



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA STAVEBNÍ

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING

ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ OBCÍ

INSTITUTE OF MUNICIPAL WATER MANAGEMENT

TECHNOLOGIE PRO ODSTRAŇOVÁNÍ MIKROPOLUTANTŮ Z VODY

TECHNOLOGY FOR REMOVAL OF MICROPOLLUTANTS FROM WATER

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Jakub Voldán

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

doc. Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.

BRNO 2024

Zadání bakalářské práce

Ústav: Ústav vodního hospodářství obcí
Student: **Jakub Voldán**
Vedoucí práce: **doc. Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.**
Akademický rok: 2023/24
Studijní program: B0732A260005 Stavební inženýrství
Studijní obor: Vodní hospodářství a vodní stavby

Děkan Fakulty Vám v souladu se zákonem č.111/1998 o vysokých školách a se Studijním a zkušebním řádem VUT v Brně určuje následující téma bakalářské práce:

Technologie pro odstraňování mikropolutantů z vody

Stručná charakteristika problematiky úkolu:

Bakalářská práce se zaměří na obsah a úpravu mikropolutantů ve vodě pro pitné účely. Student/-ka provede podrobnou rešerši na toto téma, zejména ze zahraničních zdrojů. Zaměří se na definici mikropolutantů, zejména těch emergentních, jejich původ a výskyt ve zdrojích pitné vody, ale i ve vodě pitné samotné. Dále bude upřena pozornost na technologie odstraňování těchto polutantů, a to ve vazbě na konkrétní lokalitu. V praktické části bude proveden návrh technologického stupně úpravy pro konkrétní lokalitu.

Cíle a výstupy bakalářské práce:

Rešerše, návrh technologického stupně úpravy pro konkrétní lokalitu.

Seznam doporučené literatury a podklady:

- [1] HUŠKOVÁ, Radka. Pesticidy ve zdrojích vody, možnosti odstranění; národní akční plán (NAP) k zajištění udržitelného používání pesticidů v ČR. In: VAKINFO 2012: konference : sborník referátů : Hotel Thermal Karlovy Vary, 6. a 7. listopadu 2012. Líbeznice: Medim, 2012, s. 8. ISBN 978-80-87140-28-4.
- [2] LETTERMAN, Raymond D., ed. Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 5th ed. New York: McGraw-Hill, c1999. ISBN 0070016593.
- [3] Water treatment handbook. 7th [English] ed. Rueil-Malmaison, France: Degremont, 2007. ISBN 978-2-7430-0970-0.
- [4] Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 4th ed. New York: McGraw-Hill, c1990. ISBN 00-700-1540-6.

[5] ZAID, Chowdhury. Activated Carbon: Solutions for Improving Water Quality. 1. Denver: American Water Works Assn; Illustrated edition, 2012. ISBN 978-1583219072.

Termín odevzdání bakalářské práce je stanoven časovým plánem akademického roku.

V Brně, dne 14. 11. 2023

L. S.

doc. Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.
vedoucí ústavu

doc. Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.
vedoucí práce

prof. Ing. Rostislav Drochytka, CSc., MBA, dr. h. c.
děkan

ABSTRAKT

Problematika znečištění vodních zdrojů emergentními mikropolutanty představuje pro obor vodárenství stále aktuální výzvu. Tato práce se věnuje nejrozšířenějším mikropolutantům jako jsou pesticidy, léčiva a tzv. endokrinní disruptory (per- a polyfluoralkylové látky, bisfenol A nebo ftaláty). Dále je pozornost věnována vodárenským technologiím pro odstranění těchto mikropolutantů z vody upravované pro pitné účely. Jedná se o adsorpci na aktivním uhlí, pokročilé oxidační procesy a membránové procesy. V praktické části je řešena lokalita Chroustov u Bohdalova, kde jsou dlouhodobě pozorovány nadlimitní koncentrace pesticidu acetochlor ESA. Následně je pro tuto lokalitu proveden návrh technologického stupně pro odstranění daného znečištění jakožto doplnění stávající technologie úpravy vody na vodojemu Chroustov.

KLÍČOVÁ SLOVA

Emergentní mikropolutanty, pesticidy, léčiva, endokrinní disruptory, acetochlor ESA, úprava vody, odstraňování mikropolutantů, návrh technologického stupně, tlakový filtr.

ABSTRACT

The issue of contamination of water sources by emerging micropollutants is an ongoing challenge for the water industry. This thesis is focused on the most common micropollutants such as pesticides, pharmaceuticals, and endocrine disruptors (per- and polyfluoroalkyl substances, bisphenol A or phthalates). In addition, attention is given to water treatment technologies for the removal of these micropollutants from water treated for drinking purposes. These include adsorption on activated carbon, advanced oxidation processes and membrane processes. The practical part deals with the site Chroustov u Bohdalova, where above-limit concentrations of the pesticide acetochlor ESA have been observed. Subsequently, a design of a technological stage for the removal of the mentioned pollution is made for this site as a supplement to the existing water treatment technology at the Chroustov water reservoir.

KEYWORDS

Emerging micropollutants, pesticides, pharmaceuticals, endocrine disruptors, acetochlor ESA, water treatment, removal of micropollutants, activated carbon, pressure filter.

BIBLIOGRAFICKÁ CITACE

VOLDÁN, Jakub. *Technologie pro odstraňování mikropolutantů z vody*. Brno, 2024. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí doc. Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.

PROHLÁŠENÍ O SHODĚ LISTINNÉ A ELEKTRONICKÉ FORMY ZÁVĚREČNÉ PRÁCE

Prohlašuji, že elektronická forma odevzdané bakalářské práce s názvem *Technologie pro odstraňování mikropolutantů z vody* je shodná s odevzdanou listinnou formou.

V Brně dne 24. 5. 2024

Jakub Voldán
autor

PROHLÁŠENÍ O PŮVODNOSTI ZÁVĚREČNÉ PRÁCE

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci s názvem *Technologie pro odstraňování mikropolutantů z vody* zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje.

V Brně dne 24. 5. 2024

Jakub Voldán
autor

PODĚKOVÁNÍ

Rád bych touto cestou poděkoval svému vedoucímu bakalářské práce doc. Ing. Tomášovi Kučerovi, Ph.D. za odborné rady, trpělivost a čas, který mi po dobu zpracovávání práce věnoval. Rovněž bych chtěl poděkovat Ing. Zdeňce Jedličkové z Vodárenské akciové společnosti, a. s., za poskytnutí dat ze zájmové lokality. Mé velké díky patří také Ing. Filipovi Měčířovi za jeho pomoc, cenné rady a přístup, kterým mě přiměl koukat se vždy o kousek dál.

Dále děkuji své rodině, které vděčím za podporu a motivaci nejen po dobu studia. A v neposlední řadě chci poděkovat své přítelkyni, která mi je velkou oporou a inspirací.

OBSAH

1	ÚVOD	1
2	EMERGENTNÍ MIKROPOLUTANTY A JEJICH PŘÍSUN DO ZDROJŮ PITNÉ VODY	2
3	PESTICIDY	3
3.1	ROZDĚLENÍ PESTICIDŮ	4
3.1.1	Insekticidy	4
3.1.2	Herbicidy	5
3.1.3	Fungicidy	5
3.2	PESTICIDY V LEGISLATIVĚ	6
3.3	VÝSKYT PESTICIDŮ VE VODNÍCH ZDROJÍCH A JEJICH PŮSOBENÍ NA ORGANISMUS	7
3.3.1	Povrchové vody	9
3.3.2	Podzemní vody	9
3.3.3	Vliv působení pesticidů na lidský organismus	11
3.4	VYBRANÉ PESTICIDY A JEJICH METABOLITY	11
3.4.1	Acetochlor a acetochlor ESA.....	11
4	LÉČIVA	13
4.1	VÝSKYT LÉČIV VE VODNÍCH ZDROJÍCH	13
4.2	LÉČIVA V LEGISLATIVĚ	15
4.2.1	Povrchová voda	15
4.2.2	Podzemní voda.....	16
4.2.3	Pitná voda	17
4.3	SKUPINY LÉČIV VE ZDROJÍCH PITNÉ VODY	17
4.3.1	Antibiotika	17
4.3.2	Hormony	18
4.3.3	Analgetika.....	19
4.3.4	Vedlejší produkty a metabolity léčiv.....	19
5	PŮSOBENÍ VYBRANÝCH MIKROPOLUTANTŮ NA LIDSKÝ ORGANISMUS	21
5.1	ENDOKRINNÍ DISRUPTORY	21
5.1.1	Zdroje endokrinních disruptorů	21

5.2	PER – A POLYFLUORALKYLOVÉ LÁTKY (PFAS)	22
5.2.1	Perfluorooktansulfonát (PFOS)	23
5.2.2	Perfluorooktanová kyselina (PFOA)	24
5.2.3	Výskyt PFAS ve vodním prostředí.....	25
5.3	BISFENOL A (BPA)	27
5.3.1	Výskyt BPA ve vodním prostředí.....	27
5.3.2	Vliv BPA na lidský organismus.....	29
5.4	FTALÁTY	30
5.4.1	Výskyt ftalátů ve vodním prostředí.....	30
6	TECHNOLOGIE ODSTRAŇOVÁNÍ MIKROPOLUTANTŮ PŘI ÚPRAVĚ PITNÉ VODY	34
6.1	ADSORPCE NA AKTIVNÍM UHLÍ	34
6.1.1	Aktivní uhlí.....	35
6.1.2	Typy aktivního uhlí.....	35
6.1.1	Výroba aktivního uhlí.....	37
6.1.2	Způsoby aktivace	38
6.1.3	Struktura aktivního uhlí.....	38
6.1.4	Reaktivace a regenerace	39
6.2	POKROČILÉ OXIDAČNÍ PROCESY	39
6.2.1	Oxidační proces O ₃	40
6.2.2	Oxidační proces UV/H ₂ O ₂	40
6.3	MEMBRÁNOVÉ PROCESY	41
6.3.1	Mikrofiltrace.....	41
6.3.2	Ultrafiltrace	42
6.3.3	Nanofiltrace	42
6.3.4	Reverzní osmóza	42
7	PRAKTICKÁ ČÁST	43
7.1	LOKALITA CHROUSTOV	43
7.2	VÝSKYT ACETOCHLORU ESA	45
7.3	PROVEDENÉ LABORATORNÍ ZKOUŠKY	47
7.4	NÁVRH FILTRU S AKTIVNÍM UHLÍM	50
7.4.1	Výpočet.....	52
7.4.2	Dispoziční a technologické řešení.....	54
8	ZÁVĚR	55

POUŽITÁ LITERATURA	56
SEZNAM TABULEK.....	65
SEZNAM OBRÁZKŮ	66
SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK	68
SEZNAM PŘÍLOH	69

1 ÚVOD

Problematika znečištění vodních zdrojů emergentními mikropolutanty v důsledku populačního růstu a dopadů lidské činnosti představuje pro obor vodárenství stále aktuální výzvu.

Prostřednictvím inovací analytických metod jsme stále schopni detekovat nové kontaminanty ve vodních zdrojích, a to i při velmi nízkých koncentracích. Aktuální problematika výskytu mikropolutantů, jejich přísunu do vodních zdrojů, legislativních předpisů, dopadů na životní prostředí a veřejné zdraví populace je popsána v první části rešerše této práce. Zaměřuji se zejména na mikropolutanty pocházející z kvantitativně nejvýznamnějších aplikací – tedy pesticidy využívané v zemědělství a léčiva pocházející jak z nemocničního prostředí, tak z každodenního využití (analgetika, hormonální antikoncepce aj.).

Další významnou skupinou emergentních mikropolutantů jsou chemické látky, jež mohou narušovat hormonální systém člověka a vodních organismů. Tyto látky – nazývané endokrinní disruptory již při velmi nízkých koncentracích negativně ovlivňují reprodukční systém člověka a byl také popsán jejich vliv na vznik rakoviny.

Konvenční procesy pro úpravu pitné vody (jako např. provzdušnění, filtrace, koagulace, flokuace a dezinfekce) často nejsou schopny efektivně snížit koncentraci těchto mikropolutantů. Proto jsou linky úpraven vody doplňovány o (pokročilé) technologické stupně zaměřené na jejich odstraňování. Jedná se zpravidla o adsorpci na aktivním uhlí, pokročilé oxidační procesy a membránové procesy. Těmto technologiím, zaváděným ve vodárenství, je věnována pozornost ve druhé části rešerše této práce.

Předmětem praktické části je poté návrh technologického stupně pro odstranění pesticidních látek v lokalitě Chroustov u Bohdalova, kterému předchází popis zájmového území, provedených rozborů surové vody a laboratorních zkoušek.

