodnoty výskytu niklu v pitné vodě v ČR v řádu stovek µg/l, v roce 2008 maximální hodnota klesla na 52 µg/l.

**Tab. 3.3 Výskyt niklu v pitné vodě v ČR v letech 2005 až 2008 [13]**

| <b>Rok</b>                               | 2005  | 2006  | 2007  | 2008  |
|--|-------|-------|-------|-------|
| <b>Počet vzorků se stanovením Ni</b>     | 5723  | 5642  | 5393  | 5799  |
| <b>Počet vzorků s překročením limitu</b> | 24    | 16    | 25    | 28    |
| <b>% překročení</b>                      | 0,42  | 0,28  | 0,46  | 0,48  |
| <b>Průměrná hodnota µg/l</b>             | 2,826 | 2,269 | 2,834 | 2,722 |
| <b>Median µg/l</b>                       | 1,5   | 1,5   | 1,5   | 1,5   |
| <b>Maximální hodnota µg/l</b>            | 490   | 230   | 280   | 52    |

Maximální hodnota v roce 2005 byla naměřena ve vesnici Újezd u Trmic (62 obyvatel), v Ústeckém kraji, v roce 2006 ve městě Oloví (1600 obyvatel) v Karlovarském kraji, ve vesnici Hřídalec v Královéhradeckém kraji (62 obyvatel) byla naměřena maximální hodnota v roce 2007 a v roce 2008 byla změřena nejvyšší hodnota niklu v pitné vodě ve městě Rakovník, Středočeský kraj (16 580 obyvatel). [13]

## ***Hygienické požadavky na obsah niklu v pitné vodě v ČR***

Bezpečná koncentrace niklu v pitné vodě v České republice začala být v odborné literatuře více diskutována až od 70. let 20. století. Avšak ještě v prvním vydání doporučení WHO pro kvalitu pitné vody z roku 1984, byla problematika niklu uzavřena se shledáváním, že dostupné toxikologické informace nemají opodstatnění ke stanovení limitní hodnoty niklu v pitné vodě. Hodnota limitní koncentrace niklu v pitné vodě byla stanovena až ve druhém vydání WHO v roce 1993. Česká republika si již v roce 1991 pro nikl v pitné vodě stanovila nejvyšší mezní hodnotu (0,1 mg/l). Předpis, který definoval tuto hodnotu, byla ČSN 75 7111 Pitná voda s platností od 1. 1. 1991. V tabulce níže je uveden vývoj hygienických požadavků na obsah niklu v pitné vodě v České republice.

**Tab. 3.4** Vývoj hygienických požadavků na obsah niklu v pitné vodě v ČR [13]

| <b>Předpis</b>  | <b>Účinnost</b> | <b>Požadavek na obsah niklu</b>  |
|---|-----------------|----------------------------------|
| ČSN 56 7900 Pitná voda  | 1956-1964       | Nestanoveno                      |
| ČSN 83 0611 Pitná voda  | 1964-1974       | Nestanoveno                      |
| ČSN 83 0611 Pitná voda  | 1975-1990       | Nestanoveno                      |
| ČSN 75 7111 Pitná voda  | 1991-2000       | Nejvyšší mezní hodnota 0,1 mg/l  |
| Vyhláška MZ č. 376/2000 Sb., kterou se stanoví požadavky na pitnou vodu a rozsah a četnost její kontroly  | 2001-2004       | Nejvyšší mezní hodnota 0,02 mg/l |
| Vyhláška MZ č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů (vyhlášek č. 187/2005 Sb. a č. 293/2006 Sb.) | 2004 – dosud    | Nejvyšší mezní hodnota 0,02 mg/l |

Nyní je v platnosti vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů (vyhlášek č. 187/2005 Sb. a č. 293/2006 Sb.), kterou se pro nikl stanoví v souladu s doporučením WHO z roku 1993 i směrnicí Rady č. 98/83/ES nejvyšší mezní hodnota 0,02 mg/l. Dle SZÚ Praha lze limity pro krátkodobý příjem připustit pro nouzové zásobování pitnou vodou v trvání do 30 dnů, u niklu s koncentrací do 0,250 mg/l (250 µg/l). V doporučení vydaném WHO pro kvalitu pitné vody z roku 2004 se navrhuje zmírnit limitní hodnotu pro nikl na 70 µg/l. Možná, že v budoucnu tuto hodnotu převezme novela evropské směrnice 98/83/ES a následně i česká legislativa. [13] [14]

### 3.3.4 Vlastnosti a význam



Obr. 3.3 Nikl (Ni) [15]

Pro člověka není nikl zvláště toxický, patří však mezi potencionální karcinogeny. Toxicita niklu je poměrně vysoká zejména pro některé vodní organismy, proto je přípustná koncentrace přísněji limitována ve vodních tocích než v pitné vodě. V přírodních vodách se nikl vyskytuje většinou v mikrogramech v litru vody. Jeho přípustná koncentrace v pitné vodě je do 20  $\mu\text{g/l}$  dle vyhlášky č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. Vyšší koncentrace mohou být způsobeny zejména odpadními vodami z povrchové úpravy kovů, dále pak z chemických, keramických a sklářských výroben. Nikl je hojně využíván při výrobě nerezové oceli a různých slitin, jelikož zvyšuje jejich pevnost a odolnost ke korozi. Využívá se jako barvivo, dále jako součást některých baterií, mincí či magnetů. Ni je také součástí některých potravních doplňků. Dalším antropogenním zdrojem jsou poniklované části zařízení, jež přicházejí do kontaktu s vodou či materiál koncových rozvodů vody. [13] [16] [17]

Pro pitnou a balenou kojeneckou vodu v ČR je dána nejvyšší mezní hodnota 0,02 mg/l. Ve vodách využívaných pro chov ryb se doporučuje, aby koncentrace niklu nepřesáhla hodnotu 0,1 mg/l. Totéž platí i pro vody určené pro závlahu. Obecný imisní standard, který připouští znečištění povrchových vod je pro nikl 0,04 mg/l. Pro průmyslové odpadní vody vypouštěné do kanalizace je dán koncentrační limit 0,1 mg/l, při vypouštění do povrchových vod je u vod z elektrotechnických výrob koncentrace limitována hodnotou 0,5 mg/l, u vod z povrchové úpravy kovů hodnotou 0,8 mg/l. [4] [18]

#### ***Příjem a chování v organismu***

Nikl je z potravy špatně vstřebáván, mechanismus střevní absorpce je nejasný, částečně je využíván aktivní transferový systém pro absorpci železa. Avšak absorbované množství niklu je z organismu velmi rychle vylučováno močí. Dle studie, která zkoumá kinetiku niklu v organismu během 24 hodin bylo prokázáno vyšší vstřebávání Ni z vody než z potravy. Nejvyšší koncentrace niklu se vyskytují v ledvinách a plicích.

Další studie zkoumala akumulaci niklu v orgánech krys, které pili vodu s koncentrací niklu 100 mg/l, nejvyšší akumulace byla tentokrát prokázána v játrech. Vyšší vstřebání z vody



bylo potvrzeno studií, která byla prováděna na lidských dobrovolnících. Absorpce niklu přidaného do džusu, mléka, kávy či čaje byla prokazatelně nižší. Nikl prochází placentou a byl nalezen také v mateřském mléce, podle studie z USA dosáhla koncentrace niklu v mateřském mléce do cca 15 µg/kg.

Expoziční dávka niklu z potravin dle současných poznatků nepředstavuje závažné zdravotní riziko pro konzumenta v ČR. Denní doporučený příděl niklu dle WHO méně než 100 µg/os/den je pravděpodobně pokryt běžnou stravou. Průměrná chronická expoziční dávka niklu v roce 2006/2007 v České republice činila 92 µg/os/den, tedy asi 7 % referenční dávky. Což odpovídá údajům uvedených v zahraničních textech, podle kterých by maximální denní příjem neměl přesáhnout hodnotu 200 µg/os/den. [13]

### ***Toxicita***

Negativní účinky niklu na zdraví člověka jsou závislé na způsobu (cestě) vstupu do organismu, rozpustnosti sloučenin niklu ve vodě, jejich vstřebatelnosti, dávce, tělesné hmotnosti člověka, délce expozice a citlivosti jednotlivce k niklu. Při negativní náhodné expozici vodou, která byla kontaminována rozpustnými sloučeninami Ni (7-35 mg/kg tělesné hmotnosti) byly u postižených osob zaznamenány příznaky otravy jako nevolnost, zvracení průjem, bolest hlavy, závratě a potíže s dýcháním. U většiny postižených osob došlo již během několika hodin k odeznění příznaků, v několika případech přetrvávaly potíže 1 až 2 dny. U několika osob byla od 2. do 8. dne po expozici zpozorována albuminurie dokazující nefrotoxické působení (tedy toxicitu pro ledviny), zvýšení bilirubinu v krvi a rovněž zvýšený počet retikulocytů v krvi.

V dalším pozorovaném případě akutní toxicity po použití vody došlo k výpadku zorného pole, který přetrvával dvě hodiny. Dále byla popsána otrava 23 pacientů při hemodialýze s příznaky nevolnosti, zvracení, bolesti hlavy a celkové slabosti a únavy. Příznaky odezněly v rozmezí 3-13 hodin po skončení dialýzy, koncentrace niklu v dialyzátu byla asi 0,25 mg/l.

V souvislosti s akutní otravou niklem byl zaznamenán i jeden případ úmrtí. Jednalo se o dvouleté dítě, jež pozřelo 15 g krystalické sloučeniny niklu a následně zemřelo na zástavu srdce.

Mezi nejznámější účinky niklu při perorální expozici testovaných zvířat patří pokles hmotnostních přírůstků. Při krátkodobých i dlouhodobých testech prováděných na krysách nebyly prokázány žádné histologické nebo hrubě patologické změny, které by dokazovaly toxický efekt niklu. Při dvouleté studii, která byla prováděna na psech byla prokázána vyšší váha ledvin a jater a také histologické změny na plicích. Jiné studie potvrdily negativní ovlivnění imunitního systému.

Nejběžnější účinkem niklu je jeho alergické působení na kůži, jež se projevuje vznikem kontaktní dermatitidy. K alergické reakci může dojít dvojím způsobem, buď při vnějším kontaktu niklu (běžně v koncentrované podobě) s pokožkou nebo při použití niklu. U alergiků dochází k projevům dermatitidy také po orálním použití niklu (příjem niklu potravou nebo pitnou vodou). Při experimentu prováděném Nielsenem a kol. s osobami citlivými na nikl, kteří

dostávali po různé době hladovění nalačno rozdílné dávky niklu, od čehož byla odvozena hodnota LOAEL 12  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tělesné hmotnosti na den (nejnižší experimentální dávka, při níž již bylo možné pozorovat negativní účinek dané toxické látky). U osob, které nevykazovaly citlivost na nikl byla hodnota LOAEL (pro orální expozici) stanovena britskou Komisí pro toxicitu chemických látek v potravě na hodnotu 50  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{den}$ .

U osob přecitlivělých na nikl je z řady experimentálních studií a pozorování potvrzeno, že nikl může vést až k erupci systémové alergické kontaktní dermatitidy, jež se nejčastěji zobrazuje jako puchýřkový ekzém na ruce. Ve většině případů jde o drobný lokální zánět nebo podráždění, ale v některých případech se může objevit i rozsáhlá dermatitida, u jiných osob může být puchýřková forma na ruce tak závažná a obtěžující, že může vést až k pracovní neschopnosti (i trvalé). K obtížím může dojít jak při prvním kontaktu s niklem, kdy má dermatitida podobu alergické reakce, tak také po předchozí kontaktní niklové dermatitidě. Modifikovaná analýza studií, prováděna dánskými autory se pokoušela zjistit prahovou hodnotu orálního příjmu niklu, jež může u senzibilnějších osob na nikl způsobit systémovou dermatitidu. Ze studie vyplynulo, že orální dávka 0,35 mg (0,22-0,53 mg) může způsobit systémovou dermatitidu u 1 % těchto osob, dávka 0,45 mg (0,29-0,70 mg) u 2 % těchto osob, dávka 0,65 mg (0,41-1,00 mg) u 5 % těchto osob a orální dávka 0,87 mg (0,55-1,33 mg) u 10 % těchto osob.

I když je v celé populaci kontaktní systémovou alergickou dermatitidou postihnuto asi 0,1 až 0,2 % osob, je zapotřebí minimalizovat expozici niklu z pitné vody. Ze strany spotřebitele kupříkladu nepoužívat k pití nebo mytí první litr vody po noční nebo delší stagnaci, ale vodu nejprve odpustit. Další z možností jsou speciální technická opatření při výrobě vodovodních baterií a dalších kovových výrobků koncového rozvodu vody, která minimalizují poniklování vnitřních povrchů, které přichází do styku s vodou.

Kontaktní neboli dermální expozice, což je především expozice při mytí ve vodě se zvýšeným obsahem niklu, nebyla dříve koncentrace niklu do 10  $\text{mg}/\text{kg}$  v oblasti kosmetických přípravků vnímána jako riziko pro zdravé osoby (bez alergie). U osob s alergií na nikl byla dříve považována jako riziková hodnota nad 2  $\text{mg}/\text{kg}$ , avšak z nejnovějších poznatků vyplývá, že již při koncentraci niklu 1  $\text{mg}/\text{kg}$ , která se vyskytuje kupříkladu v očních stínech, může dojít k alergické reakci. Dle nejnovějších zjištění se za bezpečnou dávku niklu považuje hodnota 0,5  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$  pokožky/týden. Jestliže bychom uvažovali, že ve styku s kůží je vrstva vody 1 mm. Pak by pravděpodobně byla tolerována vyšší koncentrace v řádu jednotek  $\text{mg}/\text{l}$  (pod podmínkou, že člověk je v kontaktu s touto vodou stále, při kontaktu jen po část dne, by byla přijatelnější ještě vyšší koncentrace niklu). [13]

Počet osob v populaci sensitivních na nikl přibývá s věkem. U dětské populace se přecitlivělost na nikl odhaduje na 4 až 5 %, u dospělé populace ve Velké Británii 7 až 10 %, s převahou žen. Podle epidemiologické studie z Dánska však působí nikl negativně na 20 % mladých žen (ve věku 15 až 34 let) a na 10 % starších žen (35 až 69 let), zatímco u mužů (15 až 69 let) jen na 2 až 4 %. Opakovaná expozice, i v relativně malých dávkách, zvyšuje pravděpodobnost získání přecitlivělosti a alergické reakce na nikl. Resorpce niklu v pitné vodě může být až 40krát vyšší než z potravy. [13] [14]

## ***Reprodukční a vývojová toxicita***

U myší byla při podávání vysokých dávek niklu vyzorována snížená fertilita spermií, u krys zvýšená novorozenecká úmrtnost. Při pozorování nebyly zaznamenány žádné případy teratogenity, tedy vrozených anomálií. [13]

## ***Genotoxicita a karcinogenita***

Při některých studiích byly prokázány rozmanité poškození DNA v případech na savčích buněčných systémech. Některé sloučeniny niklu jsou příčinou vzniku nádorů v místě vpichu. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) (International Agency for Research on Cancer) řadí sloučeniny niklu z hlediska karcinogenity do skupiny 1 (při inhalační cestě vstupu), jako kovový prvek je pak nikl zařazen do skupiny 2B. [13]

**Tab. 3.5 Kategorie karcinogenů dle IARC [19]**

| <b>Skupina</b> | <b>Definice</b>                             |
|----------------|---|
| 1              | Prokázaný karcinogen pro člověka            |
| 2A             | Pravděpodobně karcinogenní pro člověka      |
| 2B             | Podezřelý karcinogen pro člověka            |
| 3              | Neklasifikovaný                             |
| 4              | Pravděpodobně není karcinogenní pro člověka |

## ***Vztah dávky a účinku***

Stanovit vztah mezi dávkou a účinkem u expozice niklu je velice náročné, jelikož při pokusech na lidských dobrovolnících, jež dostávali totožné dávky niklu, byla zaznamenána velká variabilita v koncentracích niklu v krvi a také při vylučování niklu močí.