2 EMERGENTNÍ MIKROPOLUTANTY A JEJICH PŘÍSUN DO ZDROJŮ PITNÉ VODY

Jako emergentní mikropolutanty ve vodárenství označujeme znečišťující látky, které se ve vodním prostředí vyskytují v koncentracích od *ng/l* až *μg/l*. Termín „emergentní“ (z angl. doslovně – nově se objevující) se vztahuje k nedostatečnému monitoringu výskytu a dopadů jejich působení. Obecně jsou tedy považovány za riziko pro životní prostředí nebo lidské zdraví. [1]

Mezi tyto kontaminanty se řadí velké množství organických nebo minerálních látek zejména antropogenního původu. Nejčastěji jako mikropolutanty označujeme:

- pesticidy a jejich metabolity;
- léčiva, jejich vedlejší produkty a metabolity;
- produkty osobní péče a hygieny;
- per- a polyfluoralkylové látky;
- ftaláty;
- těžké kovy;
- mikroplasty. [2]

Z důvodu jejich takřka neustálého přísunu do vodního prostředí, perzistence a schopnosti bioakumulace, byly pozorovány negativní dopady jak na vodní organismy, tak na lidské zdraví. V tomto ohledu jsou předmětem obav sloučeniny, které mají potenciál (mimo jiné) narušovat hormonální systém člověka a vodních organismů. Tyto látky souhrnně nazýváme endokrinní disruptory. [3]

Jako hlavní zdroje přísunu mikropolutantů do vodních těles bývají označovány odtoky z čistíren odpadních vod (ČOV). Ty totiž nejsou navrženy na účinné odstranění těchto látek ze splaškových, nemocničních, průmyslových nebo zemědělských vod a prostřednictvím „vyčištěné“ vody se mikropolutanty dostávají do vodních recipientů. Odtud probíhá jejich distribuce například do vodních nádrží či podzemních vod, které často slouží jako zdroje vod pro úpravu a pitné účely. Dalšími významnými zdroji mohou být splachy a půdní transport ze zemědělsky využívaných ploch. [4]

3 PESTICIDY

Pesticidy jsou chemické látky, které jsou využívány v zemědělství zejména pro ochranu rostlin před škodlivými organismy, pro potlačení růstu nežádoucích rostlin a cílenou regulaci růstových procesů plodin. [5]

Celosvětově je registrováno přibližně 900 pesticidních látek. Jejich kvantita a využití v zemědělství mají přímý vliv na kontaminaci životního prostředí. Pesticidy jsou aplikovány převážně formou postřiku, rozprašování nebo aerosolu. Nejvýznamnější způsob jejich vstupu do životního prostředí, a tedy i do vodních zdrojů je splach ze zemědělsky využívaných ploch. Průměrná dávka pesticidů (podle účinné látky) na obhospodařovanou plochu činí v zemích Evropské unie (EU) 2.3 *kg/ha*, v USA 2.4 *kg/ha* a v zemích Východní a Jihovýchodní Asie, jako je například Japonsko se tato dávka pohybuje okolo 14.8 *kg/ha*, což je dáno zejména klimatem a pěstebními podmínkami pro masově produkované plodiny. [6]

Hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu, četnost a rozsah kontroly pitné vody jsou stanoveny vyhláškou Ministerstva zdravotnictví č. 252/2004 Sb. v platném znění, která definuje pesticidy jako organické insekticidy, herbicidy, fungicidy, nematocidy, akaricidy, algicidy, rodenticidy, slimicidy, příbuzné produkty (např. regulátory růstu) a jejich relevantní metabolity rozkladné nebo reakční produkty. Stanovují se pouze pesticidy s pravděpodobným výskytem v daném zdroji, nestanovení pesticidních látek musí být zdůvodněno. [7]

Za metabolit je považována přechodná látka, která vzniká během degradace pesticidu. Takto vzniklé látky mohou a nemusí mít pro životní prostředí relevanci. Jako relevantní označujeme takový metabolit, u kterého lze předpokládat, že jeho přirozené vlastnosti jsou srovnatelné s vlastnostmi mateřské látky – ve smyslu účinků na biologický cíl, nebo zda představuje pro organismy riziko vyšší či srovnatelné s mateřskou látkou anebo že jsou jeho toxikologické vlastnosti považovány za nepřijatelné. [7]

Je-li v pitné vodě analyzován metabolit pesticidní látky – koncentrace vyšší než 0.1 $\mu\text{g/l}$ nebo jako suma pesticidních látek a relevantních metabolitů v koncentraci vyšší než 0.5 $\mu\text{g/l}$ a trvá-li překročení těchto limitů déle než 30 dní v roce, je metabolit posouzen jako:

- **Relevantní** – postupuje se jako při nadlimitním nálezů mateřské pesticidní látky podle § 3a zákona o ochraně veřejného zdraví.
- **Nerelevantní** (není-li metabolit posouzen jako relevantní) – postupuje se dle § 4 odst. 6 zákona o ochraně veřejného zdraví. [7]

3.1 ROZDĚLENÍ PESTICIDŮ

Klasifikovat pesticidní látky je možné z více pohledů. Dle koncových škodlivých činitelů, na které je jejich použitím cíleno, dělíme pesticidy na insekticidy, fungicidy, herbicidy, akaricidy, moluskocidy aj. včetně jejich příbuzných produktů a metabolitů. [5]

Tabulka 1: Dělení vybraných pesticidů dle cílových činitelů, převzato: [5]

Skupina pesticidů	Cílový činitel
Insekticidy	hmyz
Herbicidy	plevelné rostliny
Fungicidy	plísňe, cizopasně houby
Akaricidy	roztoči
Moluskocidy	měkkýši

Podle jejich chemického složení lze pesticidy dělit na:

- **organochlorové** – na bázi chlorovaných uhlovodíků;
- **karbamáty** – organické sloučeniny odvozené od kyseliny karbamové;
- **pyrethroidy** – syntetické chemické sloučeniny podobné přírodním (květinami vytvářeným) pyrethrinům;
- **dithiokarbamáty** – sloučeniny inhibující enzymy acetylcholinesterázy (účinné proti hmyzu);
- **ftalimidy** – účinné proti hubovým patogenům;
- **fenoxalkanové kyseliny** – váží se na cílové proteiny v rostlinách a inhibují tak jejich růst;
- **triaziny** – působí jako inhibitory fotosyntézy. [5]

3.1.1 Insekticidy

Insekticidy jsou látky chemického nebo biologického původu, které slouží k hubení hmyzu v jeho různých vývojových fázích (vajíčka, larvy, dospělí jedinci). Aplikace insekticidů je různorodá – nejčastěji se využívají postřiky, návnady nebo uvolňování pomalým rozptylem. [8]

Zemědělské insekticidy, zejména pyrethroidy se významně podílejí na ekologickém znehodnocení vodních toků a jejich biodiverzity – kdy negativně působí zejména na (makro) bezobratlé živočichy (hmyzí larvy, plže, raky a škeble) [9]

Podle chemického složení účinných látek lze insekticidy dělit na:

- **organochlorové látky** – alachlor, aldrin, heptachlor;
- **organofosfáty** – acefát, chlorpyrifos;
- **pyretroidy** – acrinathrin, bifenthrin;
- **karbamáty** – karbaryl, oxamyl, karbofuran. [8]

3.1.2 Herbicidy

V závislosti na konkrétním způsobu účinku herbicidy ovlivňují rostlinné enzymy, narušují jejich biologický systém a tím regulují jejich růst, případně způsobují úhyn cílených rostlin. [10]

Účinky herbicidu mohou být biochemické (inhibice specifického enzymu) nebo biofyzikální (vazba na bílkoviny nebo narušení buněčného dělení). Tím dochází k jejich primárnímu působení, které může být doprovázeno sekundárními procesy. [11]

Dle jejich účinku můžeme herbicidy klasifikovat jako:

- **světlem podmíněné** – Inhibitory fotosyntézy (triazin, fenyلكarbamát), biosyntézy a buněčných membrán;
- **inhibitory biosyntézy mastných kyselin** – kontaktní účinek lipidů;
- **inhibitory buněčného růstu** – absorbovány kořeny a výhonky z půdy;
- **regulátory růstu** – ovlivňují rostlinné hormony. [11]

3.1.3 Fungicidy

Fungicidy jsou využívány pro potlačení organismů způsobujících houbová onemocnění rostlin. Nejčastějšími příčinami takových onemocnění jsou nepříznivé teplotní a vlhkostní podmínky stanoviště, kde je plodina pěstována. V EU představuje prodej fungicidů 40 % podíl z celkového prodeje pesticidů, což ilustruje riziko houbových chorob pro rostlinnou výrobu. [12]

Fungicidy jsou aplikovány buďto na osivo, nebo přímo na plodiny. Mnohé fungicidy mají systémový účinek – dostávají se do rostlinných tkání a poskytují tak ochranu proti škodlivým patogenům podobně jako insekticidy. [12]

3.2 PESTICIDY V LEGISLATIVĚ

Současná legislativa, jak státní, tak evropská, neukládá provozovatelům vodovodů a kanalizací povinnost monitorovat koncentrace komplexního souboru pesticidních látek, který by odpovídal šíři spektra jejich využití. Ve vyhlášce č. 252/2004 Sb. v platném znění je uvedeno, že stanovení podléhají pesticidy s pravděpodobným výskytem ve vodním zdroji. V případě, že není stanovení pesticidních látek součástí rozboru, musí provozovatel odůvodnit, proč není jejich výskyt předpokládán. [5]

S cílem dosažení udržitelného používání pesticidů byla zpracována Směrnice 2009/128/ES Evropského parlamentu a Rady, kterou se stanoví rámec pro činnost Evropského společenství vedoucí k udržitelnému používání pesticidních látek, za které jsou považovány pouze přípravky na ochranu rostlin. [5]

Dále směrnice zahrnuje povinnost od roku 2012 implementovat Národní akční plán (NAP) k zajištění udržitelného užívání pesticidů v ČR, tento plán obsahuje cíle a stanovuje opatření pro snížení možných rizik pro lidské zdraví a životní prostředí spojených s používáním pesticidů. [5]

Jedním z hlavních cílů NAP (aktuálně platný NAP k bezpečnému používání pesticidů v ČR 2018-2022) je omezení rizik spojených s používáním pesticidních přípravků:

- **V oblasti ochrany zdraví** – prevencí poškození zdraví vycházejících z používání těchto přípravků.
- **V oblasti ochrany vody** – zejména preventivními opatřeními k omezení výskytu reziduí v povrchových a podzemních vodách se zvláštním důrazem na zdroje pro zásobování obyvatelstva pitnou vodou.
- **V oblasti ochrany necílových organismů** – snížením rizik pro životní prostředí v oblastech významných lokalit z hlediska ochrany přírody a krajiny včetně nezemědělské půdy. [13]

Tabulka 2: Povolené limity pesticidů v pitné vodě, převzato: [14]

Ukazatel	Symbol	Jednotka	Limit	Typ limitu	Vysvětlivky
pesticidní látky	PL	$\mu\text{g/l}$	0.10	NMH	27.28
pesticidní látky celkem	PLC	$\mu\text{g/l}$	0.50	NMH	27.29

Vysvětlivky:

- 27) *Pesticidy se rozumí organické insekticidy, herbicidy, fungicidy, nematocidy, akaricidy, algicidy, rodenticidy, slimicidy, příbuzné produkty (např. regulátory růstu) a jejich relevantní metabolity, rozkladné nebo reakční produkty. Stanovují se pouze pesticidy s pravděpodobným výskytem v daném zdroji, nestanovení pesticidních látek se zdůvodní. [14]*
- 28) *Limitní hodnota platí pro každý jednotlivý pesticid s výjimkou aldrinu, dieldrinu, heptachloru a heptachloreoxidu, kde platí limitní hodnota 0,03 $\mu\text{g/l}$. [14]*
- 29) *Limitní hodnota se vztahuje na součet jednotlivých stanovených a kvantitativně zjištěných pesticidních látek. Není-li látka zjištěna kvantitativně, k součtu se přičítá nula. [14]*

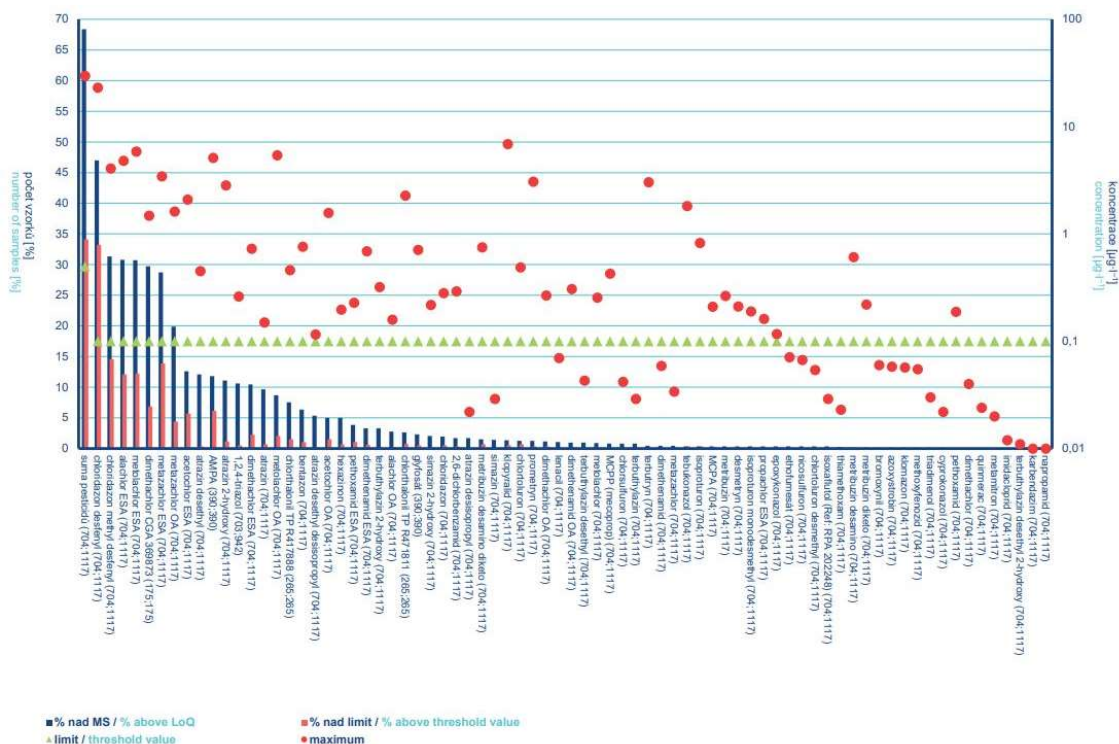
3.3 VÝSKYT PESTICIDŮ VE VODNÍCH ZDROJÍCH A JEJICH PŮSOBENÍ NA ORGANISMUS

Klíčové pro výskyt pesticidních látek ve zdrojích vody jsou doba a způsob jejich aplikace. Obvykle jsou pesticidy používány ve dvou obdobích – na jaře do jařin a na podzim do ozimých kultur. V důsledku jejich aplikování v období častých dešťových srážek, dochází k rychlému vymytí z půdního horizontu do vodních toků, kde se po krátký časový úsek vyskytují ve vysokých koncentracích. V suchých obdobích probíhá intenzivnější metabolizace v půdě. Dochází k jejich pomalému uvolňování do toků, kde jsou přítomny v menších koncentracích po delší dobu. [5]

Výskyt pesticidů ve vodních (povrchových) útvarech pochází převážně ze splachů ze zemědělsky využívaných ploch. Protože silně sorbují v půdě, dostávají se pesticidní látky do zdrojů podzemních vod jen omezeně, zpravidla tam, kde je sorpční kapacita půdy vyčerpána (Obrázek 1). Z tohoto důvodu jsou pesticidy přítomny především v povrchových vodách. [15]

Potenciál infiltrace do podzemních vod je dán charakteristikami pesticidů jako jsou poločas rozpadu, rozpustnost ve vodě a adsorpční kapacita. Vzhledem k tomu, že většina pesticidů jsou organické sloučeniny, obvykle podléhají rozkladu při mikrobiálních, fotochemických nebo chemických reakcích. [15]

Pesticidy při vstupu do půdy interagují s půdními složkami a vytvářejí krátkodobá nebo dlouhodobá rezidua, která mohou negativně ovlivňovat kvalitu půdy a její funkce. Zachování vitálních funkcí půdy je přitom zásadní jak ze socioekonomického (kvalita a produkce potravin), tak z enviromentálního hlediska (biologická rozmanitost). [16]

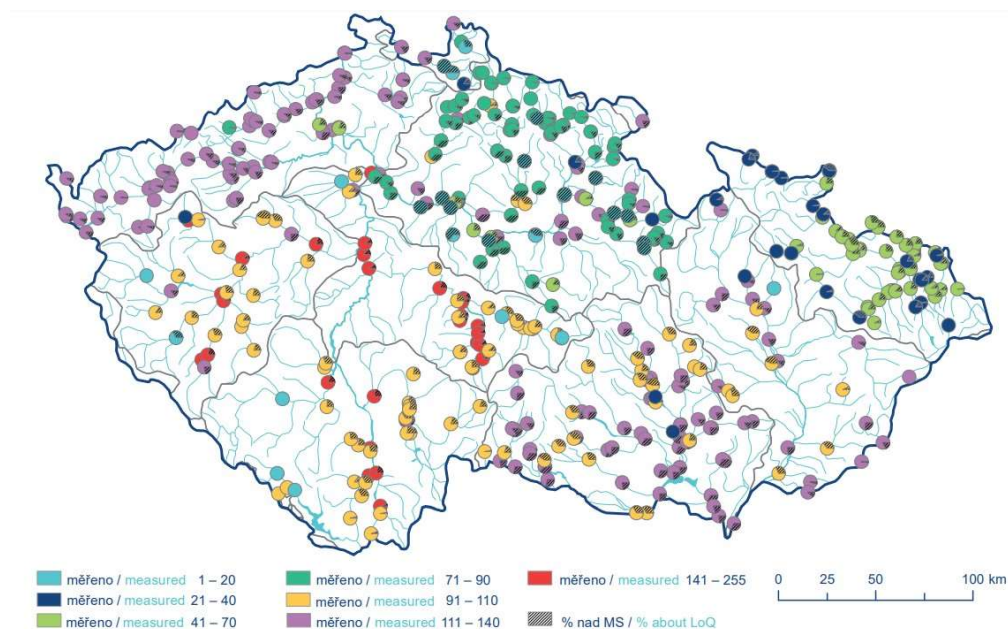


Obrázek 1: Četnost hodnot pesticidů ve vzorcích podzemních vod v roce 2022, převzato: [17]

3.3.1 Povrchové vody

V rámci ČR byl v roce 2022 Českým hydrometeorologickým ústavem (ČHMÚ) proveden monitoring výskytu pesticidů v povrchových a podzemních vodách. Na 464 profilech reprezentativních pro povrchové vodní útvary bylo sledováno celkem 261 pesticidů. Nejčastěji detekované (na více než 200 profilech) byly endosulfan-beta, methoxychlor, dieldrin, heptachlor, propazin, fenthion, bifnox a aldrin (Obrázek 2). [17]

Nejčastěji byly nad mezí stanovitelnosti (MS) nalezeny hodnoty metabolitu metazachloru (herbicid využívaný zejména pro ošetření řepky), metazachlor ESA (76% hodnot) a metazachlor OA (63%). Dále metabolit metolachloru, metolachlor ESA (67%) a následně AMPA (56%), metabolit glyfosátu, který je využíván především na obiloviny. [17]

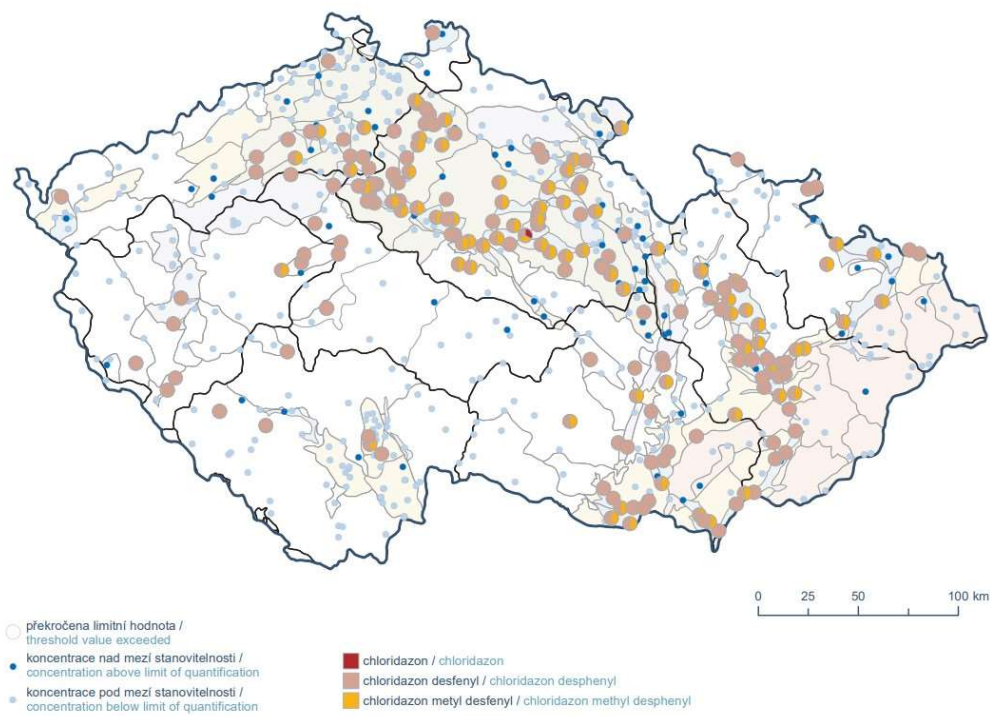


Obrázek 2: Počet pesticidů měřených a nalezených na profilech povrchových vod v roce 2022, převzato: [17]

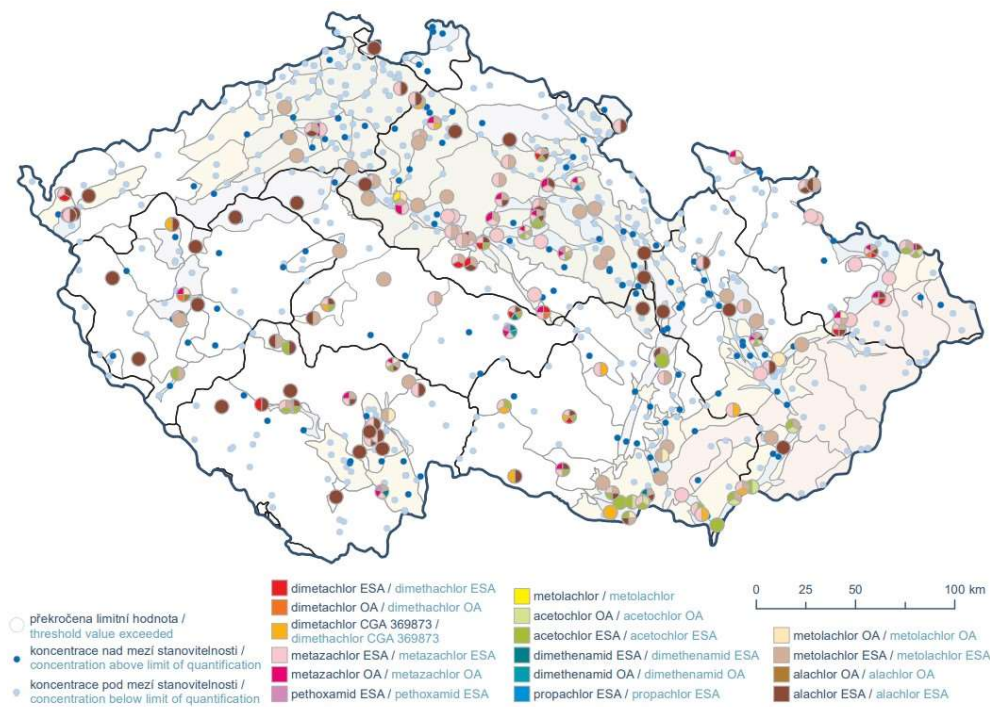
3.3.2 Podzemní vody

V podzemních vodách se do počtu nadlimitních koncentrací nejčastěji dostávají metabolity chloridazonu (Obrázek 3) – chloridazon desfenyl (33% nadlimitních vzorků) a chloridazon methyl desfenyl (15%).

Následuje široká skupina metabolitů herbicidů metazachloru (Obrázek 4), metolachloru, alachloru a dalších. Vzorky podzemních vod s naměřenými nadlimitními koncentracemi byly odebrány převážně z mělkých vrtů. [17]



Obrázek 3: Pesticidy (chloridazon a jeho metabolity) v podzemních vodách v roce 2022, převzato: [17]



Obrázek 4: Pesticidy (amidové a chloracetanilidové herbicidy) v podzemních vodách v roce 2022, převzato: [17]

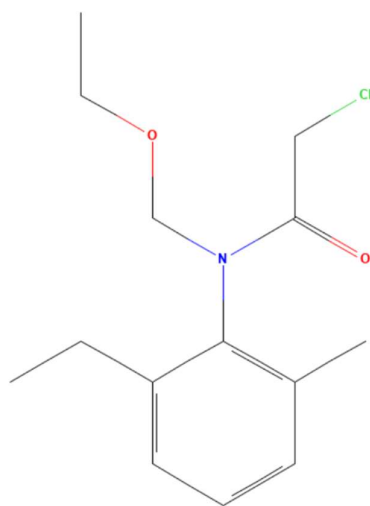
3.3.3 Vliv působení pesticidů na lidský organismus

Přestože jsou pesticidy stěžejní pro zajištění požadované produkce, kvality a ochrany zemědělských plodin, představují riziko pro lidské zdraví. Jejich schopnost bioakumulace v buněčných membránách vede k narušení funkcí organismu. V případech vystavení pesticidním látkám, zejména dermálním kontaktem a požitím byly v lidském organismu pozorovány hormonální změny, imunosuprese, narušení reprodukčních funkcí a vznik rakoviny. Dopady expozice pesticidům lze dělit na akutní a chronické zdravotní problémy. [15]

3.4 VYBRANÉ PESTICIDY A JEJICH METABOLITY

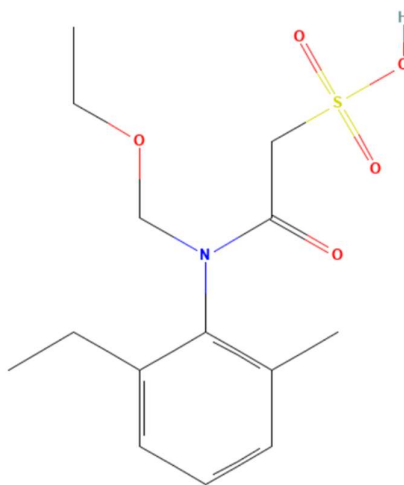
3.4.1 Acetochlor a acetochlor ESA

Acetochlor patří do skupiny chloracetanilidových pesticidů – tedy mezi systémové, selektivní herbicidy (spolu s metazachlorem, metolachlorem a alachlorem). Cílí na potlačení jedno nebo dvouděložných plevelů při pěstování zejména kukuřice a obilovin. Tyto herbicidy se poměrně rychle rozkládají za působení fotodegradace, půdních bakterií a *pH* prostředí. Doba perzistence v životním prostředí je přibližně 2-12 týdnů. Produkty jejich degradace jsou deriváty karboxylové (OA) a sulfonové (ESA) kyseliny. [18]



Obrázek 5: Strukturální vzorec acetochloru, převzato: [19]

Aplikace acetochloru v přípravcích na ochranu rostlin byla možná do roku 2013. I přesto se vyskytují případy, kdy jsou ve zdrojích podzemní vody analyzovány hodnoty jeho relevantního metabolitu acetochloru ESA nad nejvyšší mezní hodnotou stanovenou vyhláškou 0.1 $\mu\text{g/l}$. [20]



Obrázek 6: Strukturální vzorec acetochloru ESA, převzato: [21]

Metabolity acetochloru (ESA a OA) řadíme mezi relevantní metabolity – jsou u nich předpokládány toxikologické vlastnosti podobné jako u mateřské látky. Acetochlor ESA a OA jsou hlavními degradačními produkty acetochloru, vznikají mikrobiálním rozkladem a jsou více polární než jejich mateřská látka, proto často dochází k jejich vyluhování do podzemních vod. [22]