- US EPA – referenční dávka (RfD): Referenční dávka pro orální příjem 0,02 mg/kg/den byla stanovena na základě chronické studie u krys, podle níž byl NOAEL (nejvyšší experimentální dávka, při níž ještě není možné pozorovat negativní účinek dané toxické látky) 100 ppm potravy (5 mg/kg/den) a LOAEL (snížená tělesná hmotnost a hmotnost orgánů) na úrovni 1000 ppm potravy (50 mg/kg/den). Pro výpočet referenční dávky byla použita hodnota NOAEL a aplikací faktoru nejistoty 300.
- WHO – tolerovaný denní příjem (TDI): Pro hodnotu LOAEL je použita dávka 12 µg/kg tělesné hmotnosti/den, při níž již byly pozorovány nepříznivé, alergické reakce. Tato hodnota je dána pro vysoce sensitivní lidskou populaci, proto nebylo potřeba při stanovení TDI použít žádný faktor nejistoty, a tudíž se TDI rovná 12 µg/kg/den. Při této hodnotě TDI a uvažování 60 kg hmotnosti spotřebitele, alokační příjem z pitné vody 20 % (z celkového denního příjmu a při spotřebě 2 l/den) odhadla WHO limitní hodnotu niklu v pitné vodě na 70 µg/l. [13]

### 3.4 OLOVO



Obr. 3.4 Olovo (Pb) [20]

Nejrozšířenější olověnou rudou je galenit  $PbS$ , méně rozšířenými rudami pak anglesit  $PbSO_4$  a cerusit  $PbCO_3$ . Galenit oproti jiným sulfidickým rudám nepodléhá chemické a biochemické oxidaci, díky čemuž se olovo poměrně málo hromadí v důlních vodách, pokud nejsou přítomny jiné sulfidické rudy. V minulosti byly hlavním antropogenním zdrojem olova výfukové plyny motorových vozidel, které obsahovaly rozkladné produkty tetraethylplumbu. Proto se olovo hromadilo zejména na vegetaci v okolí komunikací, postupně byly znečišťovány atmosférické vody, vody povrchové a podzemní. Dalším zdrojem může být koroze olověných vodovodních potrubí. Olovo, jako materiál využívaný pro vodovodní potrubí bylo používáno v minulosti. Dnes jsou již známy jeho toxické účinky a tento materiál využíván není, tudíž tento zdroj v současnosti není tak významný. Dalšími zdroji mohou být odpadní vody ze zpracování rud, z barevné metalurgie, z výroby akumulátorů a ze sklářského průmyslu, jelikož jsou zde sloučeniny olova součástí glazur.

Za přírodní pozadí v podzemních vodách se pokládá koncentrace olova asi  $20 \mu\text{g/l}$ . Větší koncentrace se vyskytují v podzemních vodách, které přicházejí do kontaktu s olověnými rudami. V mořské vodě se nachází koncentrace  $0,03 \mu\text{g/l}$  až  $3,0 \mu\text{g/l}$ . V průzkumu z roku 2007 bylo zjištěno, že dlouhodobě skladovaná voda ve skleněných lahvích může být výrazně kontaminovaná olovem. [4]

Olovo patří k nejdéle známým a často využívaným těžkým kovům. Toxicita olova a jeho nebezpečnost spočívá ve schopnosti tvořit velmi silnou vazbu se skupinou  $-SH$ , jež jsou součástí některých enzymů. Jestliže je tělo akutně toxikováno, tak se to projevuje negativním působením na červené krvinky, a hlavně na poškození centrální nervové soustavy. V lidském organismu se olovo kumuluje především v kostech, avšak může vstoupit i do krevního řečiště a působit na další orgány. Zvláště nebezpečné je olovo pro těhotné ženy a děti. Karcinogenita u olova nebyla prokázána, působí však neurotoicky, proto se řadí mezi potenciální karcinogeny. [4] [21]

Dle požadavků na jakost pitné vody v ČR je nejvyšší mezní hodnota  $0,01 \text{ mg/l}$ , pro kojeneckou vodu je dána hodnota  $0,005 \text{ mg/l}$ . Pro vody vhodné pro závlahu nesmí být koncentrace olova vyšší než  $0,05 \text{ mg/l}$ . Obecný imisní standard pro přípustné znečištění povrchových vod je  $14,4 \mu\text{g/l}$ . V průmyslových odpadních vodách, vypouštěných do kanalizace

je limit pro olovo 0,1 mg/l. Pro vypouštění odpadních vod z povrchové úpravy kovů, smaltování, lakování a z elektrotechnické výroby do povrchových vod je koncentrace limitována hodnotou 0,5 mg/l. [4]

### 3.5 ARSEN



Obr. 3.5 Arsen (As) [22]

Arsen se v přírodě vyskytuje zejména ve formě sulfidů (např. arsenopyrit  $\text{FeAsS}$ , realgar  $\text{As}_4\text{S}_4$ ). Arsen se v přírodě nejčastěji nachází jako doprovodný prvek v rudách mědi, stříbra a olova, při získávání těchto rud se uvolňuje do životního prostředí. V nekontaminovaných půdách bývá obsah arsenu 2 až 10 mg/kg, v kontaminovaných oblastech je obsah podstatně vyšší. Antropogenním zdrojem arsenu je spalování fosilních paliv, hutní a rudný průmysl, koželužny a aplikace některých pesticidů. Významné množství arsenu je obsaženo ve výluzích z elektrárenského popílku a v některých důlních vodách. Arsen je také obsažen v odpadních vodách z praní prádla (pokud se využívají prací prostředky s polyfosforečnanem), kde doprovází fosfor. Bylo zjištěno, že prací prostředky s obsahem polyfosforečnanů obsahují až 13 mg/kg arsenu. Sloučeniny arsenu se využívají také jako pesticidy. [4]

Akutní toxicita je obdobně jako u olova způsobena vazbou na  $-\text{SH}$  skupinu. Arsen se ve vodách objevuje v oxidačním stupni III a V. Sloučeniny arsenu v oxidačním stupni V mají větší karcinogenní účinky než sloučeniny, kde je arsen v oxidačním stupni III, zde jsou jeho účinky spíše toxické. Sloučeniny arsenu jsou silně toxické s vysokou kumulativní schopností v organismech. V organismu ukládají v játrech a ledvinách, rovněž zasahují do nervového systému. Byly prokázány i karcinogenní a teratogenní účinky arsenu. [4] [21] [23]

Arsen je v přírodě v malém množství značně rozšířen, v podzemních a povrchových vodách se vyskytuje obvykle v koncentracích jednotek až desítek  $\mu\text{g/l}$ . Za přírodní pozadí v podzemních vodách se pokládá koncentrace asi 5  $\mu\text{g/l}$ . V minerálních vodách v ČR se koncentrace arsenu obvykle pohybuje v jednotkách až desítkách  $\mu\text{g/l}$ , ale jsou i výjimky, jako jsou prameny v Karlových Varech či Františkových lázních, které obsahují i přes 100  $\mu\text{g/l}$  arsenu. Vysoké koncentrace As obsahují také některé geotermální vody. V mořské vodě se vyskytuje koncentrace arsenu obvykle od 1 do 9  $\mu\text{g/l}$ . [4]

Schopností arsenu je i vysoká kumulace v plaveninách a říčních sedimentech. Arsen je značně pohyblivý, nehromadí se příliš v rybách, tudíž otravy při jejich konzumaci nebyly dosud zaznamenány. V některých zemích třetího světa je arsen nejvýznamnějším toxickým

kovem obsaženým jak v podzemních vodách, tak ve vodě pitné. Například v Indii, Taiwanu a Bangladéši byly zaznamenány hromadné případy chronické otravy arsenem. V podzemních vodách používaných pro pitné účely byly naměřeny hodnoty koncentrace arsenu až 3,7 mg/l. [24]

V ČR je v pitné vodě arsen limitován nejvyšší mezní hodnotou 0,01 mg/l, v balené kojenecké vodě hodnotou 0,005 mg/l. Obecný imisní standard přípustný pro znečištění povrchových vod arsenem je hodnota 0,02 mg/l, v povrchových vodách, které jsou využívány pro vodárenské účely pouze 0,005 mg/l. Ve vodách využívaných pro závlahu nesmí být překročena hodnota 0,05 mg/l. V průmyslových vodách vypouštěných do kanalizace je limitní koncentrace arsenu 0,2 mg/l. Při vypouštění do povrchových vod je dána pro odpadní vody z těžby a zpracování rud a z povrchové úpravy kovů přípustná koncentrace arsenu 0,5 mg/l, ze skláren 1,5 mg/l a z elektronických výrob 0,5 mg/l. [4]

### 3.6 KADMIUM



Obr. 3.6 Kadmium (Cd) [25]

Kadmium je velmi často doprovázeno zinkem v různých zinkových rudách, při jejich zpracování přechází kadmium do odpadních vod a také do atmosféry. Významným antropogenním zdrojem jsou fosforečnanová hnojiva, které mohou obsahovat až 170 mg/kg a aplikace čistírenských kalů v zemědělství. V půdách se kadmium vyskytuje obvykle v množství 1 mg/kg. Odpadní vody z galvanického pokovování a z výroby baterií Ni-Cd patří mezi další antropogenní zdroje. Kadmium slouží jako stabilizátor některých termoplastů, například PVC, při jejichž spalování dochází k přechodu kadmia do atmosféry a výrazně se tak podílí na jejich kontaminaci. Do atmosféry také přechází v důsledku spalování fosilních paliv, nafty a topných olejů.

Kadmium patří mezi velmi nebezpečné jedy, mezi kovy se podle klesající toxicity řadí na druhé místo hned za rtuť, významně se kumuluje v biomase, plaveninách a sedimentech. Má jeden z nejvyšších akumulčních koeficientů a velice dlouho tak setrvává v těle. Kromě toho také zesiluje účinky jiných toxických kovů například Zn a Cu.

Ve vodách Cd doprovází v nižších koncentracích zinek. Ve srážkových vodách v okolí Čertova jezera na Šumavě se průměrná koncentrace kadmia naměřila v rozmezí 0,03 až 0,09 µg/l. Průměrná koncentrace kadmia v pitné vodě podzemního původu v ČR byla asi 0,95 µg/l, pro pitnou vodu povrchového původu asi 0,92 µg/l. V kyselých vodách, které

se vyskytují v oblasti rudných nalezišť, lze nalézt koncentrace až v desítkách mg/l. V mořské vodě se vyskytuje asi 0,1 µg/l. [4]

Kadmium řadíme mezi látky potencionálně karcinogenní, respektive teratogenní, kumuluje se v kůře nadledvinek, játrech a kostech. Je jednou z příčin vysokého krevního tlaku, způsobuje poškození ledvin, reprodukčních orgánů, dále redukuje červené krvinky a může vyvolat i rakovinu plic. Stejně jako zinek i kadmium je velmi toxické pro vodní organismy, nejcitlivější jsou ryby lososovité. [8] [23]

V pitné vodě je kadmium limitováno nejvyšší mezní hodnotou 5 µg/l, v balené kojenecké vodě mezní hodnotou 2,0 µg/l. Obecně imisní standard pro přípustné znečištění povrchových vod je 0,7 µg/l. Vody vhodné pro závlahu mají nejvyšší přípustnou koncentraci Cd 10 µg/l, při koncentracích nad 20 µg/l vodu považujeme za nevhodnou. V průmyslových odpadních vodách vypouštěných do kanalizace je pro kadmium stanoven limit 0,1 mg/l. Odpadní vody vypouštěné do vod povrchových jsou limitovány hodnotou 0,2 mg/l. Kadmium je zpoplatněným ukazatelem znečištění vypouštěných průmyslových odpadních vod. [4]

## 4 MOŽNOSTI ODSTRANĚNÍ TĚŽKÝCH KOVŮ Z VODY

Toxické těžké kovy se vyskytují v přírodním ekosystému, následně se hromadí buď přímým příjmem nebo potravními řetězci v lidských tělech, proto by měly být ze životního prostředí odstraněny. Existuje více technologických postupů k odstranění těžkých kovů při úpravě vody: srážení neboli čiření, iontová výměna, membránové, adsorpční a elektrochemické procesy a nově se začínají objevovat také biologické metody. [26] [27]

Při výběru metody úpravy vody je nutné zvážit více faktorů, které mohou ovlivnit efektivnost odstranění, ale i investiční a provozní náklady (spolehlivost, účinnost, náročnost z hlediska provozování). Mezi důležité faktory při výběru účinné technologie patří složení surové vody (přítomnost jiných těžkých kovů, anorganických a organických látek v upravené vodě, pH vody), počáteční koncentrace kovů a požadavky na upravenou vodu. Taktéž je důležité zvážit investiční náklady na jednotlivé technologie a posoudit předpokládané provozní náklady. Důležitým hlediskem při volbě vhodné metody je také produkce odpadu a možnosti zneškodňování použitého sorbentu po vyčerpání jeho sorpční kapacity na skládce. [27]

Každý způsob odstraňování těžkých kovů z vody má své výhody a nevýhody, například koagulace se solí železa a kamencem je relativně levná, avšak vytváří kal bohatý na těžké kovy. Technologie úpravy vody s povrchy na bázi železa je snadno ovladatelná a relativně levná ale obvykle se neregeneruje a použitý materiál je klasifikovaný jako toxický odpad. Iontová výměna selektivně odstraňuje nízkou hladinu kovových iontů z kontaminované vodonosné vrstvy i přes vysokou koncentraci přírodní složky. Vody bohaté na železo a mangan mohou vyžadovat předúpravu, aby se předešlo ucpání média. Tato metoda je průměrně nákladná a při regeneraci produkuje solanku, která je bohatá na kovy. Membránové technologie mají vysokou účinnost odstraňování těžkých kovů, ale obvykle vyžadují předúpravu. Technologie je relativně drahá, obzvláště pokud jsou provozovány při vysokých tlacích.

Elektrochemické metody mají dlouho historii jako technologie úpravy vody pro odstranění široké škály znečišťujících látek. Avšak tyto metody nikdy nebyly akceptovány jako hlavní technologie pro úpravu vody. Jsou nejvhodnější pro decentralizovanou úpravu vody a zásobování pitnou vodou pro malé obce v odlehlých oblastech. [26]

Kromě srážení se nejčastěji používá adsorpce na vhodných adsorpčních materiálech. Sorpce je z hlediska provádění jednoduchá, efektivní a ekonomicky přijatelná metoda odstraňování těžkých kovů, také zejména díky možnosti použití širokého spektra látek se sorpčními schopnostmi (sorbenty). Nejrozšířenějším adsorbentem pro úpravu vody je aktivní uhlí, které je velmi drahé a má vysoké provozní náklady, díky vysoké ceně aktivního uhlí a vždy vysokému průtoku vody a tyto náklady mohou být značně navýšeny, pokud lokálně neexistují žádné jednotky na regeneraci uhlíku. [26] [27]

Jako cenově dostupné sorbenty jsou využívány některé přírodní materiály (zeolity), ale také odpady z průmyslu a zemědělství. Nejvíce testované sorbenty těžkých kovů jsou oxidy a hydroxidy železa, aktivovaná alumina, hydroxidem železa obalený písek, aktivní uhlí, média s vrstvou  $\text{TiO}_2$  nebo  $\text{MnO}_2$  na povrchu a pod povrchem. [27]



## 4.1 ADSORPCE NA AKTIVNÍM UHLÍ

Adsorpce je proces, při němž dochází k nárůstu koncentrace látek v oblasti mezifázového rozhraní, proces je doprovázen poklesem mezifázové (povrchové) energie. Adsorbent je pevná látka, na jejímž povrchu dochází k adsorpci, naopak adsorbát je látka, která je vázaná (adsorbována) na fázovém rozhraní. Koncentrace adsorbátu při adsorpci v roztoku klesá, na povrchu adsorbentu naopak roste.

Adsorpce na aktivní uhlí se využívá zejména pro doupravu vody:

- odstraňování organických látek přírodního i syntetického původu, včetně mikropolutantů (pesticidy, herbicidy, PCB, léčiva, barviva, NOM, AOM, řasové toxiny, chlorované uhlovodíky, vedlejší produkty dezinfekce aj.),
- zlepšování organoleptických vlastností vody (látky ovlivňující pach a chuť vody),
- odstraňování těžkých kovů. [28]

Aktivní uhlí je nejpoužívanější adsorbent při úpravě vody, je vyráběné speciálními termickými a chemickotermickými postupy z přírodních organických materiálů. Jeho měrný povrch je obzvláště velký, okolo 1000-2000 m<sup>2</sup>/g. Adsorpční vlastnosti aktivního uhlí jsou závislé na způsobu jeho přípravy. O adsorpčních vlastnostech rozhoduje velikost pórů, měrný povrch a chemická reaktivita povrchu. [4] [29]

Je to velice porézní materiál, s velkou účinnou plochou. Struktura je tvořena póry o různé velikosti, mikropóry, jejichž velikost je menší než 2 nm, zaujímají cca 95 % z celkové plochy a adsorbují hlavně organické látky. Transportní póry rozdělujeme na makropóry, jejichž velikost je větší než 50 nm a mezopóry, velikost 2 až 50 nm, umožňují přístup organických molekul k aktivním centrům aktivního uhlí, mikropórům. [29]

Četnost výskytu mikropórů a transportních pórů určuje vlastnosti aktivního uhlí, a také jeho vhodnost či nevhodnost pro úpravu pitných vod. Ve vodárenství jsou vhodná aktivní uhlí vyrobená z černého uhlí, jež mají vhodný poměr mikropórů a transportních pórů, a především má vyšší sorpční schopnost, a tudíž i vyšší účinnost a životnost. Aktivní uhlí je možno vyrábět také z kokosových skořápek, ze dřeva, z ropných produktů či rašeliny. [30]

Dle tvaru a velikosti dělíme aktivní uhlí na práškové (PAU), granulované neboli zrné (GAU), extrudované (válečkové) a tkaninové. Pro kontinuální úpravu pitných vod se využívá převážně granulované aktivní uhlí, pro nárazové odstranění organických polutantů práškové aktivní uhlí. Extrudované a tkaninové aktivní uhlí se používají pro čištění plynné fáze. [31]

Aktivní práškové uhlí se využívá při sezónně zhoršené jakosti vody (např. odstranění příchutě či zápachu vody), jestliže využíváme práškový sorbent, dávkujeme ho přímo do vody (do průtočného profilu úpravny) nebo jako vodní emulzi. Adsorpci na PAU zařazujeme před filtraci. Druhým způsobem aplikace aktivního uhlí v úpravnách vod je v koloně s granulovaným uhlím, přes kterou upravovaná voda protéká, využívá se při trvale zhoršené jakosti vody, kdy již nelze požadované jakosti vody dosáhnout pouze čiřením. Adsorpci zařazujeme za čiření a pískovou filtraci. [29] [30]



**Obr. 4.1 Práškové aktivní uhlí (PAU) [31]**

Dávkování PAU do upravené vody v průtočném profilu je finančně méně náročnější způsob, práškové aktivní uhlí je dávkováno společně s koagulanty. Společně s vysráženými hydroxidy je separováno z vody. Tento způsob je většinou používán s časovým omezením, a snaží se docílit rychlého zlepšení kvality produkované vody. Je však ekonomicky neúspěšný, jelikož sorbent je sycen i látkami, jež lze odstranit koagulací. [32]



**Obr. 4.2 Granulované aktivní uhlí (GAU) [31]**

V případě, kdy upravovaná voda protéká přes filtrační materiál (granulované uhlí) v koloně, je přiváděna voda již zbavena většiny nečistot. Kolona je totiž umístěna za procesem čištění včetně separace vloček hydroxidů, za tímto stupněm probíhá pouze hygienizace. Po průtoku určitého množství vody dojde k vysycení adsorpčních center sorbentu a adsorbát začne pronikat do upravované vody. Při stálém povrchovém zatížení lze zaznamenat závislost koncentrace adsorbátu v odtoku z kolony v čase tzv. průniková křivka. Zbytková koncentrace se zpočátku pomalu zvyšuje, posléze dojde k prudkému vzestupu. Před dosažením tolerované zbytkové koncentrace  $c_p$  musí být filtr regenerován. [32]

Po vyčerpání sorpčních vlastností je nutno aktivní uhlí vyměnit za nové nebo jej regenerovat. Reaktivace se neprovádí v úpravně vody, aktivní uhlí je odebráno pomocí speciální cisterny, poté je transportováno do reaktivačního závodu. Reaktivace se provádí

zahříváním na různé teploty, při procesu dochází k úbytku aktivního uhlí, to je doplněno o nové. Poté je aktivní uhlí transportováno zpět k zákazníkovi za pomoci speciální cisterny a naplněno do filtrů.