4 LÉČIVA

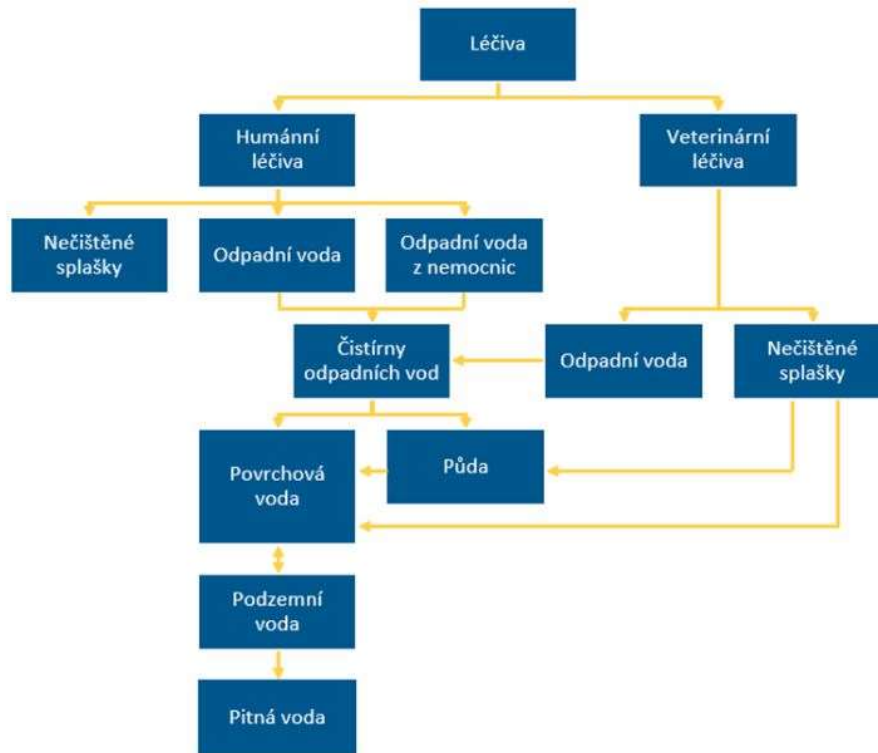
Léčiva jsou biologicky aktivní sloučeniny se specifickými způsoby účinku vyvolávajícími funkční nebo anatomickou změnu, která je důsledkem vystavení organismu (lidí a zvířat) jejich působení. Vysoká spotřeba léčiv vedla k současným obavám z kontaminace a sledování jejich přítomnosti v životním prostředí. Velká část těchto sloučenin nepodléhá asimilaci nebo metabolizaci v lidském organismu, a proto jsou vylučovány prostřednictvím moči a stolice do odpadních vod (OV) a následně tedy vstupují na ČOV. Hlavními složkami farmaceutického odpadu jsou antibiotika, chemoterapeutika, hormony, analgetika, antipyretika a antidepresiva. [23]

Farmaka označujeme za významné emergentní mikropolutanty z důvodu jejich výskytu a působení ve vodním prostředí, jehož příčinou je zejména jejich neúplné odstranění během procesů čištění OV na ČOV nebo bodové znečištění (úniky do vodních těles). Ve vodách se potom mohou projevovat jejich estrogenní, antibiotické a další účinky s přímým dopadem na vodní ekosystém a potenciálně také na pitnou vodu. [24]

Přítomnost farmaceutických kontaminantů narušuje vodní faunu a flóru a také představuje riziko pro lidské zdraví. Studie krátkodobé toxicity uvádějí, že molekuly léčiv z důvodu výskytu v malých koncentracích nemají akutní toxický účinek na vodní organismy. Kontinuální vypouštění však vede k dlouhodobým (chronickým) dopadům. [23]

4.1 VÝSKYT LÉČIV VE VODNÍCH ZDROJÍCH

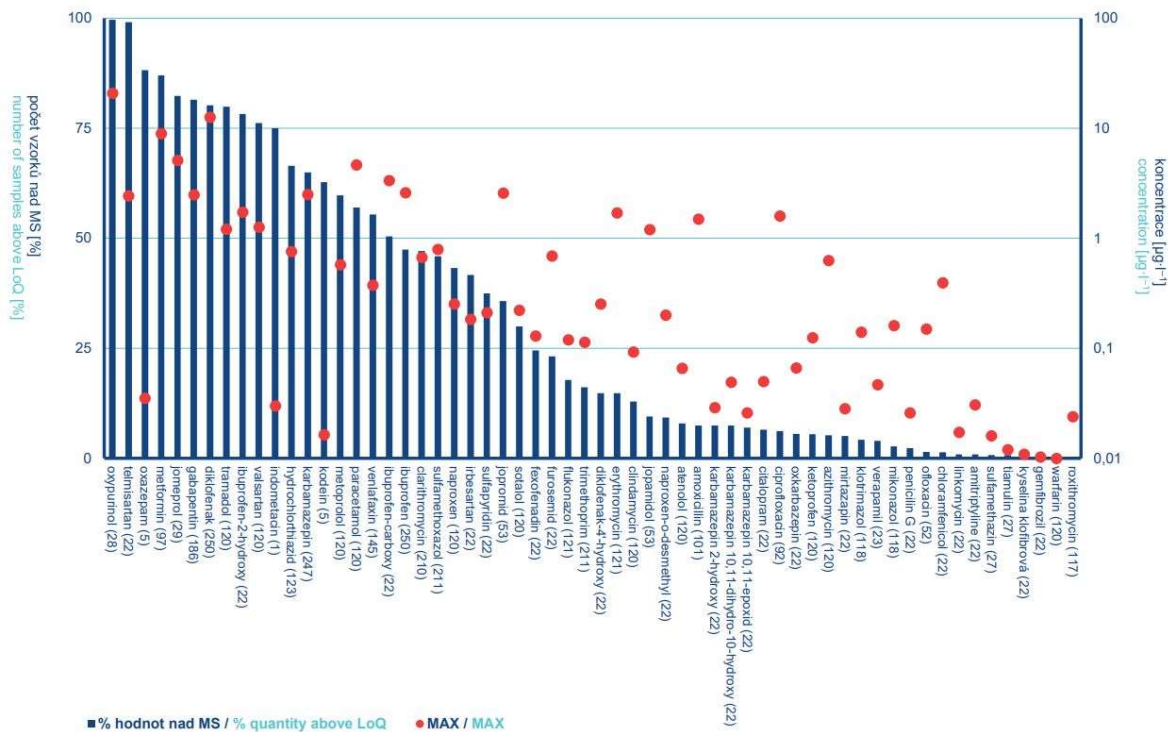
Hlavními zdroji farmaceutických polutantů v životním prostředí jsou OV z nemocnic, odpady ze živočišné výroby, výzkumné aktivity a produkce farmaceutického průmyslu nebo splachování prošlých léčiv. OV z nemocnic obsahují patogeny, zbytky léčiv a jejich metabolity, radioaktivní látky a další chemikálie. Vypouštění nemocničních OV do komunálních ČOV (i při zředěných koncentracích léčiv) vede ke snížení efektivity biodegradačních procesů organických kontaminantů. [23]



Obrázek 7: Osud léčiv v životním prostředí, převzato: [25]

Koncentrace farmaceutických látek a jejich metabolitů z hlavních zdrojů znečištění – tedy odtoků z komunálních ČOV a OV z chovů hospodářských zvířat jsou nejprve sníženy na stopové množství ($\mu\text{g/l}$ až ng/l) zředěním v povrchových vodách. Dalším potenciálním faktorem atenuace v recipientu je adsorpce na suspendovaných látkách, sedimentech, koloidech a přírodních rozpuštěných látkách. Farmaka mohou ve vodě podléhat biologickým nebo chemickým přeměnám, ačkoliv jsou navrženy tak, aby odolávaly mikrobiálnímu rozkladu a zůstávaly chemicky stabilní. Nejpravděpodobnější způsob eliminace reziduí farmak je fotodegradace – buďto přímá (prostřednictvím slunečního záření) anebo nepřímá (za pomoci radikálů produkovaných při ozáření fotosenzibilizátorů jako jsou dusičnany, huminové kyseliny atd.). [26]

K přísunu veterinárních léčiv do vodního prostředí může také docházet při aplikaci v akvakultuře (tj. při chovu ryb), ale také nepřímo – uvolňováním prostřednictvím splachů ze zemědělských ploch po hnojení hnojem z chlévské mrvy a aplikaci tekutých hnojiv pocházejících ze živočišné výroby (kejda, hnojívka, močůvka). [26]



Obrázek 8: Procenta překročení MS a maximální koncentrace pro farmaka (v povrchové vodách ČR) v roce 2022 (na ose X v závorce: počet sledovaných profilů), převzato: [17]

4.2 LÉČIVA V LEGISLATIVĚ

4.2.1 Povrchová voda

Problematika kvality povrchových vod je na úrovni EU řešena Směrnicí Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES ze dne 16. prosince 2008 o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky. [25]

V kontextu České republiky (ČR) ošetřuje kvalitu povrchových vod Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. ze dne 14. prosince 2015 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. [25]

Léčiva však nejsou zařazena na seznam prioritních látek, tedy pro ně nejsou stanoveny normy environmentální kvality (NEK) v povrchových vodách, které stanovují přípustné znečištění danými látkami nebo jejich skupinami. [25]

Státní fond životního prostředí ČR vydal v roce 2021 doporučení pro implementaci opatření na odstranění znečištění povrchových vod zbytky léčiv. V rámci toho potom stanovuje indikativní seznam 33 látek (Obrázek 9) pro snížení farmaceutického znečištění vodních toků. [25]

	název	popis	
léčiva	1	acebutulol	beta blokátor
	2	atenolol	beta blokátor
	3	azithromycin	antibiotikum
	4	carbamazepine	antiepileptikum
	5	clarithromycin	antibiotikum
	6	diclofenac-4'-hydroxy	metabolit
	7	diclofenac	nesteroidní antiflogistikum
	8	furosemid	diuretikum
	9	gabapentin	antiepileptikum
	10	hydrochlorthiazide	diuretikum
	11	ibuprofen	nesteroidní antiflogistikum
	12	ibuprofen-2-hydroxy	metabolit
	13	ibuprofen-carboxy	metabolit
	14	iopromid	rentgenkontrastní látka
	15	ketoprofen	nesteroidní antiflogistikum
	16	metformin	lék proti cukrovce
	17	metoprolol	beta blokátor
	18	naproxen	nesteroidní antiflogistikum
	19	naproxen-o-desmethyl	metabolit
	20	oxypurinol	purin (proti dně)
	21	paracetamol	lék proti bolesti
	22	paraxanthine	metabolit caffeinu
	23	ranitidine	antiulcerosum (léčba žal. vředů)
	24	sotalol	beta blokátor
	25	sulfamethoxazol	antibiotikum
	26	sulfapyridin	antibiotikum
	27	telmisartan	antihypertensivum
	28	tramadol	lék proti bolesti
	29	trimethoprim	antibiotikum
	30	venlafaxine	antidepressivum
hormony	31	17-alpha-estradiol	estrogenní steroidní hormon
	32	17-alpha-ethinylestradiol (EE2)	estrogenní steroidní hormon
	33	17-beta-estradiol (E2)	estrogenní steroidní hormon

Obrázek 9: Seznam látek pro snížení farmaceutického znečištění vodních toků, převzato: [27]

4.2.2 Podzemní voda

Legislativní ochrana podzemních vod je řešena Směrnicí Evropského parlamentu a Rady 2006/118/ES ze dne 12. prosince 2006 o ochraně podzemních vod před znečištěním a zhoršováním stavu. [25]

V ČR tuto oblast ošetřuje Vyhláška č. 5/2011 Sb. o vymezení hydrogeologických rajonů a útvarů podzemních vod, způsobu hodnocení stavu podzemních vod a náležitostech programů zjišťování a hodnocení stavu podzemních vod. [25]

Léčiva však nejsou zařazena mezi rizikové látky jak na úrovni EU – nejsou pro ně stanoveny celounijní normy jakosti, tak na úrovni regionální a vnitrostátní – nejsou stanoveny prahové hodnoty. [25]

4.2.3 Pitná voda

Kvalitě pitné vody se věnuje Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2020/2184 ze dne 16. prosince 2020 o jakosti vody určené k lidské spotřebě. [25]

V české legislativě je potom platná Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. Léčiva ovšem nejsou zařazena na seznamu ukazatelů jakosti pitné vody. [25]

V ČR je také platné Stanovisko Národního referenčního centra (NRC) pro pitnou vodu k otázce sledování léčiv v pitné vodě a jejich přijatelných koncentrací, které doporučuje za přijatelné:

- koncentrace jednotlivých léčiv (a jejich metabolitů) do 0.1 $\mu\text{g/l}$ (100 ng/l);
- pro sumu (kvantitativně) zjištěných léčiv koncentrace do 0.5 $\mu\text{g/l}$ (500 ng/l).