Regenerované aktivní uhlí má téměř totožné sorpční vlastnosti jako nové aktivní uhlí. Tento proces bývá také levnější než pořízení nového aktivního uhlí. Cena zahrnuje celý postup od odebrání uhlí přes transport, reaktivaci, transport zpět až po doplnění filtrů. [29]

## 4.2 MEMBRÁNOVÉ PROCESY

S rostoucími požadavky na jakost a dostupnost pitné vody mají membránové technologie čím dál větší potenciál využití. Membránové procesy jsou schopné reagovat na změnu kvality surové vody například přítomnost pesticidů či farmaceutik. Mezi další oblasti využití membránových procesů patří kupříkladu úprava při odsolení mořské vody nebo odstranění těžkých kovů a nebezpečných látek z vod. [32]

Tyto procesy jsou ve vodárenství doposud využívány jen minimálně, častěji jsou využívány v oblasti výroby speciálních průmyslových vod. Objevuje se stále více zdrojů vody, které je potřeba využívat, ale není možno je upravit klasickou úpravou. [33]

Membránové procesy jsou založeny na polopropustné membráně, která propouští molekuly vody a částice do určité velikosti (zbylé zachycuje), případně určitého elektrického náboje s ohledem na typ membrány. Do skupiny membránových procesů patří mikrofiltrace, ultrafiltrace, nanofiltrace a reverzní osmóza. [30]

**Mikrofiltrace (MF)** umožňuje separovat heterogenní částice o velikost 0,05 až 10  $\mu\text{m}$ , při tlacích od 20 kPa do 350 kPa. Mohou jí být odstraněny suspendované látky, především bakterie, řasy a protozoa. Avšak tímto způsobem nelze odstranit látky rozpuštěné, pouze ty, které jsou vázány na koloidy.

**Ultrafiltrací (UF)** lze při tlacích 0,1 až 0,6 MPa separovat z vody částice přibližně o velikosti 0,005 až 0,1  $\mu\text{m}$ . Odstraňované jsou především organické látky s relativní molekulovou hmotností  $10^3$ - $10^6$ , bakterie a viry. Z tohoto důvodu může tento způsob separace nahradit klasické způsoby primární dezinfekce chlorem a jeho sloučeninami, při nichž mohou vznikat haloformy a jiné nežádoucí sloučeniny.

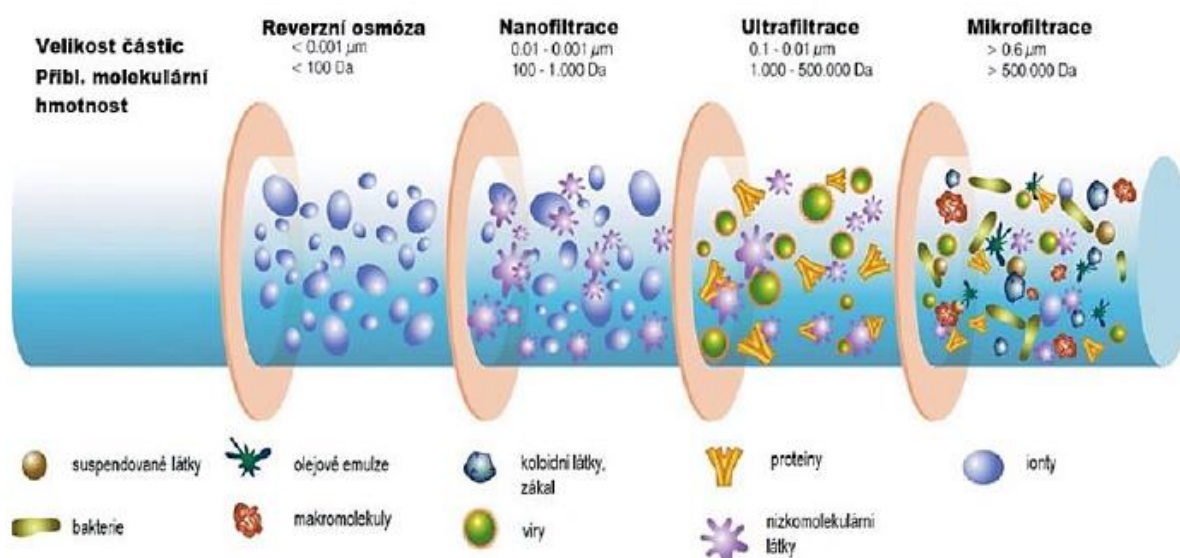
**Nanofiltrace (NF)** se z vody odstraňují organické látky s relativní molekulovou hmotností 500-1000, při tlaku 0,5 až 0,7 MPa. Jde o efektivní metodu pro separaci vícevalentních iontů ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ), zadržuje také rozpuštěné organické látky jako jsou pesticidy.

**Reverzní osmózou (RO)** lze z vody při tlacích vyšších než 5 MPa odstranit veškeré rozpuštěné soli i organické látky s částicemi menšími než 0,001  $\mu\text{m}$ . [33]

**Tab. 4.1 Látky odstraňované z vody pomocí membránových procesů [33]**

| Odstraňované látky                     | MF | UF | NF | RO |
|--|----|----|----|----|
| Suspendované látky                     | C  | C  | C  | C  |
| Prvoci                                 | C  | C  | C  | C  |
| Bakterie                               | C  | C  | C  | C  |
| Viry                                   | P  | C  | C  | C  |
| Železo, mangan                         | D  | D  | C  | C  |
| Huminové látky (NOM)                   | -  | P  | C  | C  |
| CHSK                                   | -  | -  | P  | C  |
| Syntetické organické látky – pesticidy | -  | -  | P  | C  |
| Vápník + hořčík                        | -  | -  | P  | C  |
| Dusičnany                              | -  | -  | -  | C  |
| Amoniak                                | -  | -  | -  | C  |

V tabulce 4.1 je uveden přehled jednotlivých membránových procesů a jejich docílený stupeň odstranění jednotlivých látek a organismů. Kde značí C – kompletní odstranění, P – částečné odstranění, D – v závislosti na chemické formě. [33]



**Obr. 4.3 Znázornění separačních vlastností v závislosti na zvolené technologii [34]**

Membrána je při filtraci využívána jako selektivní bariéra mezi vodou a látkami, které je z vody potřeba odstranit. Membrána musí být propustná pro rozpouštědlo, ne však pro rozpouštěné látky. Membrána působí jako selektivní bariéra mezi dvěma fázemi, fází zachycovaných nečistot (retentát, solanka) a fází upravené vody, jež prochází membránou (permeát). Hlavní hnací silou je tlakový gradient  $\Delta P$  na membráně, díky níž je dosaženo separace. Výkon membrány je vyjádřen jako průtok membránou v jednotkách  $m^3/m^2/h$ . [30]

Vhodnými materiály membrán jsou kupříkladu látky přírodního původu (acetátová celulóza), syntetické materiály (polyamidy) či keramické membrány na bázi  $Al_2O_3$  a  $ZrO_2$ . V průběhu využívání jsou membrány zanášeny, čím dochází se snižování jejich účinnosti.

Materiál, jež se hromadí na povrchu či uvnitř membrány, lze částečně nebo úplně odstranit mechanickým nebo chemickým čištěním membrány. Účinnost zadržení rozpuštěné látky membránou je závislá na velikosti a tvaru částic těchto látek, vzhledem k velikosti pórů membrány, může být taktéž ovlivněno chemickými vlastnostmi roztoku a interakcemi mezi membránou a rozpuštěnou látkou. [30] [35]

## 5 LABORATORNÍ EXPERIMENT

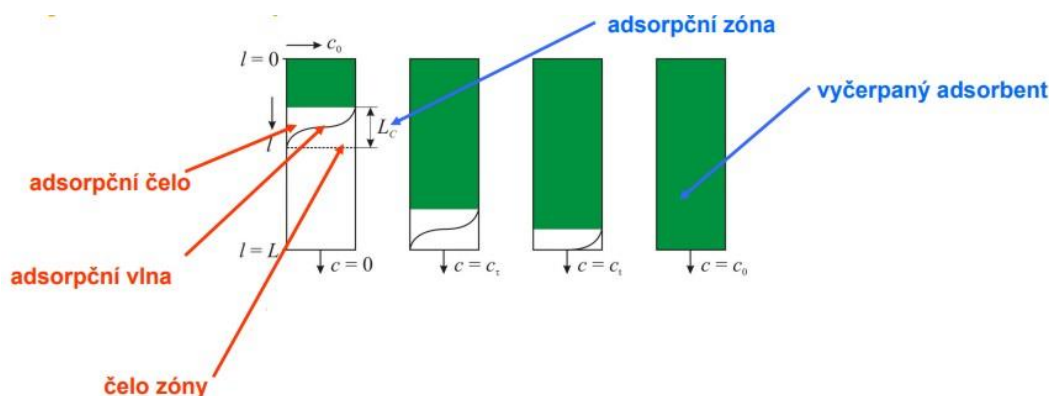
Zvýšené koncentrace železa a manganu ve zdrojích pitné vody jsou pro mnohé již běžně známé. V přírodních zdrojích mají Fe a Mn největší zastoupení. Mnohé přírodní zdroje pitné vody obsahují také zvýšené koncentrace niklu, jež mnohdy i několikanásobně přesahuje limitní koncentrace v pitné vodě, jež je dána vyhláškou 252/2004 Sb. Z tohoto důvodu jsem se v rámci diplomové práce zaměřila především na odstraňování Fe, Mn a Ni z vody. V rámci experimentálního měření jsem posuzovala účinnost odstranění těchto kovů z vody při filtraci přes různé sorpční materiály. Měření bylo provedeno na Fakultě stavební VUT v Brně v laboratoři Ústavu vodního hospodářství obcí.

V experimentu byly použity čtyři filtrační materiály, které jsou primárně určeny k odstraňování arsenu z vody. Proto se zkoumalo, s jakou účinností a jestli tyto materiály obstojí i při odstraňování niklu z vody.

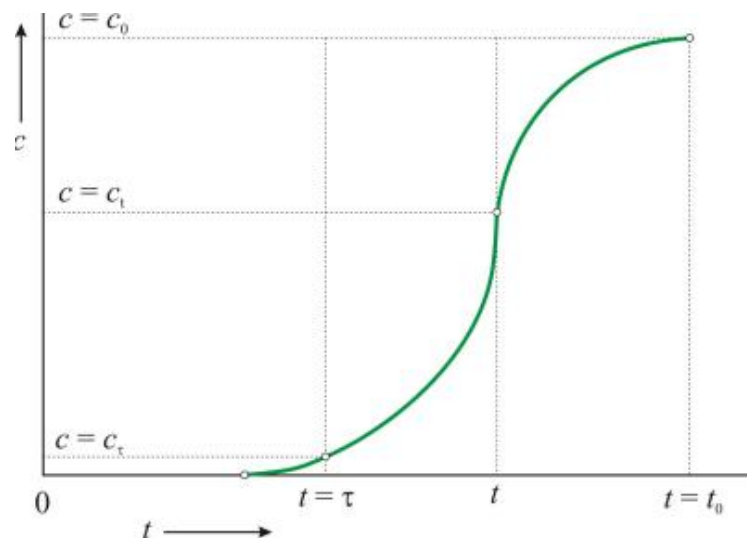
### 5.1 ZPŮSOB ADSORPCE

Adsorpce je jev, který probíhá na mezifázovém rozhraní. Látka, která se adsorbuje se nazývá adsorbát, látka, na které probíhá adsorpce je označována jako adsorbent. Laboratorní experiment probíhal na principu dynamické adsorpce. Při dynamické adsorpci dochází k průtoku roztoku adsorbátu v koloně nehybnou vrstvou (granulovaného) adsorbentu. Při průtoku vrstvou adsorbentu se rozpuštěné látky zachytí v horní části kolony, v dalších vrstvách protéká již čistá kapalná fáze. Rozhraní mezi vyčerpanou a čerstvou vrstvou adsorbentu je označováno jako adsorpční čelo, jež je charakterizováno tzv. adsorpční vlnou. Adsorpční vlna vyjadřuje pokles koncentrace z počáteční hodnoty  $c_0$  na hodnotu  $c \approx 0$ . Vrstva, znázorněna v obr. 5.1 jako  $L_c$ , nazýváme adsorpční zónou, je to vrstva, ve které dochází k poklesu koncentrace. Místo přechodu zóny do čerstvého adsorbentu je označováno jako čelo zóny. V průběhu adsorpce adsorpční zóna postupuje ke konci kolony a v čase  $t = \tau$  dojde k jejímu průniku. Koncentrace sledované látky na odtoku z kolony postupně roste a v čase  $t = t_0$  docílí vstupní hodnoty  $c_0$ , jelikož dojde k vyčerpání adsorbentu. [28] [32]

Časová závislost koncentrace adsorbované látky na výtoku z kolony se nazývá průniková křivka (obr. 5.2). Z průniku čas  $t = \tau$  lze posléze stanovit adsorpční kapacitu adsorbentu pro daný adsorbát. [28]



Obr. 5.1 Průběh adsorpce [28]



Obr. 5.2 Průniková křivka [28]

## 5.2 FILTRAČNÍ MATERIÁLY

### 5.2.1 Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400

Granulované aktivní uhlí FILTRASORB je vyráběno z vybraných druhů černého uhlí aktivací vodní parou dle příslušných norem jakosti, díky čemuž je zajištěna vysoká čistota produktů s ideální porézností. Granulované uhlí Filtrasorb 100 a Filtrasorb 400 jsou instalovány ve více než 500 úpravnách vody po celé Evropě, Spojených státech amerických a taktéž v Asii.

Kromě vlastního zachycení mechanických nečistot jsou uplatňovány sorpční a chemisorpční vlastnosti specifického povrchu. Proto GAU dokáže zachytit i ve vodě rozpustné látky organického charakteru. Materiál je jeden z mála, který dokáže odstranit ropné látky, organické toxické sloučeniny a toxické těžké kovy, jako jsou rtuť, kadmium a olovo. Účinné je také při odstraňování nežádoucích pachů a pachutí a také při oxidaci rozpuštěného chlóru. Díky vysoké adsorpční kapacitě a vysokému počtu transportních pórů, mají také vyšší schopnost odstraňování mikropolutantů jako jsou kupříkladu pesticidy. Filtrace na aktivním uhlí bývá obvykle zařazena za základní filtraci mechanických nečistot.