V případě nálezu léčiv v upravené vodě do uvedených limitních hodnot, mohou provozovatelé vodovodu vyhodnotit jejich přítomnost jako nízké riziko a dále jim v provozním řádu nevěnovat pozornost. Musí však oznámit jejich nález krajské hygienické stanici. [28]

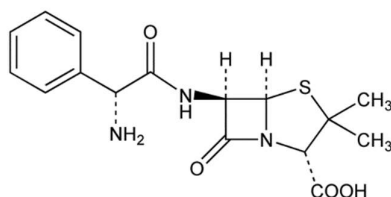
4.3 SKUPINY LÉČIV VE ZDROJÍCH PITNÉ VODY

4.3.1 Antibiotika

Antibiotika jsou často považována za pseudopersistentní sloučeniny, vzhledem k jejich neustálému přísunu do životního prostředí. Jsou určena k usmrcení nebo inhibici růstu mikroorganismů a brání tak působení prospěšných mikrobů při biologických procesech na ČOV. Navíc v důsledku trvajících vystavení antibiotikům si mikrobiální společenstva v OV vyvíjejí rezistentní mechanismy snadněji než ostatní mikroorganismy. [23]

Například členové konjugátu tetracyklinových a fluorochinolonových antibiotik vytvářejí složitější sloučeniny s kationty kovů, které jsou obsaženy v OV a zvyšují tak svou přítomnost v čistírenských kalech. Výskyt a perzistence antibiotik ve vodních útvarech tedy s jejich rostoucí spotřebou představuje vážné riziko, jelikož zhruba 90 % spotřebovaných antibiotik je tělem vyloučeno prostřednictvím moči a stolice. [23]

Mezi široce používaná antibiotika řadíme např. ampicilin, který se používá při léčbě infekcí dolních cest dýchacích, vyvolaných pneumokoky nebo při akutní bronchitidě a zánětech plic u dětí. [29]

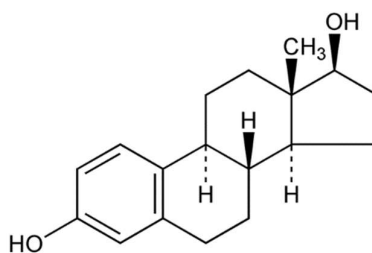


Obrázek 10: Strukturální vzorec ampicilinu, převzato: [30]

4.3.2 Hormony

Terapeutické hormony jsou syntetickou obdobou přirozených živočišných nebo rostlinných hormonů, které ovlivňují endokrinní systém a působí na organismus. Nejčastěji se vyskytující hormony v životním prostředí jsou estrogény a jejich syntetické analogy – estrogenní steroidy, používané jako antikoncepční prostředky a jako substituce při estrogenní terapii. Z těchto důvodů se estrogény a jejich metabolity staly rozsáhlou skupinou emergentních farmaceutických kontaminantů. [23]

Metabolit 17 β ethinyl estradiolu, estron (E1) je jednou z nejsilnějších endokrinně-disruptivních látek. Ty v říčním prostředí způsobují nežádoucí účinky při reprodukčních a vývojových procesech necílových organismů. [23]

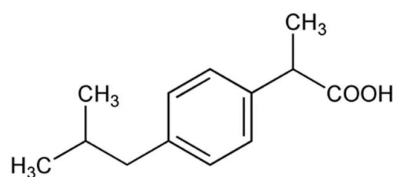


Obrázek 11: Strukturální vzorec estradiolu, převzato: [31]

4.3.3 Analgetika

Analgetika jsou široce používaná léčiva k úlevě od bolesti a k léčbě zánětů. Léky patřící do skupiny analgetik, jako např. paracetamol, ibuprofen, diklofenak nebo meprobamát jsou považovány za významné polutanty životního prostředí vzhledem k perzistenci v povrchové i podzemní vodě. Uvádí se, že přibližně 15% ibuprofenu je po podání z organismu vyloučeno a dalších 26% je vyloučeno ve formě metabolitů. Ty jsou přitom pro vodní organismy více toxické než samotná mateřská látka. [23]

Ibuprofen je jedna z nejvyužívanějších nesteroidních protizánětlivých látek. Běžná analgetická dávka ibuprofenu představuje 400 až 1200 *mg/den*. Navzdory vysoké účinnosti odstranění mateřské látky při procesech probíhajících na ČOV jsou rezidua ibuprofenu, respektive jeho metabolitů často detekována v povrchových vodách. Metabolity jako hydroxy-ibuprofen a carboxy-ibuprofen bývají přitom vylučovány ve větším množství než samotná mateřská látka. [32]



Obrázek 12: Strukturální vzorec ibuprofenu, převzato:[33]

4.3.4 Vedlejší produkty a metabolity léčiv

Sloučeniny farmaceutických výrobků procházejí v lidském a zvířecím organismu řadou biochemických procesů, při kterých vytvářejí polární, hydrofilní a biologicky aktivní metabolity, které jsou vylučovány močí a stolicí. Prostřednictvím splaškových vod se tak dostávají na ČOV, odkud jsou jejich zbytkové koncentrace vypouštěny do povrchových vod. [23]

První krok metabolizace zahrnuje oxidaci, redukci a hydrolytické štěpení vedoucí k polárnějším molekulám, než jsou výchozí sloučeniny. Druhý konjugační krok spočívá v přenosu polární skupiny na výchozí sloučeniny nebo metabolity, jedná se zejména o glukuronidaci (konjugaci s kyselinou glukuronovou) a sulfataci, což umožňuje, aby se metabolity staly dostatečně hydrofilními a rozpustnými ve vodě. Poté mohou být vylučovány močí nebo stolicí. [26]

Špatně metabolizované mateřské látky podléhají při procesu čištění na ČOV přeměně, a tím ovlivňují působení mikrobiálních komunit. Tyto metabolity díky svému slabšímu sorpčnímu potenciálu a vysoké mobilitě značně lépe přetrvávají ve vodách, kde bývají často detekovány. Koncentrace metabolitů na přítoku i odtoku z ČOV jsou často vyšší než jejich mateřských sloučenin a jejich další vývoj závisí na podmínkách prostředí, jako jsou zasolení, teplota, *pH* a mikrobiální diverzita. [23]

5 PŮSOBENÍ VYBRANÝCH MIKROPOLUTANTŮ NA LIDSKÝ ORGANISMUS

5.1 ENDOKRINNÍ DISRUPTORY

S postupným vývojem přesnějších metod pro detekci a kvantifikaci látek, které mají potenciálně negativní vliv na lidský organismus a tím také v konečném důsledku na veřejné zdraví populace, vzrůstají obavy ohledně vlivu chemických látek, jež mohou narušovat hormonální systém člověka a vodních organismů. Dle několika mezinárodních studií bylo prokázáno, že tyto látky – nazývané endokrinní disruptory (Endocrine-disrupting chemicals – EDCs) mohou u člověka mimo jiné zasahovat do reprodukčního systému. Ve vodním prostředí potom mohou způsobovat feminizaci ryb. [34]

Americká Agentura pro ochranu životního prostředí (EPA) [35, s. 716] definuje EDCs jako „*exogenní činitele narušující syntézu, sekreci, transport, metabolismus, vazbu nebo eliminaci hormonů přenášených krví.*“

Mohou mimo jiné nepříznivě ovlivňovat lidskou reprodukci nebo správné fungování štítné žlázy. Podílí se na příčinách vzniku rakoviny prsu a prostaty. Má se za to, že látky narušující endokrinní systém (Endocrine-disrupting substances – EDSs) vedou také ke zvýšení počtu případů nízké kvality spermatu, neurobehaviorálních poruch, předčasnému vývoji prsou nebo zvýšenému výskytu diabetu 2. typu. [36]

5.1.1 Zdroje endokrinních disruptorů

Antropogenní EDSs se do povrchových a podzemních vod dostávají několika způsoby. Významný podíl pochází z městských OV, v nichž jsou obsažena léčiva spláchnutá v toaletách a vyloučená zejména v moči nebo fekáliích. Dalšími zdroji v OV jsou kosmetické přípravky, produkty osobní hygieny či prací prostředky. [36]

Ačkoliv OV z domácností, průmyslu, či živočišné produkce podléhají čištění, technologie běžných komunálních ČOV nedosáhnou efektivního snížení koncentrací většiny těchto chemikálií. Při odtoku z čistíren tedy dochází k uvolňování mikropolutantů do vodních recipientů, kde mohou představovat ekotoxikologické riziko pro vodní ekosystém a také hrozbu pro veřejné zdraví populace – například při odběru vody z povrchového zdroje pro pitné účely. [37]

K vystavení lidského organismu těmto látkám může docházet inhalací ze vzduchu, kožním kontaktem nebo prostřednictvím přijímané potravy či vody. Jako nejčastější zdroje EDSs označujeme:

- **Perfluorované a polyfluorované látky** – chemikálie využívané především v průmyslových aplikacích, jako hasící pěna nebo textilní membrány.
- **Bisfenol A** – používán při výrobě polykarbonátových plastů a epoxidových pryskyřic. Je obsažen například v obalech potravin.
- **Ftaláty** – široká skupina sloučenin používaných jako kapalná změkčovadla. Nachází se v kosmetice a dalších produktech denní potřeby.
- **Dioxiny** – vznikají jako vedlejší produkt některých výrobních procesů, jako je například výroba herbicidů.
- **Látky zpomalující hoření** – využívané ke zlepšení tepelné odolnosti materiálů.
- **Pesticidy** – masově aplikované chemikálie pro potlačení škůdců a rostlinných chorob v zemědělství.
- **Fytoestrogeny** – přirozeně se vyskytující látky s hormonální aktivitou, které jsou obsaženy v některých rostlinách. Mohou mít podobné účinky jako estrogen produkovaný v těle. [38]

5.2 PER – A POLYFLUORALKYLOVÉ LÁTKY (PFAS)

PFAS zahrnují téměř 5 000 člověkem vyrobených chemikálií, z nichž některé jsou spojovány s nepříznivými účinky na lidský organismus. Jejich společným znakem je vysoce fluorovaná alifatická část, ta zapříčiňuje jejich vysokou tepelnou stabilitu, chemickou netečnost a odolnost vůči vodě a olejům. Proto nacházejí široké využití v průmyslu a produktech denní potřeby. [39]

Narůstající počet důkazů negativních účinků PFAS na lidský organismus vedl v Evropě k postupné regulaci v oblastech průmyslové výroby. Legislativními úpravami došlo ke stanovení limitních hodnot PFAS v životním prostředí. Příkladem je zvyšování počtu regulovaných látek v rámci Stockholmské úmluvy o perzistentních organických polutantech (v platnosti od roku 2004), jejíž omezení EU začleňuje do své legislativy prostřednictvím nařízení o persistentních organických polutantech (POPs). Ta zpočátku omezovala využití pouze perfluorooktansulfonátu (od roku 2009). V roce 2019 pak byla mezi regulované látky zahrnuta také perfluorooktanová kyselina a od roku 2022 mezi persistentní organické polutanty úmluva řadí také kyselinu perfluorhexansulfonovou (PFHxS) a její varianty. [39]

V tomto kontextu vydala EU revidovanou směrnici (EU 202/2184) o pitné vodě, podle které má být volitelně sledován jeden ze dvou parametrů:

- součet PFAS (20 zastoupených PFAS s celkovým limitem 0.1 $\mu\text{g/l}$);
- PFAS celkem (celkový limit do 0.5 $\mu\text{g/l}$).

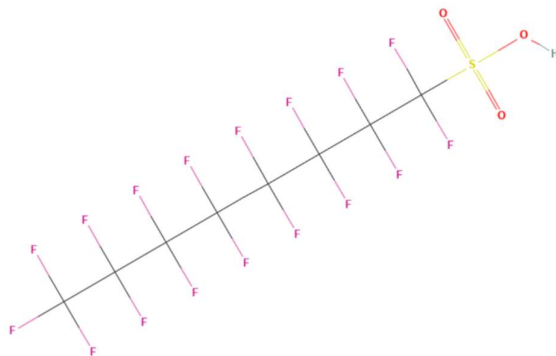
Členské státy nabudou povinnost monitorovat tyto parametry v roce 2026, nicméně dodržení mezních limitů je vyžadováno ke stejnému datu. [39]

Nejznámějšími zástupci jsou kyselina perfluoroktansulfonová (nebo také Perfluorooktansulfonát) a kyselina perfluorooktanová. [40]

5.2.1 Perfluorooktansulfonát (PFOS)

PFOS je fluorovaná, syntetická sloučenina, která velmi dobře odolává degradačním procesům. Používán byl hlavně při výrobě nátěrů, čisticích prostředků nebo impregnačních a repelentních přípravků pro různé povrchy. V současné době jeho využití značně omezeno a používá se při galvanizaci nebo jako součást nehořlavých hydraulických kapalin v letectví. [41]

Řadí se mezi perfluoroalkylsulfonové kyseliny (PFSA), které jsou považovány za kyseliny s dlouhým řetězcem, pokud obsahují 6 a více uhlíků. Délka řetězce potom ovlivňuje jejich sorpční vlastnosti a odolnost vůči biologické či chemické degradaci. [40]



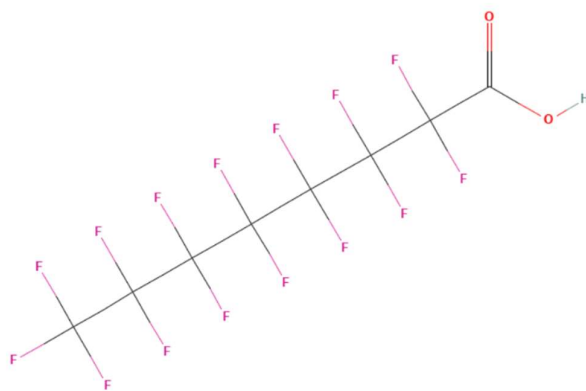
Obrázek 13: Strukturální vzorec PFOS, převzato: [41]

PFOS se vyznačuje svou trvanlivostí a je tedy schopen dlouhodobé bioakumulace v potravních řetězcích. Primárně je organismus PFOS vystaven orální cestou – jelikož je obsažen v přijímaných potravinách a vodě. K jeho akumulaci dochází v játrech a tělních tekutinách, později dochází k navázání na proteinovou složku tkání. Mimo jiné může způsobovat rakovinu jater, prsou nebo štítné žlázy. [41]

5.2.2 Perfluorooktanová kyselina (PFOA)

PFOA je syntetická kyselina řadící se mezi perfluorokarboxylové kyseliny (PFCAs). Jednou z hlavních charakteristik, díky které došlo v minulosti k jejímu širokému využití v chemickém průmyslu je její hydrofobní charakter. Byla používána například při výrobě těsnících materiálů, voskovaného papíru, nepřilnavého nádobí (teflon) a membránového oblečení. Vzhledem k její toxicitě je v současnosti používána jen pro úzkou oblast výroby farmak. [42]

Perfluoroalkylkarboxylové kyseliny jsou považovány za kyseliny s dlouhým řetězcem, pokud obsahují 8 nebo více uhlíků. Fyzikálně-chemické vlastnosti lineárních a rozvětvených izomerů se liší, to se projevuje hlavně v odolnosti vůči transformaci nebo bioakumulačním a sorpčním vlastnostech. [43]