Granulované aktivní uhlí FILTRASORB tlumí nárazová zvýšení množství škodlivin při haváriích, přetížení nebo výpadku jiných předúprav vody. Využívá se jako ochrana u reverzní osmózy a u iontoměničových technologií. Oproti práškovému aktivnímu uhlí (PAU) lze granulované aktivní uhlí regenerovat a zvýšit hospodárnost procesu. Všechny druhy aktivního uhlí FILTRASORB mají vysokou odolnost proti otěru, což umožňuje opakované promývání. [36] [37] [38]



Obr. 5.3 Aktivní uhlí Filtrasorb F100 [autor]

Tab. 5.1 Základní specifikace aktivního uhlí Filtrasorb [37] [38]

| Specifikace           | Jednotky             | Filtrasorb F100 | Filtrasorb F400 |
|-----------------------|----------------------|-----------------|-----------------|
| Specifický povrch BET | [m <sup>2</sup> /kg] | 900             | 1100            |
| Efektivní velikost    | [mm]                 | 0,8-1,0         | 0,6-0,7         |
| Otěruvzdornost        | [%]                  | 75              | 75              |
| Jódové číslo          | [mg/g]               | min. 850        | min. 1050       |
| Hustota               | [kg/m <sup>3</sup> ] | 500             | 425             |
| Barva                 | [-]                  | černá           | černá           |
| Cena bez DPH          | [Kč/kg]              | 115,-           | 145,-           |

### 5.2.2 Bayoxide E33

Bayoxide E33 je suchý krystalický granulovaný sorbent na bázi hydroxidu železa. Byl vyvinut společností Severn Trent ve spolupráci se společností Bayer AG, především za účelem odstraňování arsenu, ale také jiných kontaminantů z vody. Vyrábí jej firma LANXESS Deutschland GmbH, Leverkusen v Německu. Je vyráběn ve dvou variantách Bayoxide E33 a Bayoxide E33P, který je vyráběn v tabletách, zatímco Bayoxide E33 je granulovaný. Materiál byl prvotně navržen pro odstraňování arsenu, jeho výhodou je odstraňování obou forem As<sup>III</sup> a As<sup>V</sup>. Je také velice účinný při odstraňování dalších těžkých kovů, například olovo, měď, antimon a jiné, odstraňuje také železo a mangan. Výrobce udává schopnost úpravy vody či obsahu arsenu 11-5 000 µg/l a obsahu železa 50-10 000 µg/l. [15] [24]





Obr. 5.4 Bayoxide E33 [39]

Tab. 5.2 Přehled vlastností materiálu Bayoxide E33 [15] [24]

| Specifikace           | Jednotky                 | Bayoxide E33                                    |
|-----------------------|--------------------------|---|
| Chemické složení      | [-]                      | $\text{Fe}_2\text{O}_3 + \alpha \text{Fe-O-OH}$ |
| Specifický povrch BET | $[\text{m}^2/\text{g}]$  | 120-200   |
| Velikost částic       | $[\text{mm}]$            | 0,5-2,0   |
| Objemová hmotnost     | $[\text{g}/\text{cm}^3]$ | 0.45  |
| Pracovní oblast pH    | [-]                      | 6,0-8,0   |
| Pórovitost zrn        | $[\%]$                   | 85  |
| Barva                 | [-]                      | jantarová                                       |
| Popis materiálu       | [-]                      | suchý zrnitý                                    |
| Cena bez DPH          | $[\text{Kč}/\text{kg}]$  | 596,-   |

### 5.2.3 GEH

Sorpční materiál GEH (Granulated Eisen Hydroxide) je založen na bázi granulovaného hydroxidu železa. Je to poměrně nový materiál, který byl vyvinut na Berlínské univerzitě na katedře Kontroly kvality vody, za účelem odstraňování arsenu a antimonu z vody. Materiál vyrábí německá firma GEH-Wasserchemie GmbH, do České republiky je dovážen společností Inform-Consult Aqua s.r.o. Příbram. Technologie úpravy spočívá v adsorpci kontaminantu na granulovaný hydroxid železitý neboli GEH sorbent, který je uložený v reaktoru, přes který protéká upravovaná voda. Adsorpční kapacita materiálu, závisí na provozních podmínkách. [11] [40]



Obr. 5.5 GEH [39]

Tab. 5.3 Přehled vlastností materiálu GEH [15]

| Specifikace           | Jednotky                 | GEH   |
|-----------------------|--------------------------|---|
| Chemické složení      | [-]                      | $\text{Fe}(\text{OH})_3 + \beta \text{Fe-O-OH}$ |
| Specifický povrch BET | $[\text{m}^2/\text{g}]$  | 250-300   |
| Velikost částic       | $[\text{mm}]$            | 0,2-2,0   |
| Objemová hmotnost     | $[\text{g}/\text{cm}^3]$ | 1.25  |
| Pracovní oblast pH    | [-]                      | 5,5-6,5   |
| Pórovitost zrn        | $[\%]$                   | 72-77   |
| Barva                 | [-]                      | tmavěhnědá                                      |
| Popis materiálu       | [-]                      | vlhký zrnitý                                    |
| Cena bez DPH          | $[\text{Kč}/\text{kg}]$  | 496,-   |

### 5.3 POSTUP MĚŘENÍ

Při měření byly využity čtyři filtrační materiály Filtrasorb100, Filtrasorb400, Bayoxide E33 a GEH, dodány od výrobců. Filtrace probíhala ve čtyřech kolonách, každý sorpční materiál byl vsypán do skleněné trubice s vnitřním průměrem 4,4 cm. Ve spodní části kolon bylo osazeno plastové koleno s regulačním ventilem, poté byla v jednotlivých kolonách vytvořena drenážní vrstva, která bránila úniku sorpčních materiálů při filtraci. Nejspodnější drenážní vrstva byla tvořena z kamínků o velikosti 1 až 2 cm, následovala vrstva skleněných kuliček o průměru 4 mm a nad ní vrstva skleněných kuliček o velikosti 2 mm.

Nad drenážní vrstvou byla vsypána vrstva filtrační náplně. Výška filtrační vrstvy byla zvolena podle doporučení výrobce materiálu. Pro filtrační materiál GEH byla výrobcem stanovena nejmenší doporučená sypná výška 0,8 m, tato výška byla ze všech materiálů největší, proto byla zvolena i pro zbývající materiály. Zbylá výška byla vyplněna vodou a horní část byla utěsněna plastovým uzávěrem s regulačním ventilem.

Po nasypání potřebné výšky filtračních materiálů byly filtrační kolony připevněny na zdi vedle sebe. Výrobci filtračních materiálů doporučují nechat v kolonách materiály namočené minimálně 16 hodin. Příprava filtračních kolon byla provedena v laboratoři v pátek, filtrační materiál byl ponechán v kolonách smáčený 48 hodin, po kterých byl proveden experiment.



**Obr. 5.6 Drenážní vrstva Filtrasorb F100 [autor]**



**Obr. 5.7 Drenážní vrstva Filtrasorb F400 [autor]**

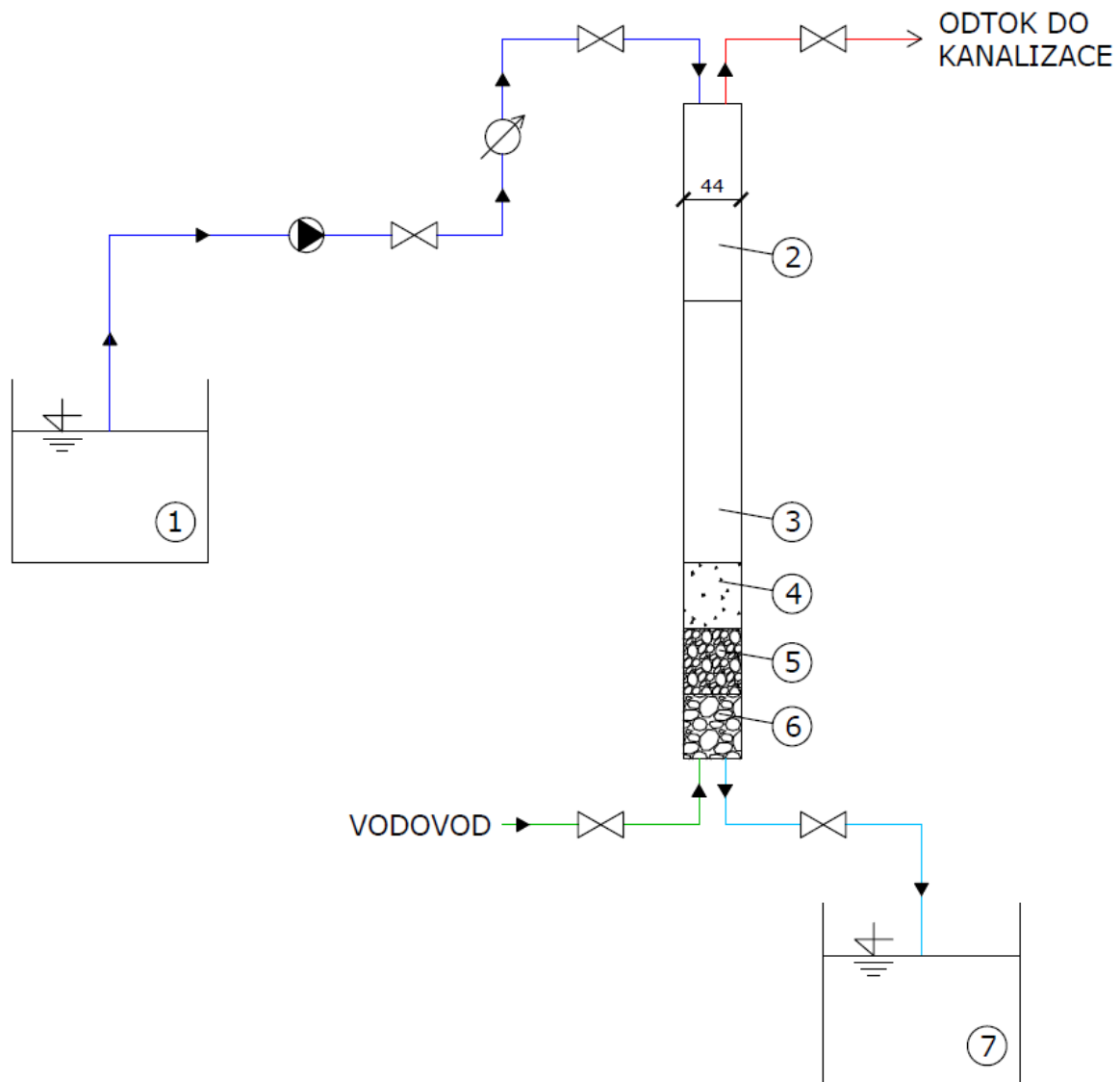


**Obr. 5.8 Drenážní vrstva Bayoxide E33 [autor]**



**Obr. 5.9 Drenážní vrstva GEH [autor]**

Filtrační zařízení se skládalo z barelu s modelovou vodou, do něhož byla vložena sací hadice čerpadla. Z barelu byla voda přes průtokoměr čerpána na jednotlivé kolony. Z filtrační kolony přes filtrační materiály odtékala již upravená voda, pro kterou byla posléze stanovena zbytková koncentrace železa, manganu a niklu. Schéma zapojení je vyobrazeno na obr. 5.10.



**LEGENDA:**

- |                                     |                      |
|-------------------------------------|----------------------|
| ① Barel s modelovou vodou           | ● ČERPADLO           |
| ② Filtrační kolona o průměru 4,4 cm | ⊗ UZÁVĚR             |
| ③ Filtrační materiál                | ⊙ PRŮTOKOMĚR         |
| ④ Skleněné kuličky o velikosti 2 mm | — MODELOVÁ VODA      |
| ⑤ Skleněné kuličky o velikosti 4 mm | — PRACÍ VODA         |
| ⑥ Kamínky o velikosti 1-2 cm        | — PŘEFILTROVANÁ VODA |
| ⑦ Nádoba s přefiltrovanou vodou     | — KALOVÁ VODA        |

**Obr. 5.10 Schéma zapojení filtrační kolony [autor]**

Při měření byla použita modelová voda se zvýšenou koncentrací železa, manganu a niklu. Modelová voda nebyla odebrána přímo ze zdroje, ale byla uměle simulována se záměrem co nejpřesněji se přiblížit očekávané koncentraci těchto kovů v podzemní vodě.

Po přípravě filtračních kolon bylo před započítáním experimentu za potřeby filtrační kolony proprat. Při praní proudí voda filtrem opačným směrem než při filtraci. Praní materiálu probíhalo zespodu nahoru, při procesu praní docházelo k vyplavování znečištění, které bylo ve filtračních materiálech usazeno. K praní byla využita voda z vodovodní sítě, která přes hadici a dále přes průtokoměr proudila do spodní části filtračních kolon. Při praní byl zvolen stabilní průtok, tak aby se filtrační materiály dostaly do vzhov, ale zároveň aby nedocházelo k vyplavování materiálu do kanalizace. Proto jsem zvolila a udržovala průtok 15-20 l/h. Praní filtru jsem prováděla do doby, dokud začala z kolon vytékat čirá voda. Prací voda byla odváděna do kanalizace.



Obr. 5.11 Praní filtrační kolony u Filtrasorbu F100 [autor]

### 5.3.1 Filtrace

Nejprve bylo potřeba připravit modelovou vodu, která simulovala vodu podzemní. V podzemních vodách se běžně setkáváme se zvýšenou koncentrací železa a manganu, proto byla modelová voda tvořena vodou z vodovodní sítě, která je do budovy na Žižkově 17 přiváděna vodovodem z vodojemu Palackého vrch s přidanými koncentráty železa, manganu a niklu. Do barelu se surovou vodou o objemu 30 l jsem postupně pomocí injekční stříkačky nadávkovala 100 ml roztoku železa, 15 ml roztoku manganu a 0,9 ml roztoku niklu. Po přidání roztoků kovů do 30litrového barelu s vodou bylo zapotřebí důkladné promíchání, aby došlo k rozptýlení kovů do celého objemu modelové vody. Poté jsem nechala vodu v barelu 30 minut odstát, aby došlo k ustálení koncentrace. Ve výsledném roztoku bylo dosaženo koncentrace železa 0,33 mg/l, manganu 0,5 mg/l a niklu 30 µg/l viz tabulka 5.4. Výsledné koncentrace překračují limitní koncentrace stanovené vyhláškou 252/2004 Sb. pro pitnou vodu.

**Tab. 5.4 Množství dávkovaného koncentrátu a výsledná koncentrace [autor]**

| Prvek | Množství dávkovaného roztoku [ml] | Limitní koncentrace [mg/l] | Dosažená koncentrace [mg/l] |
|-------|-----------------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| Fe    | 100                               | 0,20                       | 0,33                        |
| Mn    | 15                                | 0,05                       | 0,50                        |
| Ni    | 0,9                               | 0,02                       | 0,03                        |

Před filtrací přes jednotlivé filtrační materiály se z kolon vypustila voda, aby se přes materiály filtrovala pouze modelová voda a nedošlo tak k ovlivnění výsledku experimentu. Filtrační zařízení zapojené v laboratoři na Ústavu vodního hospodářství obcí Fakulty stavební je znázorněno na obrázku 5.12.



**Obr. 5.12 Filtrační zařízení [autor]**



**Obr. 5.13 Barel s modelovou vodou a čerpadlo [autor]**

Při filtraci se modelová voda čerpala do jednotlivých kolon. Průtok jsem opět regulovala pomocí průtokoměru a udržovala jej na hodnotě do 20 l/h. Dle rovnice kontinuity, která vyjadřuje vztah mezi rychlostí proudění a obsahem průřezu v jednom místě uzavřené trubice při ustáleném proudění byla vypočtena filtrační rychlost v koloně dle vzorce:

$$v = \frac{Q}{S} = \frac{Q}{\pi r^2} = \frac{0,02}{\pi * 0,022^2} = \frac{0,02}{0,00152} = 13,15 \text{ m/h} \quad (5.1)$$

kde:            v...            rychlost proudění [m/h]  
                  Q...            objemový průtok [m<sup>3</sup>/h],  
                  S...            filtrační plocha [m<sup>2</sup>]. [41]

Při vnitřním průměru kolony 4,4 cm (plocha kolony 15,2 cm<sup>2</sup>) je výsledná filtrační rychlost v koloně 13,15 m/h.



**Obr. 5.14 Průtokoměr [autor]**

Do skleněných kádinek byly ze spodních výpustí kolon odebrány vzorky filtrované vody. Vzorky byly odebírány v časech 1, 2, 4 a 6 minut od okamžiku, kdy voda začala vytékat z kolony. Z odebraných vzorků jsem v průběhu experimentu v laboratoři Ústavu vodního hospodářství obcí měřila hodnotu pH, teplotu a zákal.



**Obr. 5.15 Odebrané vzorky filtrované přes Filtrasorb F100 [autor]**



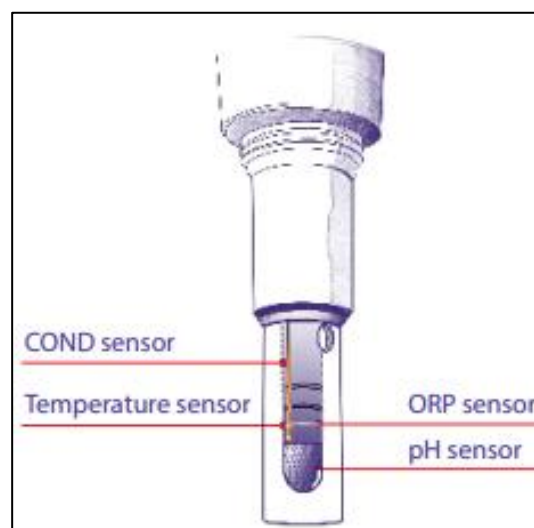
### 5.3.2 Měření pH, teploty a zákalu

V průběhu experimentu jsem z odebraných vzorků měřila také hodnotu pH, teplotu a zákal. Parametry jsem měřila ve všech odebraných vzorcích modelové vody tzn v každém odběru po filtraci v časech 1, 2, 4 a 6 minut a také přes všechny čtyři filtrační materiály.

Pro určení hodnoty pH jsem využívala pH metr XS Instrumentts pH 5 Tester Kit. Jedná se o přenosný měřicí přístroj, který kromě určení hodnoty pH měří také teplotu, vodivost a vlhkost vzduchu. Zařízení je vyrobeno v Itálii a je vybaveno švýcarským senzorem, přístroj je vodotěsný s rozlišením 0,01 pH a rozsah pH 2-16. Díky dvouřádkovému displeji, je možné sledovat zároveň aktuální teplotu a pH vzorku. [42]



Obr. 5.16 pH metr [autor]



Obr. 5.17 Detail senzoru pH metru [42]

Měření zákalu bylo prováděno pomocí přenosného turbidimetru značky Hach 2100Q IS, který byl před použitím kalibrován pomocí sady přiložených standardů (20 FNU, 100 FNU a 800 NTU). Turbidimetr nabízí snadné použití při měření turbidity. Zákal je měřen pomocí světelného toku po průchodu prostředím ve směru dopadajícího světelného toku ze zdroje. Hodnoty zákalu měří přístroj v jednotkách FNU (Formazine Nephelometric Units), což je mezinárodně uznávaná jednotka pro měření zákalu, známější jednotkou pro zákal je ZF neboli formazínová jednotka. Zákal jedné formazínové jednotky 1FZ = 1 FNU. [43]

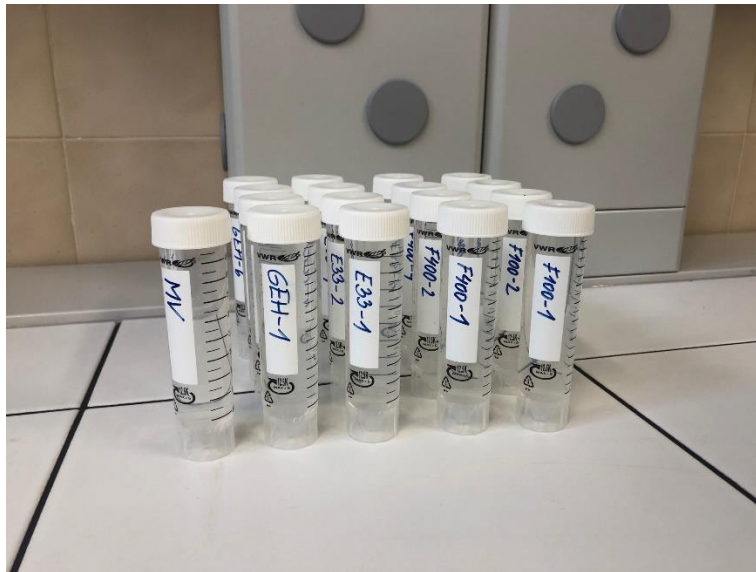


Obr. 5.18 Přenosný turbidimetr Hach 2100Q IS [autor]



Obr. 5.19 Sada přiložených standardů [autor]

Po ukončení experimentu jsem vzorky z kádinek přelila do připravených označených plastových uzavíratelných lahviček o objemu 50 ml. Vzorky jsem následně odnesla do Zdravotního ústavu na brněnské pracoviště. Zdravotní ústav sídlí v Ostravě, vzorky byly odeslány a analýza byla provedena pracovištěm Olomouc. Akreditovaná laboratoř Zdravotního ústavu vyhodnotila koncentrace železa, manganu a niklu.



Obr. 5.20 Připravené vzorky k rozboru [autor]

## 5.4 VYHODNOCENÍ EXPERIMENTU

V následujících tabulkách jsou zaznamenány hodnoty pH, teploty a zákalu, které jsem naměřila v jednotlivých vzorcích v průběhu experimentu. Dále jsou zde zaznamenány koncentrace železa, manganu a niklu, jejichž analýza byla provedena Zdravotním ústavem, pracovištěm Olomouc. Hodnoty koncentrací označené červeně jsou mimo limit stanovený vyhláškou 252/2004 Sb.

Tab. 5.5 Rozbor modelové vody

| Modelová voda |      |         |       |        |        |        |
|---------------|------|---------|-------|--------|--------|--------|
| t             | pH   | teplota | zákal | c Fe   | c Mn   | c Ni   |
| [min]         | [-]  | [°C]    | [FNU] | [mg/l] | [mg/l] | [µg/l] |
| 0             | 7,08 | 17,7    | 1,47  | 0,507  | 0,634  | 45,8   |

Tab. 5.6 Výsledky adsorpce Filtrasorb F100

| Filtrasorb F100 |      |         |       |        |        |        |
|-----------------|------|---------|-------|--------|--------|--------|
| t               | pH   | teplota | zákal | c Fe   | c Mn   | c Ni   |
| [min]           | [-]  | [°C]    | [FNU] | [mg/l] | [mg/l] | [µg/l] |
| 1               | 7,55 | 20,6    | 0,90  | 0,152  | 0,344  | 24,1   |
| 2               | 7,58 | 21,4    | 0,63  | 0,125  | 0,418  | 29,2   |
| 4               | 7,52 | 21,3    | 0,53  | 0,115  | 0,523  | 35,5   |
| 6               | 7,50 | 20,9    | 0,49  | 0,100  | 0,527  | 37,9   |

**Tab. 5.7 Výsledky adsorpce Filtrasorb F400**

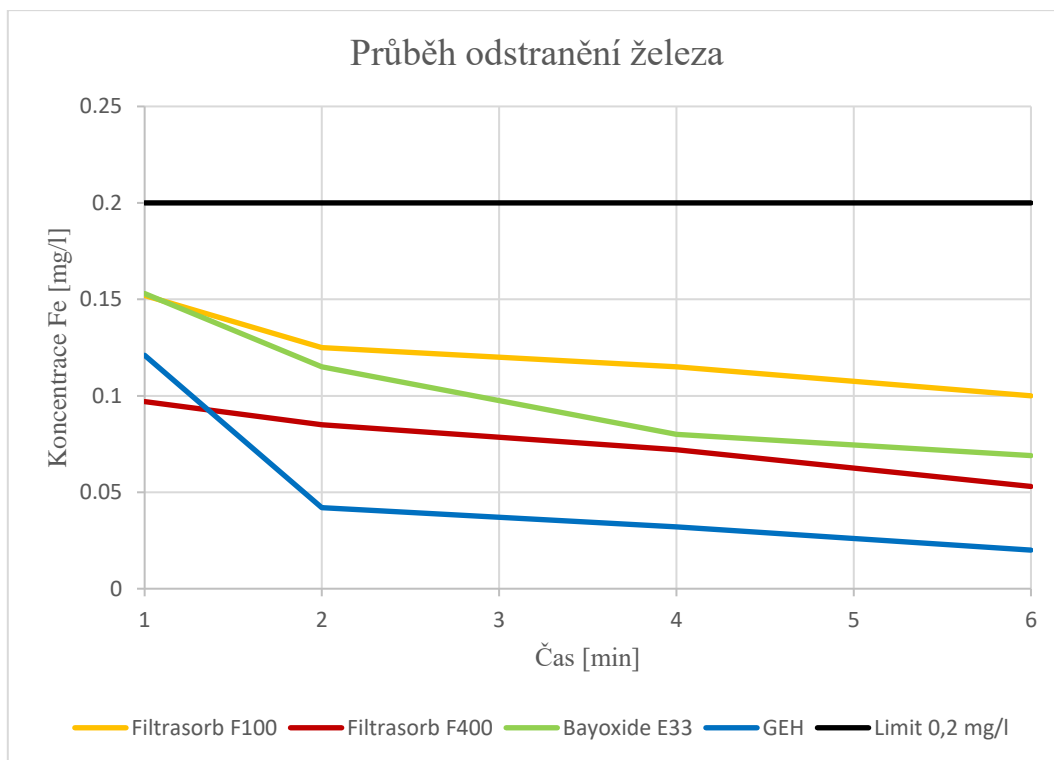
| <b>Filtrasorb F400</b> |      |         |       |        |        |        |
|------------------------|------|---------|-------|--------|--------|--------|
| t                      | pH   | teplota | zákal | c Fe   | c Mn   | c Ni   |
| [min]                  | [-]  | [°C]    | [FNU] | [mg/l] | [mg/l] | [µg/l] |
| 1                      | 8,40 | 20,6    | 0,78  | 0,097  | 0,0085 | 5,1    |
| 2                      | 8,50 | 21,6    | 0,77  | 0,085  | 0,0439 | 9,0    |
| 4                      | 8,31 | 21,3    | 0,63  | 0,072  | 0,1960 | 17,2   |
| 6                      | 8,25 | 20,9    | 0,56  | 0,053  | 0,2380 | 19,9   |

**Tab. 5.8 Výsledky adsorpce Bayoxide E33**

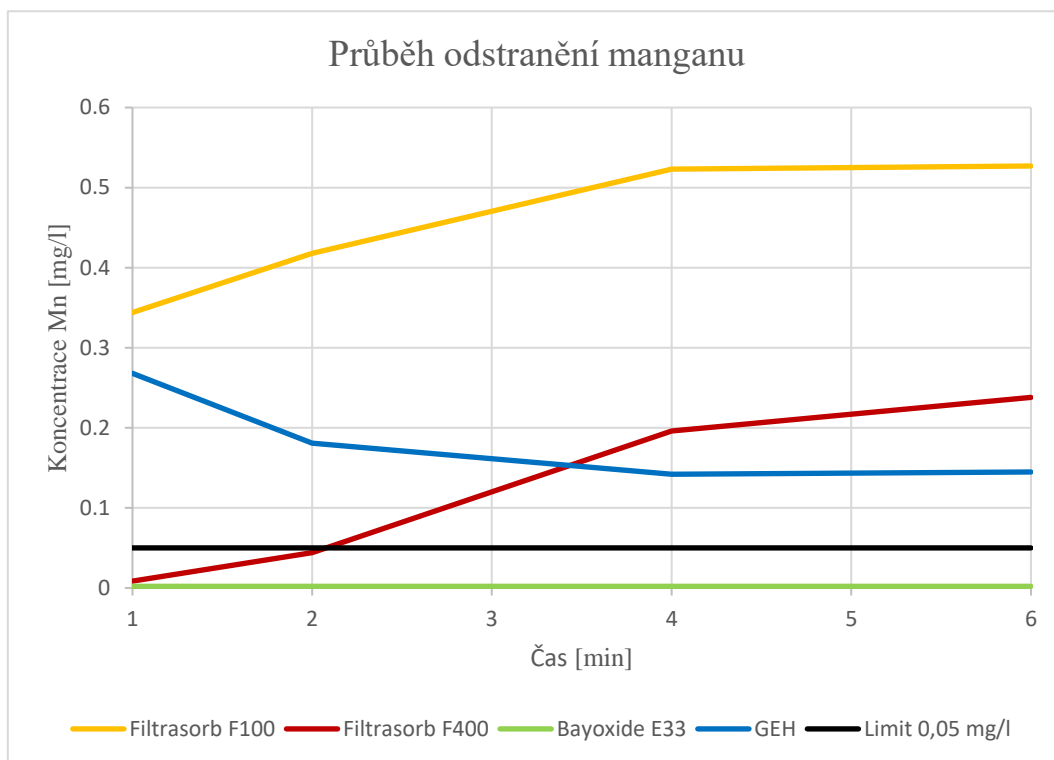
| <b>Bayoxide E33</b> |      |         |       |        |         |        |
|---------------------|------|---------|-------|--------|---------|--------|
| t                   | pH   | teplota | zákal | c Fe   | c Mn    | c Ni   |
| [min]               | [-]  | [°C]    | [FNU] | [mg/l] | [mg/l]  | [µg/l] |
| 1                   | 7,02 | 20,2    | 1,17  | 0,153  | <0,0020 | <2,0   |
| 2                   | 7,05 | 21,6    | 0,71  | 0,115  | <0,0020 | <2,0   |
| 4                   | 7,08 | 21,6    | 0,59  | 0,080  | <0,0020 | <2,0   |
| 6                   | 7,05 | 21,0    | 0,47  | 0,069  | <0,0020 | <2,0   |

**Tab. 5.9 Výsledky adsorpce GEH**

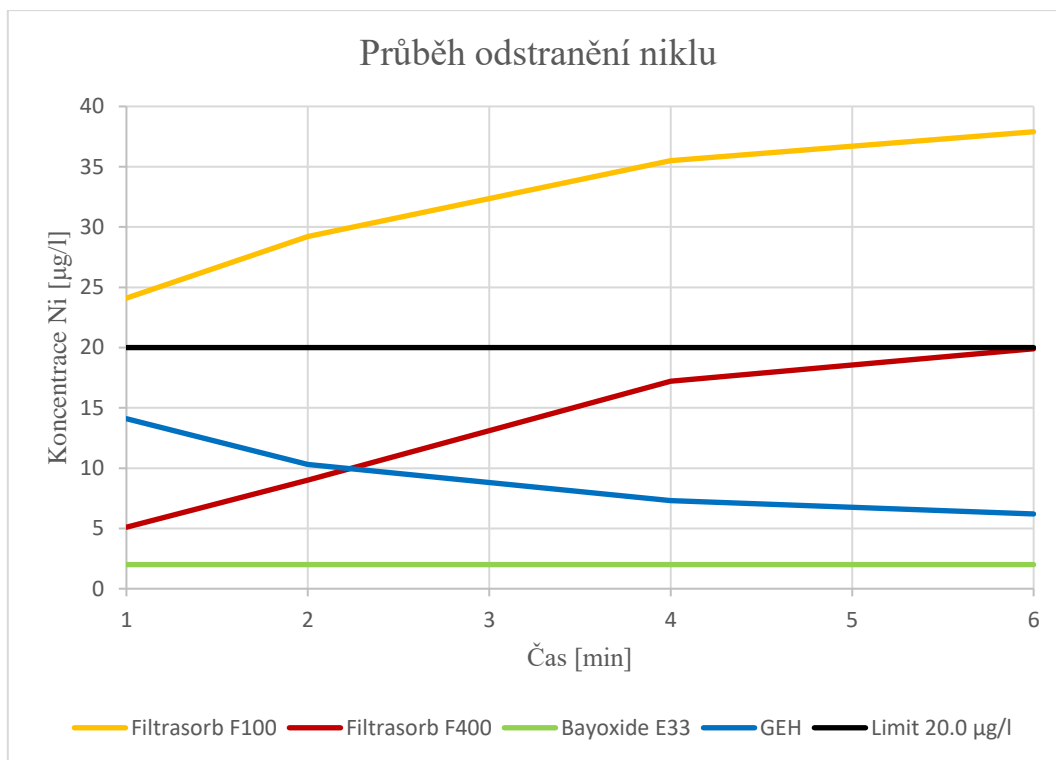
| <b>GEH</b> |      |         |       |        |        |        |
|------------|------|---------|-------|--------|--------|--------|
| t          | pH   | teplota | zákal | c Fe   | c Mn   | c Ni   |
| [min]      | [-]  | [°C]    | [FNU] | [mg/l] | [mg/l] | [µg/l] |
| 1          | 6,58 | 20,5    | 1,34  | 0,121  | 0,268  | 14,1   |
| 2          | 6,45 | 20,8    | 0,64  | 0,042  | 0,181  | 10,3   |
| 4          | 6,02 | 21,5    | 0,60  | 0,032  | 0,142  | 7,3    |
| 6          | 5,81 | 21,1    | 0,37  | 0,020  | 0,145  | 6,2    |



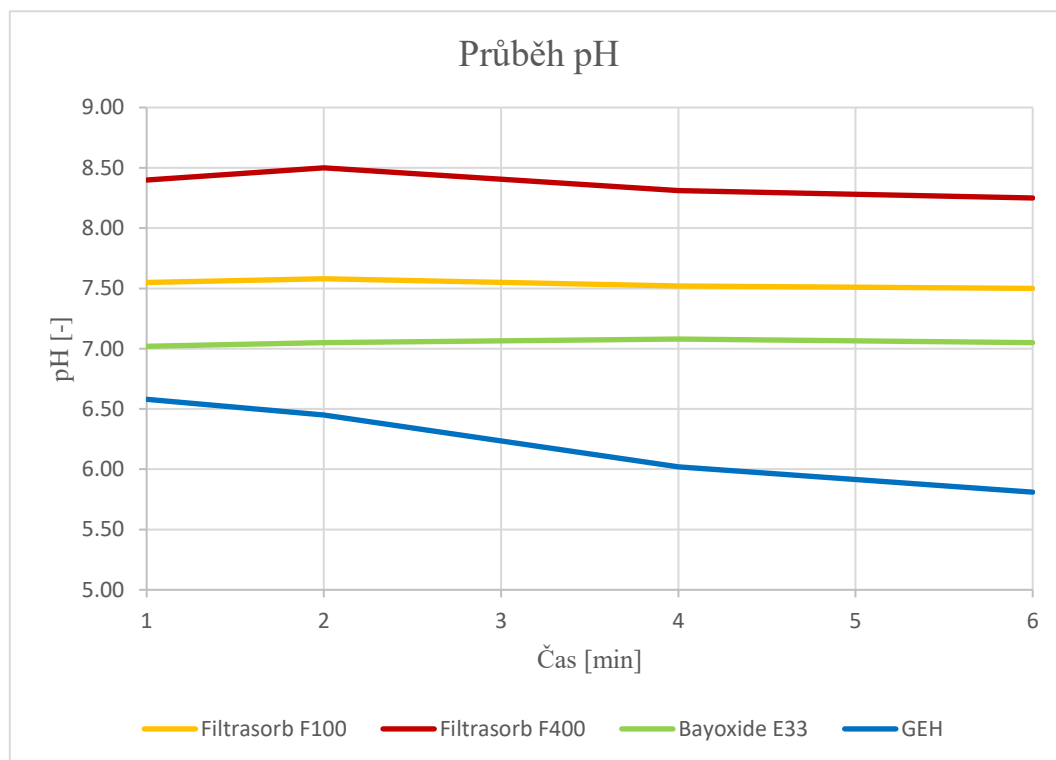
Obr. 5.21 Výsledný graf průběhu koncentrace železa