Obrázek 14: Strukturální vzorec PFOA, převzato: [44]

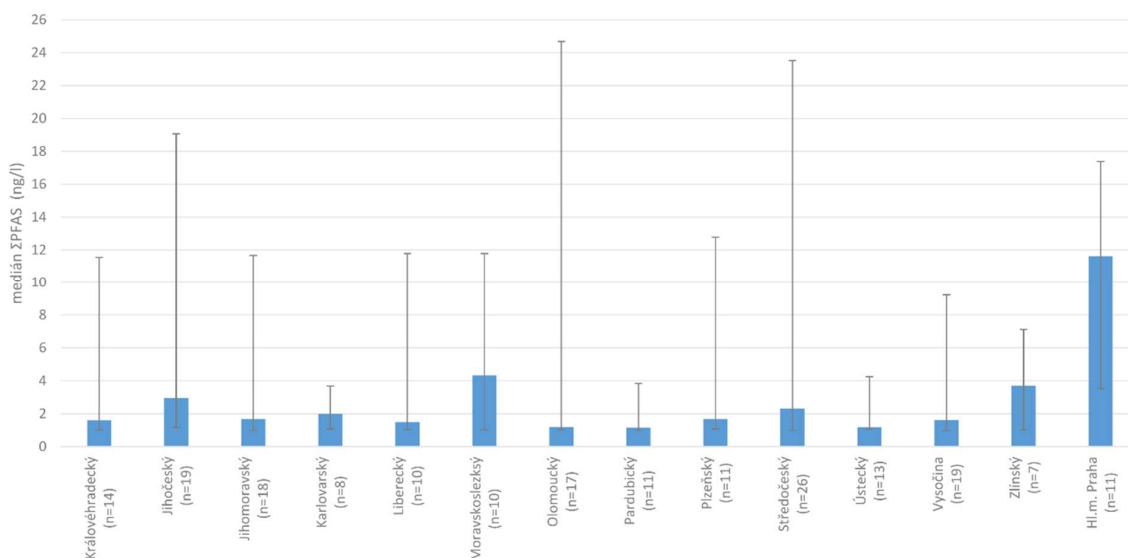
Zatímco PFAS s dlouhým řetězcem – zejména lineární formy PFOA (ale také PFOS) jsou detekovatelné převážně v povrchových vodách. Sloučeniny s ultra-krátkým řetězcem (PFAS skupiny C2-C3) bývají obsaženy jak v surové, tak upravené vodě. To lze vysvětlit jejich velmi vysokou rozpustností, nízkým sorpčním potenciálem a odolností vůči biologické a chemické degradaci. Díky tomu vykazují sloučeniny s krátkým řetězcem daleko vyšší perzistenci a jejich odstranění z vody je náročnější. [43]

K vystavení lidského organismu PFOA dochází zejména skrze kontaminovanou potravu a vodu. PFOA má bioakumulační potenciál – k jejímu ukládání dochází hlavně v játrech, ledvinách a krvi. Působí poškození žaludku a jater, narušuje imunitní a nervový systém, u žen s vyšší hladinou PFOA v krvi bývá poukazováno zvýšené riziko potratu. [42]

5.2.3 Výskyt PFAS ve vodním prostředí

Jako hlavní zdroje těchto mikropolutantních látek ve vodním prostředí považujeme vypusti průmyslových vod, odtoky z komunálních ČOV a splachy nebo průsaky ze skládek. Z (v literatuře) popsanych metod odstraňování PFAS z vody upravované pro pitné účely vyplívá, že konvenční technologie úpraven vody nejsou pro odstranění mnoha těchto látek dostatečně účinné. [39]

V ČR byl zahájen monitoring Státním zdravotním ústavem (SZÚ) ve spolupráci s Vysokou školou chemicko-technologickou v Praze (VŠCHT Praha) roce 2021. Vzorky byly odebírány z vodovodů ve všech krajích ČR tak, aby představovaly reprezentativní strukturu zásobování pitnou vodou. Bylo sledováno 28 PFAS v pitné vodě, které jsou definovány směrnici EU, výsledky měření jsou popsány na níže uvedeném grafu. [45]



Obrázek 15: Medián koncentrace 28 sledovaných PFAS ve vybraných vodovodech v ČR, převzato: [45]

Koncentrace PFAS (% pozitivních vzorků, minimum, maximum, medián a průměr), které byly naměřeny ve vzorcích pitné vody v celé České republice jsou popsány v níže uvedené tabulce. Z 28 sledovaných PFAS bylo detekováno 16 látek alespoň v jednom vzorku. [39]

Vzorky byly roztrženy podle zdroje vody: podzemní vody (n = 119), a povrchové vody spolu se smíšeným povrchovým a podzemním zdrojem (n = 73). Při porovnání byla detekovatelnost většiny PFCAs v podzemní vodě průměrně o 20–50% nižší než u ostatních zdrojů. Podobný trend je vidět také u perfluoralkyl sulfonové kyseliny (PFSA). [39]

PFAS group	PFAS (carbon chain)	All samples (n = 192)					Groundwater sources (n = 119)					Surface and mixed water sources (n = 73)				
		PS ^a (%)	Min ^b	Max	Median ^c	Mean ^c	PS ^a (%)	Min ^b	Max	Median ^c	Mean ^c	PS ^a (%)	Min ^b	Max	Median ^c	Mean ^c
PFCA _s	PFBA (C4)	40	0.277	7.03	x	x	31	0.277	7.03	x	x	55	0.38	3.25	x	x
	PFPeA (C5)	67	0.021	7.77	x	x	65	0.021	7.77	x	x	71	0.04	1.98	0.215	0.432
	PFHxA (C6)	83	0.021	4.94	0.109	0.37	77	0.021	4.94	0.07	0.294	95	0.04	1.83	0.29	0.493
	PFHpA (C7)	71	0.021	3.19	0.07	0.22	56	0.021	3.19	x	x	96	0.021	1.75	0.206	0.343
	PFOA (C8)	88	0.021	4.16	0.12	0.316	82	0.021	4.16	0.064	0.249	97	0.023	3.11	0.348	0.426
	PFNA (C9)	62	0.021	1.03	x	x	43	0.021	0.319	x	x	95	0.021	1.03	0.085	0.117
	PFDA (C10)	45	0.021	0.615	x	x	34	0.021	0.615	x	x	64	0.021	0.594	x	x
	PFUdA (C11)	4	0.021	0.349	x	x	3	0.036	0.101	x	x	5	0.06	0.349	x	x
	PFDoA (C12)	6	0.036	0.13	x	x	4	0.032	0.063	x	x	7	0.044	0.13	x	x
	PFPrS (C3)	11	0.021	0.12	x	x	14	0.021	0.12	x	x	7	0.021	0.04	x	x
	PFBS (C4)	86	0.021	1.06	0.07	0.129	79	0.021	1.06	0.05	0.11	97	0.03	0.924	0.103	0.159
PFSA _s	PFPeS (C5)	8	0.04	0.19	x	x	8	0.04	0.19	x	x	8	0.04	0.132	x	x
	PFHxS (C6)	24	0.021	0.98	x	x	19	0.029	0.98	x	x	33	0.021	0.853	x	x
	PFHpS (C7)	3	0.03	0.06	x	x	3	0.03	0.06	x	x	1	0.054	0.054	x	x
	L-PFOS (C8)	44	0.03	5.6	x	x	33	0.035	5.6	x	x	62	0.03	5.34	x	x
	Br-PFOS (C8)	43	0.021	5.06	x	x	32	0.021	5.06	x	x	60	0.021	3.92	x	x
	ΣPFOS (C8) ^d	50	0.021	9.11	x	x	40	0.021	8.09	x	x	68	0.07	9.11	x	x
Ether-PFAS	NaDONA	3	0.022	0.039	x	x	1	0.03	0.03	x	x	7	0.022	0.039	x	x

Tabulka 3: Souhrn zjištěných PFAS ve vzorcích pitné vody; koncentrace v *ng/l*, převzato: [39]

Vysvětlivky:

- Pozitivní vzorky.*
- Minimální koncentrace nad MS, MS = 0.025–0.5 ng/L.*
- Medián a průměr byly vypočteny pouze pro analyty pozitivně detekované v 70% nebo více vzorků. Pro účely výpočtu průměru byla použita ½ MS pro vzorky pod MS.*
- ΣPFOS představuje součet rozvětvených a lineárních izomerů PFOS [39]*

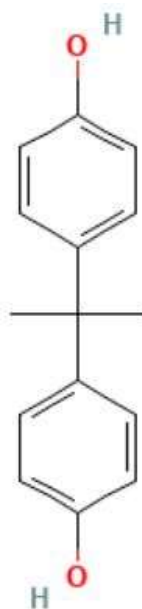
Ve srovnání se zahraničními studii jsou detekované koncentrace PFAS v pitné vodě v ČR velmi nízké. V žádném ze vzorků nebyla překročena limitní hodnota koncentrace PFAS dle Směrnice EU pro pitnou vodu. Klíčovým a ekonomicky nejvýhodnějším krokem pro omezení výskytu PFAS v pitné vodě je kontinuální monitoring a následná prevence úniku do životního prostředí. [45]

5.3 BISFENOL A (BPA)

BPA je syntetická látka na bázi uhlíku, která je ve vodě prakticky nerozpustitelná. Její příprava probíhá chemickou reakcí fenolu s acetonem v kyselém prostředí. Jedná se o endokrinní disruptor, který napodobuje působení přirozeně produkovaných hormonů a v buňkách blokuje hormonální receptory. [46]

Zpráva Evropské unie o hodnocení rizik BPA odhaduje denní expozici (u dospělých) v rozmezí od méně než $0.02 \mu\text{g}/\text{kg}$ až po $59 \mu\text{g}/\text{kg}$ (tělesné hmotnosti za den). [47]

V české legislativě byla zavedena norma environmentální kvality NEK-RP (dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb.), která mj. stanovuje přípustné hodnoty znečištění povrchových vod. Pro BPA v České republice (pro povrchové vody) je limitní hodnota koncentrace $0.035 \mu\text{g}/\text{l}$. [48]



Obrázek 16 - Strukturní vzorec bisfenolu A, převzato: [49]

5.3.1 Výskyt BPA ve vodním prostředí

Plasty a pryskyřice obsahující BPA se používají při výrobě obalů a nádob pro potraviny, mléko, lahví na kojeneckou výživu nebo barelů s pitnou vodou. Dále jde o výstelky potravinových konzerv nebo pomůcky pro zubní hygienu. Bylo prokázáno, že BPA se z těchto materiálů vyluhuje například v důsledku neúplné polymerizace nebo při degradaci polymerů působením vysokých teplot, ke kterým může dojít při běžném používání. [50]

Po standardních procesech čištění obsahují odtoky z ČOV (zejména v hustě urbanizovaných oblastech a průmyslových závodech) velké množství polutantů, které se akumulují např. v řekách, vodních nádržích a jejich ekosystémech. Z tohoto důvodu hrozí negativní ovlivnění zdrojů pitné vody. [51]

Monitorovací studie přítomnosti estrogenů, pesticidů a BPA v přírodních vodách – na řece Llobregat v Katalánsku sledovala trend výskytu BPA pro zjištění jeho koncentrací a následné stanovení účinnosti jeho odstraňování na úpravkách vod (Obrázek 17). [51]

BPA byl detekován ve všech vzorcích surové povrchové vody (odběr probíhal 1/měsíc po dobu 6 měsíců). Největší koncentrace byla zaznamenána v únoru (0.295 $\mu\text{g/l}$). Při procesu úpravy vody se jeho koncentrace razantně snížila, zejména při filtraci přes pískové lože. Při analýze pitné vody byl BPA detekován pouze v jednom vzorku, a to pod kvantifikačním limitem. [51]

	February	April	May	June	July	August
River	0.295	0.113	0.162	0.065	0.086	0.232
Sand	0.017	0.046	0.006	0.014	0.013	
Ozone	0.016	bld	0.006	0.012		
Carbon	0.007		0.006	bld		
Drinking water	0.005					

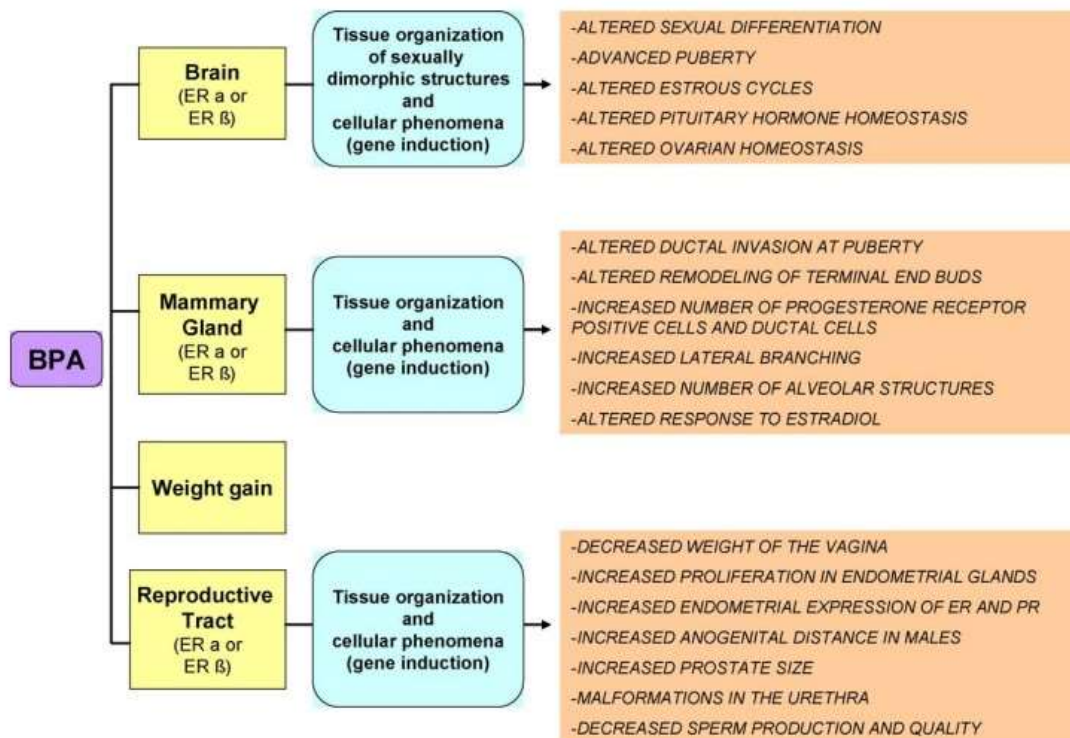
Obrázek 17: Koncentrace BPA ($\mu\text{g/l}$) detekovány během procesu úpravy vody, převzato: [51]

Vysvětlivky:

bld) Pod mezí kvantifikace.