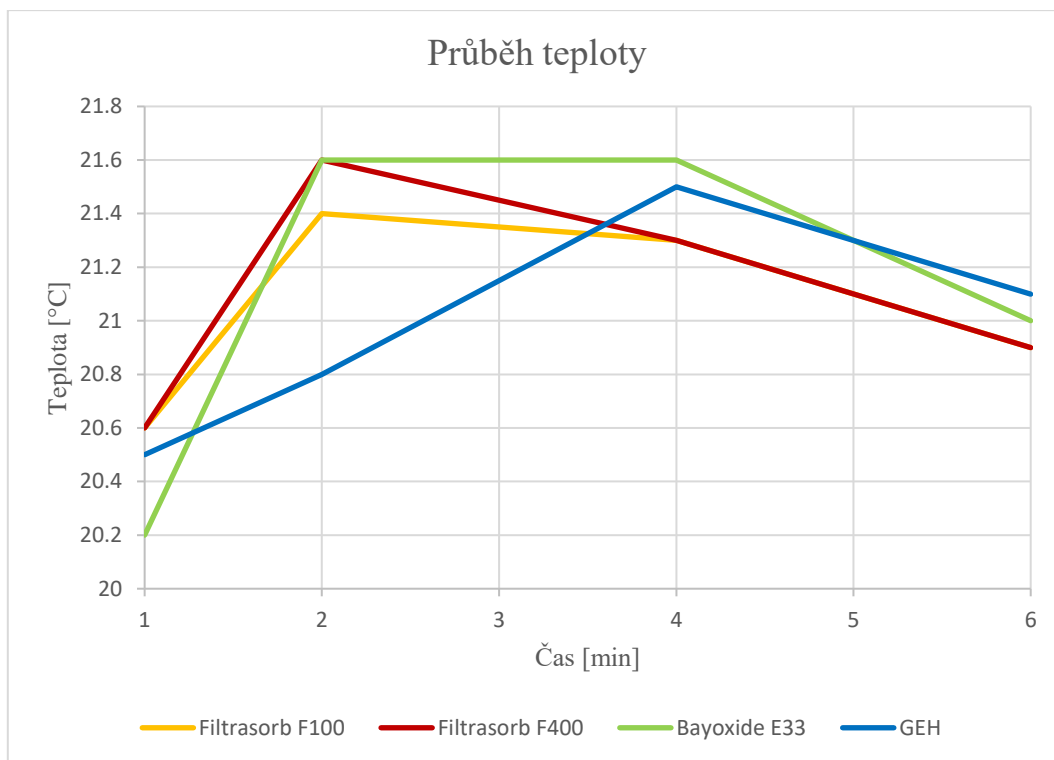
Obr. 5.22 Výsledný graf průběhu koncentrace manganu



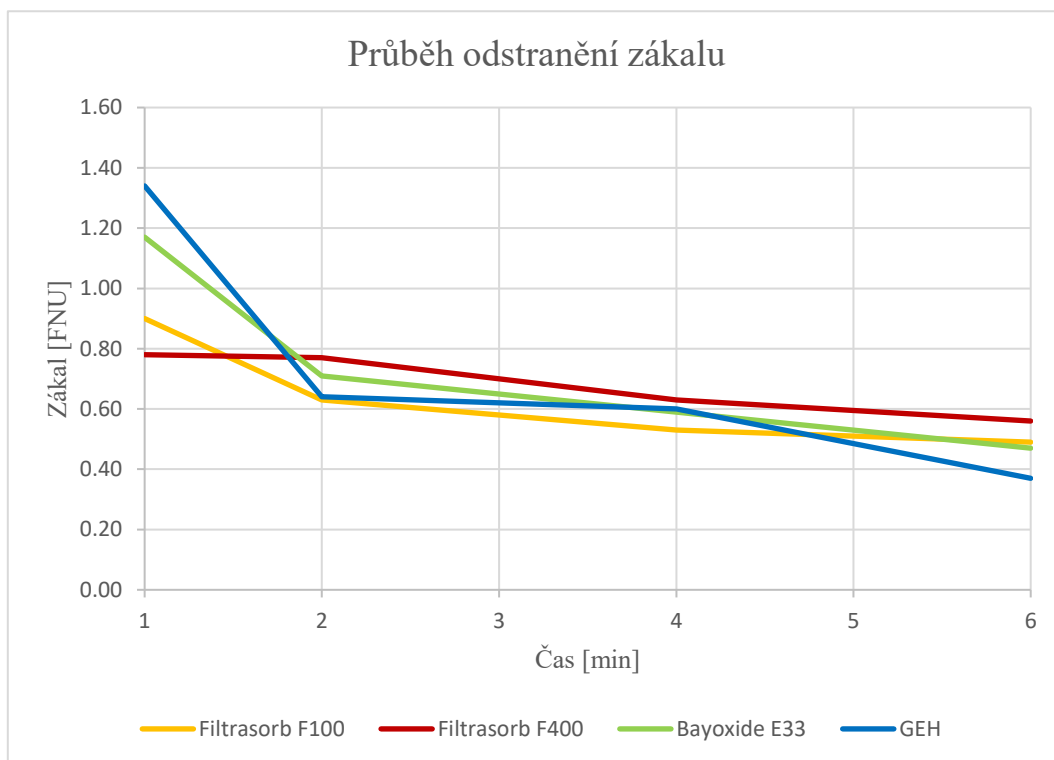
Obr. 5.23 Výsledný graf průběhu koncentrace niklu



Obr. 5.24 Výsledný graf průběhu pH



Obr. 5.25 Výsledný graf průběhu teploty



Obr. 5.26 Výsledný graf průběhu odstranění zákalu

Účinnost jednotlivých materiálů při odstraňování železa, manganu a niklu z vody v čase 1, 2, 4 a 6 minut jsem stanovila dle následujícího vzorce:

$$\eta = \frac{C_{RW} - C_F}{C_{RW}} * 100 \quad (5.2)$$

kde:  $\eta$ ... účinnost odstranění kovu [%]  
 $C_{RW}$ ... koncentrace kovu v surové vodě [mg/l]  
 $C_F$ ... koncentrace kovu po filtraci [mg/l] [26]

Výsledky výpočtů jsou zaznamenány v následujících tabulkách a také graficky znázorněny.

**Tab. 5.10 Účinnost odstranění železa filtračními materiály**

| Účinnost odstranění železa |                          |                          |                       |              |
|----------------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------|--------------|
| t                          | $\eta$ (Filtrisorb F100) | $\eta$ (Filtrisorb F400) | $\eta$ (Bayoxide E33) | $\eta$ (GEH) |
| [min]                      | [%]                      | [%]                      | [%]                   | [%]          |
| 1                          | 70,02                    | 80,87                    | 69,82                 | 76,13        |
| 2                          | 75,35                    | 83,23                    | 77,32                 | 91,72        |
| 4                          | 77,32                    | 85,80                    | 84,22                 | 93,69        |
| 6                          | 80,28                    | 89,55                    | 86,39                 | 96,06        |

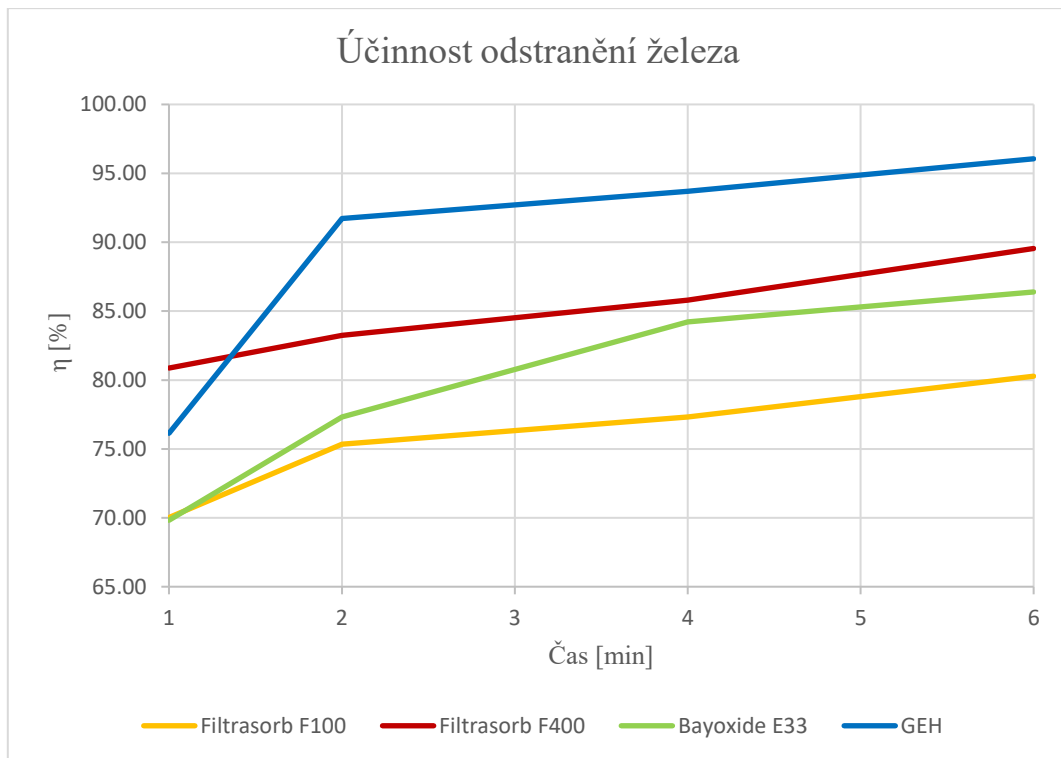
**Tab. 5.11 Účinnost odstranění manganu filtračními materiály**

| Účinnost odstranění manganu |                          |                          |                       |              |
|-----------------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------|--------------|
| t                           | $\eta$ (Filtrisorb F100) | $\eta$ (Filtrisorb F400) | $\eta$ (Bayoxide E33) | $\eta$ (GEH) |
| [min]                       | [%]                      | [%]                      | [%]                   | [%]          |
| 1                           | 45,74                    | 98,66                    | 99,68                 | 57,73        |
| 2                           | 34,07                    | 93,08                    | 99,68                 | 71,45        |
| 4                           | 17,51                    | 69,09                    | 99,68                 | 77,60        |
| 6                           | 16,88                    | 62,46                    | 99,68                 | 77,13        |

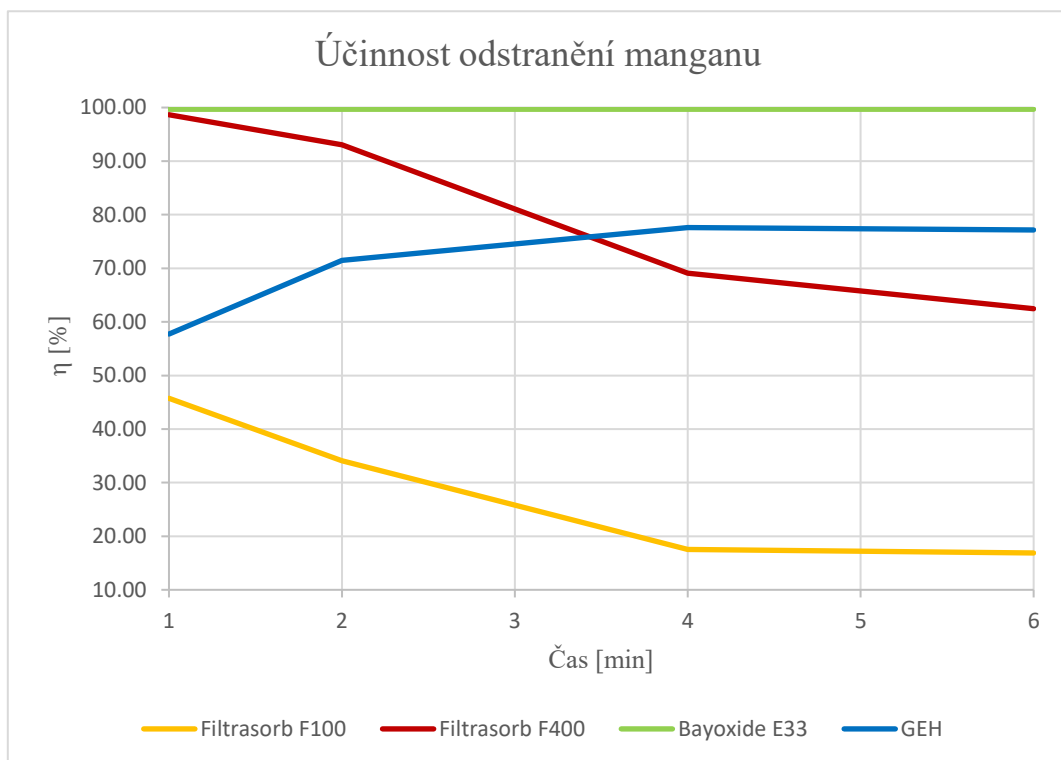
**Tab. 5.12 Účinnost odstranění niklu filtračními materiály**

| Účinnost odstranění niklu |                          |                          |                       |              |
|---------------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------|--------------|
| t                         | $\eta$ (Filtrisorb F100) | $\eta$ (Filtrisorb F400) | $\eta$ (Bayoxide E33) | $\eta$ (GEH) |
| [min]                     | [%]                      | [%]                      | [%]                   | [%]          |
| 1                         | 47,38                    | 88,86                    | 95,63                 | 69,21        |
| 2                         | 36,24                    | 80,35                    | 95,63                 | 77,51        |
| 4                         | 22,49                    | 62,45                    | 95,63                 | 84,06        |
| 6                         | 17,25                    | 56,55                    | 95,63                 | 86,46        |

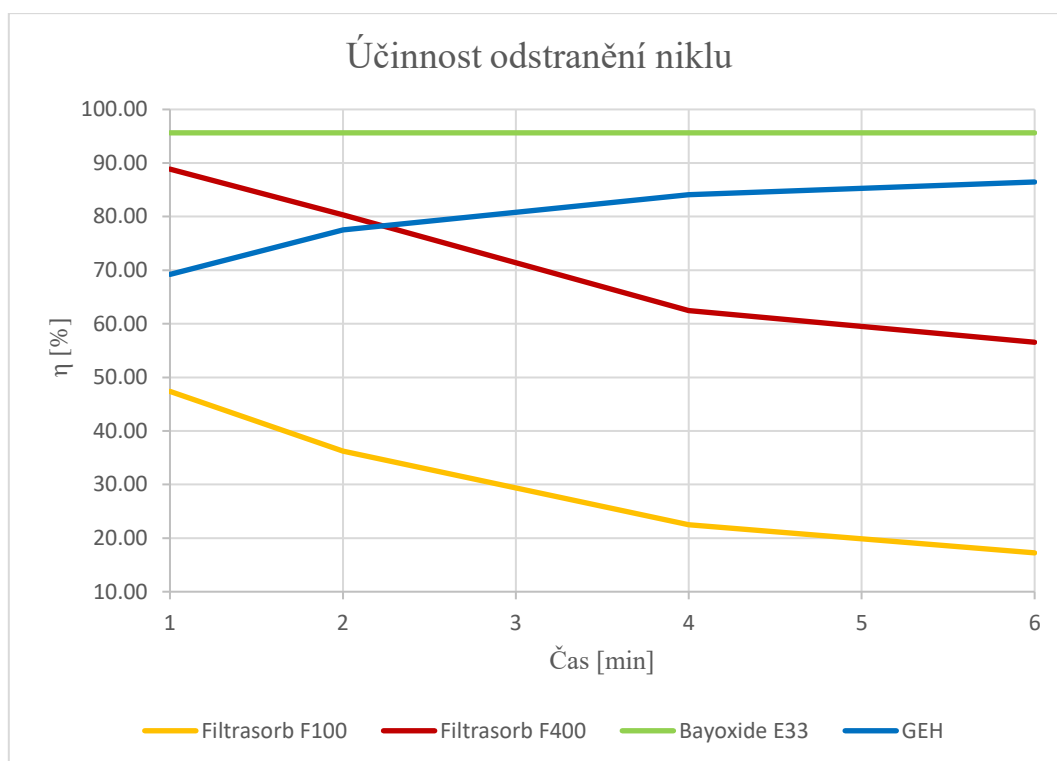




Obr. 5.27 Graf účinnosti odstranění železa jednotlivými materiály



Obr. 5.28 Graf účinnosti odstranění manganu jednotlivými materiály



Obr. 5.29 Graf účinnosti odstranění niklu jednotlivými materiály

#### 5.4.1 Zhodnocení experimentu

V průběhu odstraňování železa dosáhly všechny filtrační materiály skvělých výsledků, a byly schopny účinně odstranit tento kov z vod pod limitní hodnotu 0,2 mg/l. Účinnost všech čtyřech zkoumaných materiálů s časem narůstala.

Během odstraňování manganu se podařilo pouze filtračnímu materiálu Bayoxide E33 dostat koncentraci manganu pod limitní hodnotu 0,05 mg/l. Materiál Filtrasorb F400 si v první minutě experimentu držel hodnotu po limitní koncentrací, avšak v dalších časech koncentrace manganu začala narůstat.

Při odstraňování niklu dosáhl nejlepších výsledků filtrační materiál Bayoxide E33, který byl původně navržen pro odstraňování arsenu z vod, ale jak se experimentem potvrdilo, je také velice účinný při odstraňování dalších kovů. Koncentrace niklu byla stanovena ve všech měřených časech menší než 2,0  $\mu\text{g/l}$  (limitní koncentrace 20  $\mu\text{g/l}$ ), účinnost odstranění niklu dosahovala po celou dobu měření hodnoty 95,63 %. Vysokou úspěšnost odstranění měl taktéž materiál GEH, který již v první minutě experimentu odstranil nikl pod limitní hodnotu a v průběhu měření se účinnost odstranění niklu zvyšovala.

Nejhorší výsledky při odstraňování železa, manganu a niklu měl ze všech zkoumaných materiálů Filtrasorb F100. Při odstraňování manganu a niklu dosahoval nadlimitních koncentrací, jež postupně narůstaly. Při odstranění železa již byly limitní hodnoty koncentrace v pořádku, ovšem ze všech použitých materiálů byl opět nejméně účinný (účinnost 70,02 % v první minutě).

Celkově nejlepších výsledků při odstraňování manganu a niklu dosahoval Bayoxide E33, který vždy dokázal snížit koncentraci těchto kovů pod limit stanovený vyhláškou pro pitnou vodu. Účinnost odstranění niklu dosahovala ve všech měřených časech 95,63 %, u manganu byl materiál ještě více účinný, hodnota účinnosti dosáhla ve všech časech hodnoty 99,68 %. V případě odstranění železa dosahoval nejlepších výsledků GEH, jehož účinnost odstranění s časem rostla až na hodnotu 96,06 % v šesté minutě experimentu.

Průběh pH je obdobný u materiálu Filtrasorb F100 a Bayoxide E33, hodnoty se pohybují v rozsahu od 7,02-7,58. U materiálu Filtrasorb F400 je průběh pH mírně odlišný v rozsahu od 8,25-8,5. Pro materiál GEH je průběh pH výrazně odlišný, v první minutě je hodnota pH 6,58 avšak po první minutě klesne na hodnotu 6,45 a v šesté minutě je hodnota pH dokonce 5,8. Tyto hodnoty pH jsou již pod limitem pH pro pitnou vodu, jež je 6,5-9,5.

U materiálu Filtrasorb F100 a F400 a Bayoxide E33 dochází k prudkému nárůstu teploty, od druhé minuty teplota klesá u materiálu Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400 a u materiálu Bayoxide E33 teplota klesá až po čtvrté minutě experimentu. U materiálu GEH je nárůst teploty od první do čtvrté minuty mírnější, poté teplota začala klesat. Teplota všech vzorků se pohybuje v rozmezí od 20,2 °C do 21,6 °C.

Modelová voda měla před filtrací hodnotu zákalu 1,47 FNU, splňovala tak limitní hodnotu 5 FNU. V průběhu experimentu docílily všechny filtrační materiály skvělých hodnot odstranění zákalu z vody, hodnoty v čase postupně klesaly a nejlepších výsledků bylo dosaženo vždy v šesté minutě měření. V případě materiálu Filtrasorb F100 šlo o hodnotu 0,49 FNU, Filtrasorb F400 o hodnotu 0,56 FNU, Bayoxide E33 docílil hodnoty 0,47 FNU a GEH na tom byl ze všech materiálů nejlépe, ten docílil hodnoty 0,37 FNU.

## 6 ZÁVĚR

Cílem diplomové práce bylo v první teoretické části uvedení do problematiky těžkých kovů, jejich popisu, významu a výskytu ve zdrojích pitné vody v České republice a popsání technologických možností odstranění pomocí vodárenských procesů.

V povrchových a podzemních vodách se přirozeně vyskytuje většina polokovů a kovů. Těžké polokovy a kovy jako jsou rtuť, arzen, olovo a nikl, jsou nebezpečné díky své schopnosti akumulace v rostlinách a akumulaci v těle živočichů. Nebezpečné jsou také svou toxicitou, která se projevuje u některých kovů (rtuť, olovo, kadmium) již při nízkých koncentracích. K jejich odstranění jsou využívány různé technologické procesy. Kromě srážení se nejčastěji využívá adsorpce na vhodných adsorpčních materiálech. Tato metoda je nejen jednoduchá a efektivní, ale také cenově přijatelná pro odstraňování těžkých kovů a polokovů z vod. Jako cenově dostupné sorbenty jsou využívány přírodní materiály (zeolity), ale také odpady z průmyslu a zemědělství. Nejvíce testované sorbenty těžkých kovů jsou oxidy a hydroxidy železa, aktivovaná alumina, hydroxidem železa obalený písek, aktivní uhlí, média s vrstvou  $\text{TiO}_2$  nebo  $\text{MnO}_2$  na povrchu a pod povrchem.

V diplomové práci jsem se zaměřila na těžké kovy, především pak na nikl. Pro pitnou vodu v České republice je vyhláškou MZ č. 252/2004 Sb. stanovena nejvyšší mezní hodnota pro koncentraci niklu 0,02 mg/l. Mezi antropogenní zdroje niklu ve vodách patří odpadní vody z povrchové úpravy kovů a odpadní vody z barevné metalurgie, ale také odpadní vody z chemických, keramických a sklářských výroben. Nejobvyklejší zdroje kontaminace vody niklem jsou poniklované části zařízení, jež přicházejí do styku s vodou, například poniklované vodovodní baterie.

V druhé části diplomové práce byl proveden laboratorní experiment na Ústavu vodního hospodářství obcí Fakulty stavební. Experiment byl zaměřen na odstraňování niklu z vod, který se v podzemních vodách přirozeně vyskytuje, avšak nikdo se jím příliš nezaobírá. Pro experiment jsem si připravila modelovou vodu, kterou jsem vytvořila tak, aby simulovala vodu podzemní. V podzemní vodách se obvykle vyskytuje také zvýšená koncentrace železa a manganu, z toho důvodu obsahovala modelová voda vodu z vodovodní sítě a přidané koncentráty železa, manganu a niklu. Kovy jsem z vody odstraňovala pomocí adsorpce přes filtrační materiály. Jako filtrační materiály jsem zvolila Filtrasorb F100, Filtrasorb F400, Bayoxide E33 a GEH. Granulované aktivní uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400 jsou filtrační materiály, které jsou využívány na odstraňování nejrůznějších mikropolutantů jako jsou léčiva a pesticidy, zatímco Bayoxide E33 a GEH jsou původně navrženy pro odstraňování kovů z vod. Při filtraci se modelová voda čerpala do jednotlivých kolon, vzorky filtrované vody byly odebrány v časech 1, 2, 4 a 6 minut. Rozbory vzorků vody na koncentraci niklu, železa a manganu byly provedeny akreditovanou laboratoří Zdravotního ústavu se sídlem v Brně. U odebraných vzorků jsem v průběhu experimentu měřila hodnotu pH, teplotu a zákal.

V závěru diplomové práce jsem posuzovala účinnost jednotlivých sorpčních materiálů na odstranění vybraných kovů z modelové vody. Experimentem jsem zjistila, že při odstraňování niklu z vody dosáhl nejlepších výsledků adsorpční materiál Bayoxide E33, koncentrace niklu byla ve všech měřených časech po limitní hodnotou 20  $\mu\text{g/l}$  a účinnost

odstranění dosahovala po celou dobu měření hodnoty 95,63 %. Při odstraňování niklu byl velice účinný filtrační materiál GEH, který již v první minutě experimentu dokázal odstranit nikl pod limitní hodnotu a účinnost odstranění niklu z vody s časem stoupala. V šesté minutě dosáhl GEH účinnosti odstranění 86,46 %. Jako zcela nevhodné filtrační materiály se ukázaly Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400, jejichž účinnost s časem klesala. Filtrasorb 100 dokonce nebyl schopen odstranit koncentrace niklu pod limit v průběhu celého experimentu.

Rovněž při odstraňování manganu z vody byl nejúčinnější materiálem Bayoxide E33, jehož účinnost dosahovala v průběhu celého experimentu hodnoty 99,68 % a byla ještě vyšší než při odstraňování niklu. Velice dobrých výsledků opět docílil i GEH, jehož účinnost s časem narůstala. Při první minutě experimentu si vedl výborně při odstraňování manganu i Filtrasorb F400, jehož účinnost s časem bohužel klesala stejně jako u Filtrasorbu F100, tudíž dochází k desorpci.

V průběhu odstraňování železa dosáhly všechny filtrační materiály podlimitních hodnot koncentrací železa, jejich účinnost s časem narůstala. Nejlepších výsledků dosáhl GEH s účinností 96,06 % odstranění železa v šesté minutě.

Pro odstraňování niklu z vody bych jako vhodný filtrační materiál při sorpci doporučila využít Bayoxide E33, případně GEH, jelikož oba tyto materiálu při odstraňování dosáhly velmi dobrých výsledků. Granulované aktivní uhlí Filtrasorb F400 případně Filtrasorb F100 bych využila pouze u odstranění železa z vody, pro odstranění niklu a manganu z vody nejsou tyto materiály účinné.

## 7 POUŽITÁ LITERATURA

- [1] HLAVÍNEK, Petr a Jaromír ŘÍHA. *Jakost vody v povodí*. Brno: Akademické nakladatelství CERM, 2004. ISBN 80-214-2815-5.
- [2] SLAVÍČKOVÁ, Kateřina a Marek SLAVÍČEK. *Vodní hospodářství obcí 1: úprava a čištění vody*. Praha: Nakladatelství ČVUT, 2006. ISBN 80-01-03534-4. 46
- [3] ŘÍHA, Jaromír. *Jakost vody v povrchových vodních tocích a její matematické modelování*. Brno: NOEL 2000, c2002. ISBN 80-86020-31-2.
- [4] PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 4. aktualiz. vyd. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 2009. ISBN 978-80-7080-701-9.
- [5] ŠESTÁK, Jindřich.: *Několik postřehů z malých podzemních zdrojů na českém venkově*. Sborník konference Pitná voda 2016. České Budějovice, 2016. ISBN 978-80-905238-2-1.
- [6] *Český hydrometeorologický ústav*, Praha 4, Odbor jakosti vody: Vybrané kovy 2019-2021.
- [7] BOLEČKOVÁ, Gabriela, Jakub ČERNOVSKÝ, Tomáš DAVID a Oto POSPÍŠIL. *Monitoring podzemních vod: ve vybraných areálech a územích s ekologickými provozy či prokázanou nebo předpokládanou ekologickou zátěží*. Zpráva za rok 2019.
- [8] KRATZER, K., F. KOŽÍŠEK a E. BŘÍZOVÁ. *Zdravotní důsledky a rizika znečištění pitné vody: Odborné zprávy za rok 199 až 2005*. Státní zdravotní ústav. Praha 2000 až 2006.
- [9] Železo. *Wikipedia: the free encyclopedia* [online]. San Francisco (CA): Wikimedia Foundation, 2010 [cit. 2021-12-29]. Dostupné z: [https://cs.wikipedia.org/wiki/%C5%BDelezo#/media/Soubor:Iron\\_electrolytic\\_and\\_1cm3\\_cube.jpg](https://cs.wikipedia.org/wiki/%C5%BDelezo#/media/Soubor:Iron_electrolytic_and_1cm3_cube.jpg)
- [10] Mangan. *Aktuálně.cz* [online]. 2021 [cit. 2021-12-29]. Dostupné z: <https://zpravy.aktualne.cz/ilustracni-snimek-mangan-tezba-manganu/r~edcc318c990611ebbfd0cc47ab5f122/r~c68c1afc8e1511ebaedf0cc47ab5f122/>
- [11] BIELA, Renata, Tomáš KUČERA a Mojmír PĚKNÝ. *Účinnost sorpčních materiálů na odstranění niklu i jiných kovů z vody* [online]. In.: 2013 [cit. 2021-12-28]. Dostupné z: <https://voda.tzb-info.cz/vlastnosti-a-zdroje-vody/10071-ucinnost-sorpcnich-materialu-na-odstraneni-niklu-i-jinych-kovu-z-vody>
- [12] Směrnice Rady č. 98/83/ES ze dne 3. 11. 1998 o jakosti vody určené pro lidskou spotřebu
- [13] Kožíšek, F., Němcová, V., Gari, D.W. a Jeligová, D.: *Hodnocení zdravotních rizik niklu v pitné vodě*. Program COST č. j. 1715/2007-32. ZU Ostrava, leden 2010, str. 1-10.

- [14] KOŽÍŠEK, František, Hana JELIGOVÁ a Vladimíra NĚMCOVÁ. *Domovní instalace jako hlavní zdroj niklu v pitné vodě* [online]. 2011, s. 37-39 [cit. 2012-12- 21]. Vytápění, větrání, instalace, 1/2011.
- [15] Nikl. *Wikipedia: the free encyclopedia* [online]. San Francisco (CA): Wikimedia Foundation, 2021 [cit. 2021-12-29]. Dostupné z: [https://cs.wikipedia.org/wiki/Nikl#/media/Soubor:Nickel\\_chunk.jpg](https://cs.wikipedia.org/wiki/Nikl#/media/Soubor:Nickel_chunk.jpg)
- [16] ILAVSKÝ, Ján a Danka BARLOKOVÁ. *Odstraňovanie niklu z vody sorpčnými materiálmi* [online]. In.: 2013 [cit. 2021-12-28]. Dostupné z: <https://voda.tzb-info.cz/vlastnosti-a-zdroje-vody/7482-odstranovanie-niklu-z-vody-sorpcnymi-materialmi>
- [17] Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody
- [18] SVOBODOVÁ, Z. A KOL. *Toxikologie vodních živočichů: Ministerstvo zemědělství a výživy*. Praha, 1987.
- [19] Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny. *Wikipedia: the free encyclopedia* [online]. San Francisco (CA): Wikimedia Foundation, 2021 [cit. 2021-12-29]. Dostupné z: [https://cs.wikipedia.org/wiki/Mezin%C3%A1rodn%C3%AD\\_agentura\\_pro\\_v%C3%BDzkum\\_rakoviny](https://cs.wikipedia.org/wiki/Mezin%C3%A1rodn%C3%AD_agentura_pro_v%C3%BDzkum_rakoviny)
- [20] *Olovo* [online]. 2020 [cit. 2021-12-29]. Dostupné z: <https://www.bydlimekvalitne.cz/olovo-volovo-aneb-jak-spravne-na-vanocni-liti-olova>
- [21] PAVLIŠ, Marek. *Toxické kovy*. Olomouc, 2005. Dostupné z: [http://ekologie.upol.cz/ku/etxo/toxikologie\\_kovu.pdf](http://ekologie.upol.cz/ku/etxo/toxikologie_kovu.pdf).
- [22] Arsen: Minerály [online]. [cit. 2021-12-29]. Dostupné z: <https://www.minerals.cz/arsen7.html#gallery-1>
- [23] KAFKA, Zdeněk a Jana PUNČOCHÁŘOVÁ. *Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita: Chemické listy* [online]. Praha, 2002 [cit. 2021-12-29]. Dostupné z: [http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2002\\_07\\_05.pdf](http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2002_07_05.pdf)
- [24] BIELA, Renata, Tomáš KUČERA a Jan VOSÁHLO. *Odstraňování arsenu z vody sorpčnými materiály* [online]. In.: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí, 2012 [cit. 2022-01-11]. Dostupné z: <https://voda.tzb-info.cz/vlastnosti-a-zdroje-vody/8360-odstranovani-arsenu-z-vody-sorpcnimi-materialy>
- [25] Kadmium. *Wikipedia: the free encyclopedia* [online]. San Francisco (CA): Wikimedia Foundation, 2010 [cit. 2021-12-29]. Dostupné z: [https://cs.wikipedia.org/wiki/Kadmium#/media/Soubor:Cadmium-crystal\\_bar.jpg](https://cs.wikipedia.org/wiki/Kadmium#/media/Soubor:Cadmium-crystal_bar.jpg)