5.3.2 Vliv BPA na lidský organismus

BPA je slabý estrogen, byly pozorovány jeho negativní dopady na reprodukční funkce a tělesný vývoj na zvířatech, a to včetně efektů na organismus, které se projevily již při dávkách nižších, než jsou stanovovány při rutinních testech toxicity. Hladiny BPA v lidské krvi byly statisticky spojeny s dysfunkcí vaječníků, hyperplazií endometria nebo opakovanými potraty. [47]



Obrázek 18: Shrnutí účinků perinatální expozice BPA, převzato: [50]

5.4 FTALÁTY

Ftaláty jsou estery kyseliny ftalové (1,2-benzendikarboxylové). Pro svou vysokou produkci představuje tato skupina chemikálií významný ekotoxikologický potenciál pro životní prostředí. Celosvětová roční produkce ftalátů přesahuje 4 Mt a z toho přibližně 1 Mt se vyrobí v Evropě. Nejvýznamnějším zástupcem této skupiny byl bis(2-ethylhexyl) ftalát (DEHP), jeho využívání a uvádění na trh bylo však vzhledem k toxickým vlivům omezeno a je nahrazován jinými ftalátovými změkčovadly jako jsou di-isodecylftalát (DIDP) a di-isonylftalát (DINP). [52]

Ekologické účinky ftalátů a jejich vliv na lidské zdraví souvisejí především s narušením endokrinního systému živých organismů. Většina ftalátů jakožto endokrinní disruptory mohou negativně působit na vývojové, metabolické, neurologické, imunitní a reprodukční procesy. [53]

Ftaláty jsou (v širokém teplotním rozsahu) chemicky stabilní kapaliny, jen těžko rozpustné ve vodě, bez barvy, zápachu a chuti. Využívány jsou hlavně jako přísady do plastů, zejména do změkčeného polyvinylchloridu (PVC). Používány jsou také při výrobě barev, laků, lepidel, maziv a kosmetiky. Různé ftaláty jsou klasifikovány jako toxické pro reprodukci a již byli pozorovány jejich negativní dopady na reprodukci živočichů, narušení vývoje u korýšů či obojživelníků a vyvolání genetické aberace (odchylky v počtu nebo tvaru chromozomů). [52]

5.4.1 Výskyt ftalátů ve vodním prostředí

Jelikož ftaláty nejsou v měkčeném PVC chemicky vázány na polymerní matici, mohou se dostávat do životního prostředí ztrátami již během výrobních procesů nebo vyluhováním a odpařováním z finálních produktů. Po uvolnění do životního prostředí mají tendenci se adsorbovat. Přítomnost ftalátů byla zjištěna v dešťových, povrchových, nečištěných i čištěných OV a čistírenských kalech. [52]

Ftaláty ve sladkých vodách vykazují poločas rozpadu v řádu několika dní až týdnů. I přes svou nízkou rozpustnost ve vodě, do ní ftaláty pronikají například průsakem huminových kyselin a adsorbují na sedimentujících částicích. Sedimenty potom nejsou pouze konečné uložení, ale jejich prostřednictvím působí ftaláty na biologické organismy ve vodním prostředí. [54]

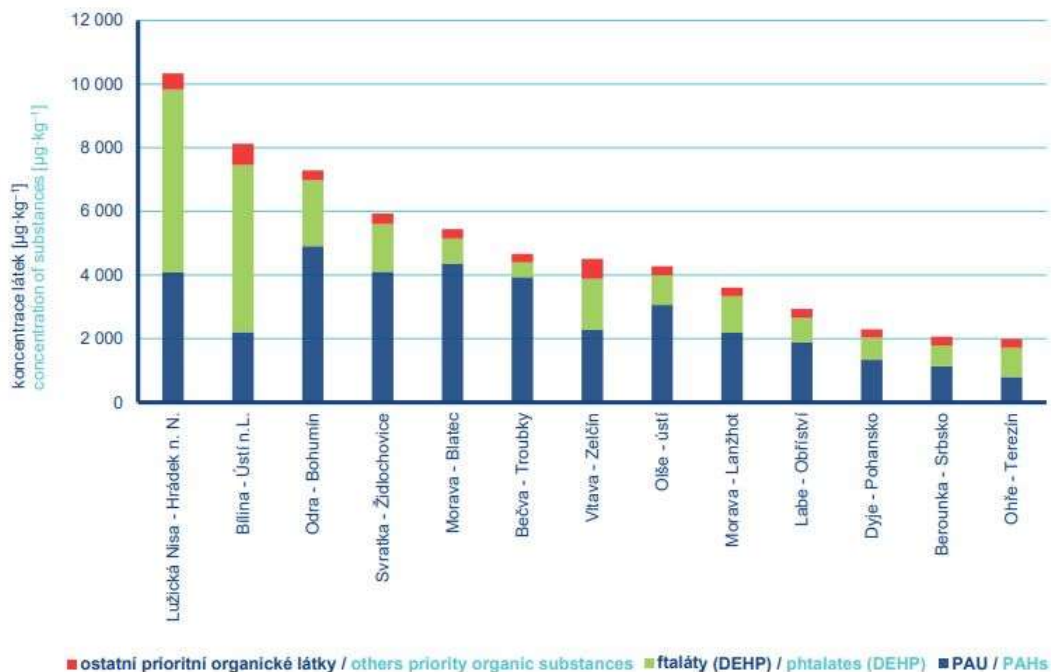
Výskyt v odpadních vodách

Koncentrace daných ftalátů úzce souvisí s místem odběru vzorku, diethylftalát (DEP) je běžnou součástí vonných látek v produktech pro osobní hygienu nebo čistících prostředků. Někdy také bývá obsažen v insekticidech nebo povlacích pilulek. Proto je často detekován ve splaškových vodách z domácností. Vzhledem k šíři využití DEHP jsou jeho koncentrace zjištělné jak v OV z domácností, tak z průmyslové výroby či nemocnic. Obecně lze říci, že ftaláty nebývají standardními čistírenskými procesy zcela odstraněny a zbytkové koncentrace jsou následně na odtoku z ČOV vypuštěny do vodních recipientů. [55]

Výskyt v povrchových vodách

Pro určení výsledného obsahu ftalických sloučenin ve vodních recipientech je důležité pochopení procesu jejich biodegradace, k té totiž dochází přirozeně za působení širokého spektra bakterií. Konvenční metoda odstranění ftalátů pomocí aktivovaného kalu z OV dosahuje účinnosti až 90%. Alternativou pro zařízení budovaná v hustě urbanizovaných oblastech (z důvodu tlaku na úsporná prostorová řešení) by mohla být biofiltrace ve spojení s fyzikálně-chemickým lamelovým čiřením. [56]

Ftaláty (DEHP) jsou sledovány ČHMÚ v rámci monitoringu chemického stavu sedimentů a plavenin (Obrázek 19). V roce 2022 byly mezi dalšími prioritními látkami detekovány jako jedna z látek s nejvyššími koncentracemi. [17]



Obrázek 19: Suma průměrných koncentrací prioritních organických látek v sedimentovatelných plaveninách v roce 2022, převzato: [17]

Na základě NEK, které vychází z Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. byly pro prioritní (a některé další) znečišťující látky stanoveny limitní koncentrace znečištění útvarů povrchových vod. Za prioritní kontaminant je ze skupiny ftalátů považován pouze DEHP. [48]

Tabulka 4: Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod pro látky uvedené v příloze II Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2013/39/EU – pouze ftaláty, převzato: [48]

Ukazatel	Značka, zkratka nebo číslo CAS ^{A)}	Jednotka	Norma environmentální kvality (NEK) ^{B)}	
			NEK-RP ^{C)}	NEK-NPK ^{D)}
bis(2-ethylhexyl) ftalát	DEHP 117-81-7	µg/l	1.3	nepoužije se

Vysvětlivky:

- A) CAS: *Chemical Abstracts Service.*
- B) *Normy environmentální kvality jsou vyjádřeny jako celkové koncentrace v celém vzorku vody, pokud není uvedeno jinak.*
- C) *NEK-RP: norma environmentální kvality vyjádřená jako celoroční průměrná hodnota. Není-li uvedeno jinak, použije se na celkovou koncentraci všech izomerů. Pro každý daný útvar povrchových vod se použitím NEK-RP rozumí, že aritmetický průměr koncentrací naměřených v různých časech průběhu roku v žádném reprezentativním monitorovacím místě ve vodním útvaru nepřekračuje dotýčnou normu.*
- D) *NEK-NPK: norma environmentální kvality vyjádřená jako nejvyšší přípustná koncentrace je nepřekročitelná. U každého daného útvaru povrchových vod použití NEK-NPK znamená, že naměřené koncentrace v každém reprezentativním monitorovacím místě ve vodním útvaru nepřekračují dotýčnou normu. Je-li NEK-NPK označena výrazem "nepoužije se", pak se hodnoty NEK-RP považují za hodnoty, které v případě trvalého vypouštění chrání proti krátkodobým maximům znečištění, neboť jsou výrazně nižší než hodnoty odvozené na základě akutní toxicity. [48]*

6 TECHNOLOGIE ODSTRAŇOVÁNÍ MIKROPOLUTANTŮ PŘI ÚPRAVĚ PITNÉ VODY

Konvenční procesy úpravy pitné vody (jako jsou provzdušnění, flokulace, filtrace a dezinfekce) nedosahují efektivního snížení koncentrací emergentních mikropolutantů. Pro cílené odstraňování těchto kontaminantů je tedy třeba doplnit linky úpraven vod o pokročilé technologické stupně. Mezi nejrozšířenější takové technologie patří adsorpce na aktivním uhlí, pokročilé oxidační procesy nebo membránové procesy. [57]

6.1 ADSORPCE NA AKTIVNÍM UHLÍ

Adsorpce se při úpravě vody používá k odstranění rozpuštěných kontaminantů. Látky, které se při tomto procesu akumulují na povrchu pevné fáze nazýváme adsorbáty. Zmíněnou pevnou fází potom definujeme jako adsorbent. [58]

Rozpuštěné látky jsou difuzí přenášeny do pevného porézního materiálu a následně jsou adsorbovány na excesivním vnitřním povrchu adsorbentu. [59]

Podle sil, kterými jsou rozpuštěné látky přitahovány k tuhé fázi, rozlišujeme následující druhy adsorpce:

- **fyzikální** – van der Waalsovovy mezimolekulární síly;
- **chemisorpce** – princip výměny nebo sdílení elektronů;
- **iontová sorpce** – částice opačného náboje jsou přitahovány elektrickými silami. [59]

Ve vodárenství se jako sorbent využívá aktivní uhlí, které je vyrobeno speciálními termickými a chemicko-termickými postupy z přírodních organických materiálů. [60]

V provozu úpravy vody je aplikováno dvěma způsoby:

- **Dávkováním práškového aktivovaného uhlí (PAU)** – do upravované vody je dávkováno společně s koagulanty a následně je separováno s vysráženými hydroxidy. Tento (neúsporný) proces je využíván zejména pro rychlé zlepšení kvality vody.
- **V koloně s granulovaným aktivním uhlím (GAU)** – při tomto dynamickém způsobu je voda zbavena většiny nečistot. Využívá se ve formě otevřených filtrů nebo uzavřených tlakových. Po tomto stupni následuje zpravidla pouze hygienizace. [60]

6.1.1 Aktivní uhlí

Aktivní uhlí (AU) je materiál s rozvinutou porézní strukturou, která umožňuje jeho širokou aplikaci v sorpčních procesech. Ve vodárenství se díky tomu využívá k odstranění organických mikropolutantů, ke zlepšení organoleptických vlastností nebo ke katalytickému rozkladu ozonu, chloru a chlordioxidu. [61]

Sorpční schopnosti AU jsou definovány řadou faktorů jako jsou velikost povrchu, zastoupení pórů, polarita a obsah popela. Hlavním faktorem, který potom ovlivňuje sorpční kapacitu AU, je povaha adsorbovaných látek. [62]

V níže uvedené tabulce jsou popsány ilustrační doby zdržení a životnost náplně aktivního uhlí při různých aplikacích v rámci úpravy vody.