- [26] NOVÁK, Lukáš. *Toxicita, biodostupnost a relativní nebezpečnost kovů: Přírodovědecká fakulta*. Olomouc, 2011. Bakalářská práce. Univerzita Palackého v Olomouci. Vedoucí práce RNDr. Joser Husárek.
- [27] BIELA, Renata a L. ŠOPÍKOVÁ. *Efficiency of sorption materials on the removal of lead from water* [online]. 2017, 1-11 [cit. 2021-12-29]. ISSN 1785 0037. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/318092722\\_Efficiency\\_of\\_sorption\\_materials\\_on\\_the\\_removal\\_of\\_lead\\_from\\_water](https://www.researchgate.net/publication/318092722_Efficiency_of_sorption_materials_on_the_removal_of_lead_from_water)
- [28] PIVOKONSKÝ. *Adsorpce při úpravě vody: Úprava podzemních a povrchových vod – 8. přednáška* [online]. Ústav životního prostředí, Přírodovědecká fakulta UK [cit. 2022-01-05]. Dostupné z: <https://doczz.cz/doc/150620/adsorpce-p%C5%99i-%C3%BAprav%C4%9B-vody>
- [29] KOPECKÝ Jaroslav. *Aktivní uhlí – technologie pro úpravu pitných a bazénových vod*. Vodní hospodářství. 2003, 2003(7), 183-185.
- [30] SLAVÍČKOVÁ, Kateřina a Marek SLAVÍČEK. *Vodní hospodářství obcí 1: úprava a čištění vody*. Praha: Nakladatelství ČVUT, 2006. ISBN 8001035344
- [31] *Resorbent: Aktivní uhlí do filtru* [online]. [cit. 2022-01-05]. Dostupné z: <https://www.resorbent.cz/aktivni-uhli>
- [32] MALÝ, Josef a Jitka MALÁ. *Chemie a technologie vody*. Brno: NOEL 2000, 1996. ISBN 80-86020-13-4.
- [33] TUHOVČÁK, Ladislav, et al. *Vodárenství: Studijní opory. 1. vydání*. Brno: VUT FAST, 2006. 252 s.
- [34] *Asio čištění a úprava vod: TLAKOVÉ MEMBRÁNOVÉ PROCESY VE VODNÍM HOSPODÁŘSTVÍ. KOWA s.r.o.* [online]. 2014 [cit. 2022-01-05]. Dostupné z: <https://www.asio.cz/cz/264.tlakove-membranove-procesy-ve-vodnim-hospodarstvi>
- [35] DOLEJŠ, Petr, Nataša KALOUSKOVÁ a Zuzana NOGOVÁ. *Využití membránových procesů při úpravě pitné vody* [online]. W&ET Team, Box 27, Fakulta chemická VUT [cit. 2022-01-05]. Dostupné z: <https://www.smv.cz/res/archive/014/001646.pdf>
- [36] *Filtrační hmoty a chemikálie pro úpravu vody: Aktivní uhlí FILTRASORB. KOWA s.r.o.* [online]. [cit. 2022-01-05]. Dostupné z: <https://www.kowa.cz/komponenty-pro-upravu-vody/filtracni-hmoty-a-chemikalie/aktivni-uhli>
- [37] *Chemviron Carbon, Filtrasorb® 100 and 200*, Boulevard de la Woluwe 60, bte 7 B – 1200 Bruxelles: Product information.
- [38] *Chemviron Carbon, Filtrasorb® 300 and 400*, Boulevard de la Woluwe 60, bte 7 B – 1200 Bruxelles: Product information.
- [39] BIELA, Renata a Lucie ŠOPÍKOVÁ. *Sledování účinnosti sorpčních materiálů na odstranění olova z vody* [online]. VUT Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí, 2. 6. 2016 [cit. 2022-01-09]. Dostupné z: <https://voda.tzb-info.cz/vlastnosti-a>



zdroje-vody/14139-sledovani-ucinnosti-sorpcnich-materialu-na-odstraneni-olova-z-vody

- [40] *GEH wasserchemie: Arsenic removal from drinking water* [online]. [cit. 2022-01-13]. Dostupné z: <https://www.geh-wasserchemie.com/en/applications/drinking-water/>
- [41] JANDORA, Jan a Jan ŠULC. *HYDRAULIKA: Modul 01*. Brno: Akademické nakladatelství CERM, duben 2007. ISBN 978-80-7204-512-9.
- [42] *Waterproof Testers: pH - mV - ORP - Conductivity - TDS - Salinity - Temperature* [online]. In.: s. 1-12 [cit. 2022-01-11]. Dostupné z: [https://www.xsinstruments.com/Media/FileDocumenti/ENG/Tester\\_Serie\\_1-4-5-6.pdf](https://www.xsinstruments.com/Media/FileDocumenti/ENG/Tester_Serie_1-4-5-6.pdf)
- [43] 2100Q přenosný turbidimetr | Hach Česká republika – Přehled | Hach. Výrobce přístrojů pro testování kvality vody, analytických přístrojů a činidel | Hach Česká republika [online]. Copyright © Copyright [cit. 06.01.2019]. Dostupné z: <https://cz.hach.com/turbidimetr/2100q-prenosnyturbidimetr/family?productCategoryId=25046201202>

## SEZNAM TABULEK

|  |    |
|--|----|
| Tab. 2.1 Roční průměrná koncentrace kovů v sušině kalu z ČOV v Českých Budějovicích v mg/kg [4].....   | 8  |
| Tab. 2.2 Koncentrace kovů v některých vodách v µg/l [4].....   | 11 |
| Tab. 2.3 Koncentrace prvků vzácných zemin v µg/l [4].....  | 12 |
| Tab. 2.4 Průměrná koncentrace kovů v labských sedimentech (1992/1994) a v sedimentovatelných plaveninách (2000), porovnání s předpokládanými požadovými koncentracemi nynějších sedimentů, hodnoty v mg/kg. [4]..... | 13 |
| Tab. 2.5 Vybrané vodní zdroje na území ČR s nadlimitní koncentrací Fe, Mn a Ni v letech 2019-2021 [6].....   | 14 |
| Tab. 2.6 Vybrané areály s nadlimitní koncentrací Ni na území města Brna v letech 2016-2018 [7].....  | 15 |
| Tab. 3.1 Hmotnostní koncentrace železa a manganu naměřené v některých minerálních vodách [4].....  | 17 |
| Tab. 3.2 Přípustné limity koncentrace železa v odpadních vodách vypouštěných do vod povrchových [4].....   | 18 |
| Tab. 3.3 Výskyt niklu v pitné vodě v ČR v letech 2005 až 2008 [13].....  | 23 |
| Tab. 3.5 Vývoj hygienických požadavků na obsah niklu v pitné vodě v ČR [13].....   | 24 |
| Tab. 3.4 Kategorie karcinogenů dle IARC [19].....  | 28 |
| Tab. 4.1 Látky odstraňované z vody pomocí membránových procesů [33].....   | 37 |
| Tab. 5.1 Základní specifikace aktivního uhlí Filtrasorb [37] [38].....   | 41 |
| Tab. 5.2 Přehled vlastností materiálu Bayoxide E33 [15] [24].....  | 42 |
| Tab. 5.3 Přehled vlastností materiálu GEH [15].....  | 43 |
| Tab. 5.4 Množství dávkovaného koncentrátu a výsledná koncentrace [autor].....  | 47 |
| Tab. 5.5 Rozbor modelové vody.....   | 52 |
| Tab. 5.6 Výsledky adsorpce Filtrasorb F100.....  | 52 |
| Tab. 5.7 Výsledky adsorpce Filtrasorb F400.....  | 53 |
| Tab. 5.8 Výsledky adsorpce Bayoxide E33.....   | 53 |
| Tab. 5.9 Výsledky adsorpce GEH.....  | 53 |
| Tab. 5.10 Účinnost odstranění železa filtračními materiály.....  | 57 |
| Tab. 5.11 Účinnost odstranění manganu filtračními materiály.....   | 57 |
| Tab. 5.12 Účinnost odstranění niklu filtračními materiály.....   | 57 |

## SEZNAM OBRÁZKŮ

|   |    |
|---|----|
| Obr. 2.1 Periodická tabulka prvků [autor].....  | 5  |
| Obr. 3.1 Železo (Fe) [9] .....  | 18 |
| Obr. 3.2 Mangan (Mn) [10].....  | 20 |
| Obr. 3.3 Nikl (Ni) [15] .....   | 25 |
| Obr. 3.4 Olovo (Pb) [20] .....  | 29 |
| Obr. 3.5 Arsen (As) [22] .....  | 30 |
| Obr. 3.6 Kadmium (Cd) [25].....   | 31 |
| Obr. 4.1 Práškové aktivní uhlí (PAU) [31] .....   | 35 |
| Obr. 4.2 Granulované aktivní uhlí (GAU) [31].....   | 35 |
| Obr. 4.3 Znázornění separačních vlastností v závislosti na zvolené technologii [34] ..... | 37 |
| Obr. 5.1 Průběh adsorpce [28] .....   | 39 |
| Obr. 5.2 Průniková křivka [28] .....  | 40 |
| Obr. 5.3 Aktivní uhlí Filtrasorb F100 [autor].....  | 41 |
| Obr. 5.4 Bayoxide E33 [39] .....  | 42 |
| Obr. 5.5 GEH [39].....  | 43 |
| Obr. 5.6 Drenážní vrstva Filtrasorb F100 [autor].....                                     | 44 |
| Obr. 5.7 Drenážní vrstva Filtrasorb F400 [autor].....                                     | 44 |
| Obr. 5.8 Drenážní vrstva Bayoxide E33 [autor].....  | 44 |
| Obr. 5.9 Drenážní vrstva GEH [autor] .....  | 44 |
| Obr. 5.10 Schéma zapojení filtrační kolony [autor].....                                   | 45 |
| Obr. 5.11 Praní filtrační kolony u Filtrasorbu F100 [autor].....                          | 46 |
| Obr. 5.12 Filtrační zařízení [autor].....   | 47 |
| Obr. 5.13 Barel s modelovou vodou a čerpadlo [autor] .....                                | 48 |
| Obr. 5.14 Průtokoměr [autor] .....  | 49 |
| Obr. 5.15 Odebrané vzorky filtrované přes Filtrasorb F100 [autor] .....                   | 49 |
| Obr. 5.16 pH metr [autor].....  | 50 |
| Obr. 5.17 Detail senzoru pH metru [41].....   | 50 |
| Obr. 5.18 Přenosný turbidimetr Hach 2100Q IS [autor] .....                                | 51 |
| Obr. 5.19 Sada přiložených standardů [autor].....   | 51 |

---

|  |    |
|--|----|
| Obr. 5.20 Připravené vzorky k rozboru [autor] .....                      | 52 |
| Obr. 5.21 Výsledný graf průběhu koncentrace železa .....                 | 54 |
| Obr. 5.22 Výsledný graf průběhu koncentrace manganu .....                | 54 |
| Obr. 5.23 Výsledný graf průběhu koncentrace niklu .....                  | 55 |
| Obr. 5.24 Výsledný graf průběhu pH .....                                 | 55 |
| Obr. 5.25 Výsledný graf průběhu teploty .....                            | 56 |
| Obr. 5.26 Výsledný graf průběhu odstranění zákalu .....                  | 56 |
| Obr. 5.27 Graf účinnosti odstranění železa jednotlivými materiály .....  | 58 |
| Obr. 5.28 Graf účinnosti odstranění manganu jednotlivými materiály ..... | 58 |
| Obr. 5.29 Graf účinnosti odstranění niklu jednotlivými materiály .....   | 59 |

## SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

|       |  |
|-------|--|
| Al    | Hliník   |
| Ag    | Stříbro  |
| AOM   | Algal organic matter (organické látky řas a sinic)   |
| As    | Arsen  |
| Au    | Zlato  |
| Ba    | Baryum   |
| Be    | Beryllium  |
| Ca    | Vápník   |
| Cd    | Kadmium  |
| Co    | Kobalt   |
| Cu    | Měď  |
| Cr    | Chrom  |
| BET   | Celkový povrch (total surface area)  |
| ČOV   | Čistírna odpadních vod   |
| ČR    | Česká republika  |
| ČSN   | Československá norma   |
| DNA   | Deoxyribonucleic acid (deoxyribonukleová kyselina)   |
| EDTA  | Kyselina ethylendiamintetraoctová  |
| Fe    | Železo   |
| FNU   | Formazine Nephelometric Units  |
| Hg    | Rtuť   |
| GAU   | Granulované aktivní uhlí   |
| GEH   | Granulated Eisen Hydroxide   |
| CHSK  | Chemická spotřeba kyslíku  |
| IARC  | International Agency for Research on Cancer  |
| K     | Draslík  |
| k.ú.  | Katastrální území  |
| LOAEL | Low observed averse effect level (nejnižší experimentální dávka, při níž již bylo možné pozorovat negativní účinek dané toxické látky) |
| MF    | Mikrofiltrace  |

---

|        |   |
|--------|---|
| Mg     | Hořčík  |
| Mn     | Mangan  |
| Mo     | Mobybden  |
| MZ     | Ministerstvo zdravotnictví  |
| Na     | Sodík   |
| NF     | Nanofiltrace  |
| Ni     | Nikl  |
| NOAEL  | No observed averse effect level (nejvyšší experimentální dávka, při níž ještě není možné pozorovat negativní účinek dané toxické látky) |
| NOM    | Natural organic matter (přírodní organické látky)   |
| NTU    | Nephelometric turbidity unti  |
| PAU    | Práškové aktivní uhlí   |
| Pb     | Olovo   |
| PCB    | Polychlorované bifenoly   |
| pH     | Power of hydrogen (záporný dekadický logaritmus číselné hodnoty koncentrace vodíkových iontů v roztoku)                                 |
| PVC    | Polyvinylchlorid  |
| RfD    | Referenční dávka  |
| RO     | Reverzní osmóza   |
| Sb     | Antimon   |
| Se     | Selen   |
| Sn     | Cín   |
| SZÚ    | Státní zdravotní ústav  |
| TDI    | Tolerovaný denní příjem   |
| U      | uran  |
| UF     | Ultrafiltrace   |
| USA    | United States of America (Spojené státy americké)   |
| US EPA | United States Environmental Protection Agency (Agentura pro ochranu životního prostředí)  |
| V      | Vanad   |
| VaK    | Vodovody a kanalizace   |
| W      | Wolfram   |

|     |   |
|-----|---|
| WHO | World health Organization (Světová zdravotnická organizace) |
| VUT | Vysoké učení technické                                      |
| ZF  | Zákal jedné formazinové jednotky                            |
| Zn  | Zinek   |

## SUMMARY

The aim of the diploma thesis was in the first theoretical part to introduce the issue of heavy metals, their description, importance and occurrence in drinking water sources in the Czech Republic and a description of technological possibilities of removal using water supply processes.

Most semi-metals and metals occur naturally in surface and groundwater. Heavy semi-metals and metals such as mercury, arsenic, lead and nickel, are dangerous due to their ability to accumulate in plants and accumulate in the body of animals. They are also dangerous due to their toxicity. Various technological processes are used to eliminate them. In addition to precipitation, adsorption on suitable adsorption materials is most often used. This method is not only simple and effective, but also affordable for removing heavy metals and semi-metals from water.

In my diploma thesis I focused on heavy metals, especially nickel. For drinking water in the Czech Republic, the Ministry of Health Decree No. 252/2004 Coll., Sets the highest limit value for a nickel concentration of 0.02 mg / l. Anthropogenic sources of nickel in water include wastewater from metal surface treatment and wastewater from non-ferrous metallurgy, as well as wastewater from chemical, ceramic and glass factories. The most common sources of nickel contamination are nickel-plated parts of the equipment that come into contact with water, such as nickel-plated taps.

In the second part of the diploma thesis, a laboratory experiment was performed at the Institute of Municipal Water Management of the Faculty of Civil Engineering. The experiment was focused on removing nickel from water, which occurs naturally in groundwater, but no one cares much about it. For the experiment, I prepared model water, which I created to simulate groundwater. Increased concentrations of iron and manganese are also usually found in groundwater, which is why the model water contained water from the water supply network and added concentrates of iron, manganese and nickel. I removed the metals from the water by adsorption through the filter materials. I chose Filtrasorb F100, Filtrasorb F400, Bayoxide E33 and GEH as filter materials. During filtration, model water was pumped into individual columns, samples of filtered water were taken at 1, 2, 4 and 6 minutes. Analyzes of water samples for the concentration of nickel, iron and manganese were performed by an accredited laboratory of the Health Institute based in Brno. During the experiment, I measured the pH value, temperature and turbidity of the samples taken.

At the end of the diploma thesis I assessed the effectiveness of individual sorption materials for the removal of selected metals from model water. Experimentally, I found that the best results for removing nickel from water were the adsorption material Bayoxide E33, the nickel concentration was at all measured times after the concentration limit of 20 µg / l and the removal efficiency reached 95.63 % throughout the measurement. The GEH filter material was very effective in removing nickel, which was able to remove nickel below the limit value in the first minute of the experiment, and the efficiency of removing nickel from water increased over time. In the sixth minute, GEH achieved an removal efficiency of 86.46 %. GAU Filtrasorb F100 and Filtrasorb F400, the efficiency of which decreased over time, proved to be



completely unsuitable filter materials. Filtrasorb 100 was not even able to remove nickel concentrations below the limit throughout the experiment.

To remove nickel from water, I would recommend using Bayoxide E33 or GEH as a suitable filter material for sorption, as both of these materials achieved very good results during removal. Granulated activated carbon Filtrasorb F400 or Filtrasorb F100 I would use only in the removal of iron from water to remove nickel from water, these materials are not effective.