Tabulka 5: Kontaktní doby a životnost AU při různých aplikacích, převzato: [61]

Aplikace	Kontaktní doba [min]	Životnost [roky]
Zlepšování organoleptických vlastností	6–12	2–4
Odstraňování pesticidů	10–15	1–3
Odstraňování huminových látek a trihalomethanů	15–30	1.5–3
Odstraňování chlorovaných uhlovodíků	10–20	0.5–1.5
Dechlorace	4–8	1–2

6.1.2 Typy aktivního uhlí

Dle velikosti a tvaru částic dělíme aktivní uhlí do následujících skupin:

- **práškové aktivní uhlí (PAU)** – částice o průměru přibližně 0.2 mm;
- **granulované (zrněné) aktivní uhlí (GAU)** – nepravidelná zrna o velikosti od 0.2 do 5 mm;
- **peletizované (válečkové) aktivní uhlí** – zrna válcového tvaru o průměru od 0.8 do 5 mm;
- **tkaninové aktivní uhlí** – tkanina vyrobená z vláken aktivního uhlí. [61]

Pro účely úpravy vody jsou ve vodárenství využívány první dvě zmíněné skupiny, zbylé se uplatňují při čištění plynné fáze. [61]

PAU se dostává do kontaktu s kontaminovanou vodou jako suspenze, adsorbuje kontaminanty a je odstraněno s ostatními částicemi v procesu kalového hospodářství. Nejběžnějším využitím PAU je regulace nahodilého výskytu sloučenin, které ovlivňují chuť a zápach upravované vody. [58]

GAU je účinné pro kontinuální odstraňování organických kontaminantů, které jsou přítomny v surové vodě. Ke kontaktu s kontaminovanou vodou přichází GAU v otevřených filtrech anebo uzavřených tlakových. Po vyčerpání své sorpční kapacity je náplň filtračního lože vyjmuta a vyměněna za reaktivovanou. [58]



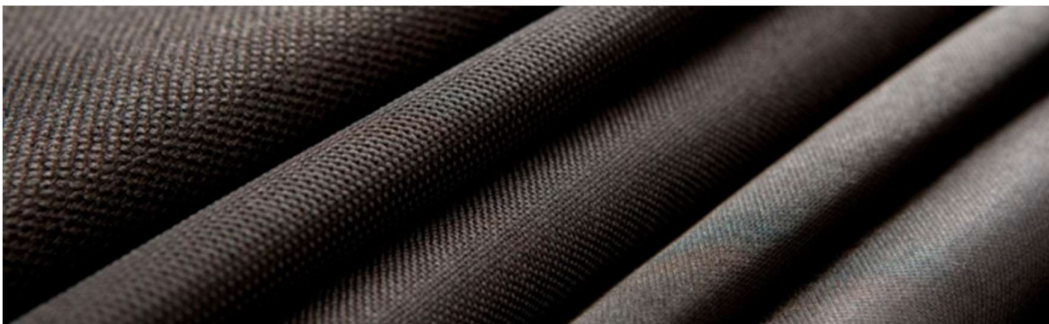
Obrázek 20: Práškové aktivní uhlí, převzato: [63]



Obrázek 21: Granulované (zrnité) aktivní uhlí, převzato: [63]



Obrázek 22: Peletizované aktivní uhlí, převzato: [63]



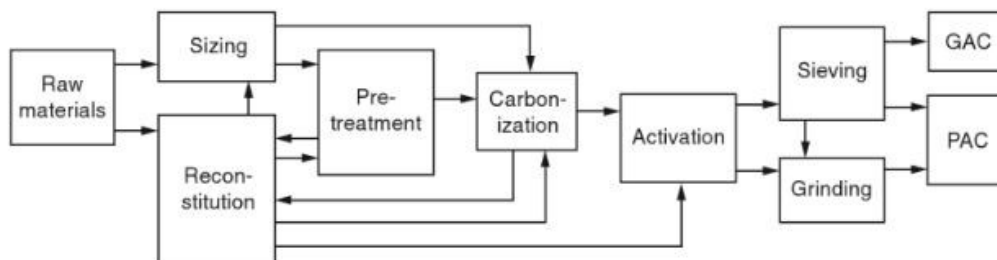
Obrázek 23: Tkaninové aktivní uhlí, převzato: [63]

Tabulka 6 - Srovnání specifik využití GAU a PAU, převzato: [59]

Parametr	Granulované aktivované uhlí (GAU)	Práškové aktivované uhlí (PAU)
Princip využití	Odstraňování toxických organických sloučenin přítomných v podzemních vodách	Občasná kontrola organoleptických vlastností a silně adsorbovaných pesticidů a herbicidů při nízké koncentraci (<10 µg/l)
	Ochrana proti občasným nárůstům výskytu toxických organických látek obsažených v surové povrchové vodě, kontrola organoleptických vlastností	
	Kontrola prekurzorů vzniku vedlejších produktů dezinfekce	
Výhody	Snadná reaktivace	Snadná aplikace do stávajících přívodů vody nebo koagulačních zařízení
	Nižší spotřeba uhlí na objem upravené vody v porovnání s PAU	
Nevýhody	Definovaný průtok přes filtrační lože a potřeba výměny vyčerpané náplně	Obtížně raktivovatelné, nepraktické pro obnovu z koagulovaného kalu
	Dříve adsorbované sloučeniny mohou desorbovat a zvýšit tak svou koncentraci na odtoku	

6.1.1 Výroba aktivního uhlí

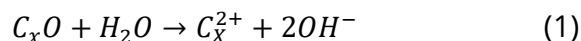
Surovinu k výrobě AU lze volit z řady uhlíkatých materiálů. Při využití aktivního uhlí k úpravě pitné vody se nejčastěji používá hnědé uhlí (lignit), živičné (bitumenové) uhlí, kokosové skořápky či dřevo. Výběr suroviny spolu se způsobem aktivace přímo ovlivňují vlastnosti aktivního uhlí, jako jsou struktura pórů, plocha vnitřního povrchu a jeho chemismus. [58]



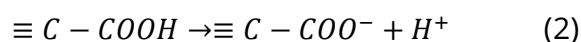
Obrázek 24: Schéma produkce AU, převzato: [59]

6.1.2 Způsoby aktivace

Způsob aktivace a její provedení výrazně ovlivňuje vlastnosti produkovaného AU. Při aktivaci za vysokých teplot (cca 1000 °C) a přítomnosti kyslíku, dochází k tvorbě povrchových funkčních skupin, které obsahují kyslík a uhlík (C_xO , C_xO_2), ty poté reagují s vodou dle rovnice (1). Dochází ke zvýšení *pH* vody a povrch AU získává kladný náboj. Z toho důvodu jsou na tomto typu uhlí, nazývaném též H-uhlí, adsorbovány zejména anionty. Do této skupiny řadíme například AU obchodních názvů Norit či Filtrasorb. [64]



Provádí-li se aktivace při nižších teplotách (200–400 °C) za přítomnosti kyslíku, vzniká tzv. L-uhlí. Na jeho povrchu se vytváří karboxylové, fenolové, karbonylové a další funkční skupiny, které po kontaktu s vodou udávají povrchu záporný náboj. Tento proces je popsán rovnicí (2). Na tomto typu uhlí tedy adsorbují zejména kationty. L-uhlí je dostupné například pod obchodními názvy Carboraffin a Nuchar. [64]

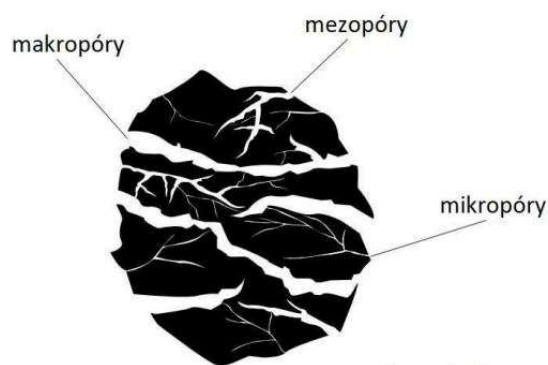


6.1.3 Struktura aktivního uhlí

Aktivní uhlí se vyznačuje svou vysoce porézní strukturou. Je složeno ze souboru grafitových destiček s různě velkými mezerami mezi sebou – póry, ty vytvářejí mimořádně velký vnitřní povrch (cca 400–1500 m^2/g). Vhodnost aktivního uhlí pro úpravu pitné vody je potom ovlivněna zastoupením jednotlivých skupin pórů, které dle své velikosti plní při procesu adsorpce jinou funkci. [61]

Mikropóry jsou menší než 2 *nm*, odehrává se v nich adsorpce převážně organických látek.

Transportní póry jsou potom tvořeny **makropóry** (>50 *nm*) a **mezopóry** (2 – 50 *nm*). Ty společně slouží transportu molekul kontaminantů k mikropórum. [61]



Obrázek 25: Póry v aktivním uhlí, převzato: [65]

6.1.4 Reaktivace a regenerace

Reaktivace

Po vyčerpání sorpční kapacity aktivního uhlí je třeba jej reaktivovat, případně vyměnit za nové. Při reaktivaci je vyčerpaná náplň filtračního lože odebrána a přepravena na reaktivační linku, kde dochází k vlastnímu procesu reaktivace, který spočívá v termickém zpracování materiálu, během něhož jsou adsorbované chemické složky z aktivního uhlí odstraněny. Takto desorbované látky jsou následně zničeny. Úbytek reaktivovaného materiálu je poté doplněn novým aktivním uhlím. [61]

Samotná reaktivace se skládá ze čtyř fází. První z nich je sušení, po kterém následuje desorpce těkavých organických sloučenin za teploty do 250 °C. Ve třetí fázi, při teplotě cca do 750 °C, probíhá pyrolýza a karbonizace netěkavých organických sloučenin. Nejvyšší teploty je dosaženo v poslední fázi – při aktivaci. Ta probíhá za teploty okolo 800 °C a materiál během ní opět získává dřívější vnitřní povrch. [61]

Regenerace

Regenerací je rozuměn proces obnovy sorpčních vlastností aktivního uhlí. Ten je prováděn termickou desorpcí, kdy se aktivní uhlí ohřeje na teplotu varu cílové nasorbované látky. Vlivem teploty poté dochází k přechodu látky do plynné fáze, ze které kondenzuje do fáze kapalné. [58]

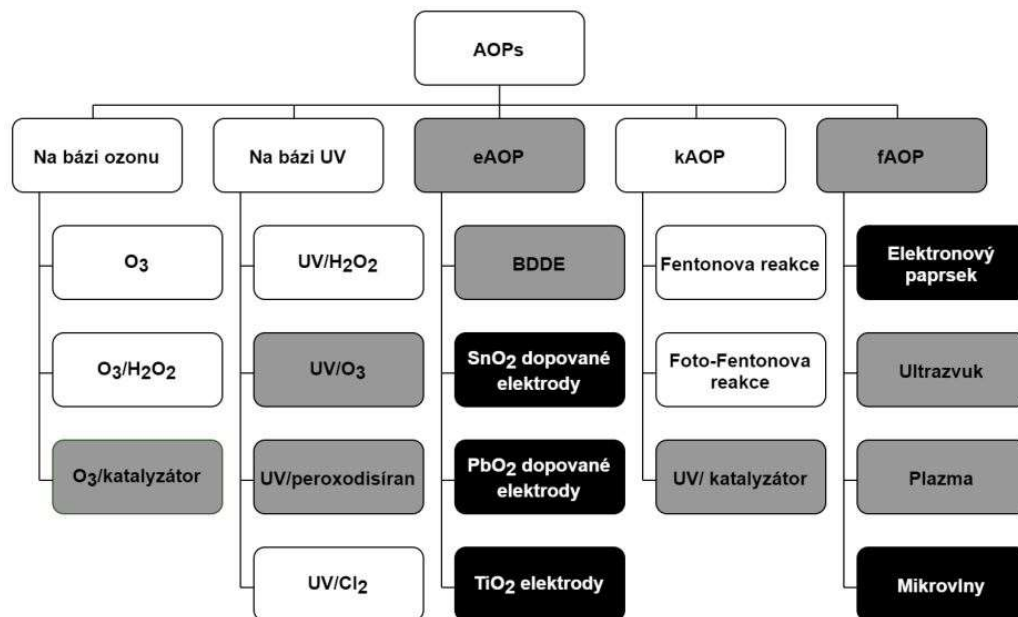
6.2 POKROČILÉ OXIDAČNÍ PROCESY

Pokročilé oxidační procesy (z angličtiny: Advanced oxidation processes – AOPs) cílí na odstranění organických polutantů a jejich rozložení na méně komplexní sloučeniny, které podléhají rozkladu. AOPs jsou považovány za čisté technologie, které pro úpravu znečištěných vod využívají koncept produkce hydroxylových radikálů, ty následně napadají sloučeniny organických polutantů jako jsou aromatické uhlovodíky, pesticidy, těkavé organické sloučeniny a farmaka. [66]

Pro úpravu pitné vody je používána zejména oxidace na bázi UV záření a ozonu. Na rozdíl od sorpce na aktivním uhlí nebo stripování vzduchem, které přenášejí chemické látky z jedné fyzikální fáze na druhou, jsou tyto technologie schopny dané kontaminanty přímo zničit nebo je přeměnit na degradabilní produkty. [67]

Vysoký stupeň oxidace znečišťujících látek je výsledkem produkce rychle reagujících, neselektivních hydroxylových radikálů ($\cdot\text{OH}$), které jsou jedny z nejsilnějších oxidantů ve vodě. Tyto radikály jsou schopny oxidovat většinu organických sloučenin na vodu, oxid uhličitý a minerální soli. [67]

Dle způsobu tvorby oxidantů a mechanismu destrukce cílových sloučenin rozlišujeme oxidační procesy na: AOPs na bázi ozonu, AOPs na bázi UV záření, elektrochemické (eAOP), katalytické (kAOP) a fyzikální (fAOP). Detailní členění popisuje níže uvedené schéma (bílá barva – v provozu zavedené metody, šedá – pilotní testy a laboratoře, černá – pouze laboratoře). [68]



Obrázek 26: Rozdělení pokročilých oxidačních procesů, převzato: [68]

6.2.1 Oxidační proces O_3

Ozon je jako oxidační činidlo velmi selektivní a napadá především funkční skupiny bohaté na elektrony, jako jsou dvojně vazby, aminy a aromatické uhlovodíky (např. fenol). [68]

Tento proces zahrnuje dva základní mechanismy. Prvním je přímá oxidace ozonem a druhým nepřímá oxidace hydroxylovými radikály. Přímá oxidace se vyznačuje selektivitou vůči kontaminantům a nízkou rychlostí reakce. Nepřímá oxidace poskytuje podobné výhody jako ostatní AOPs fungující na principu tvorby radikálů. [67]

6.2.2 Oxidační proces UV/H_2O_2

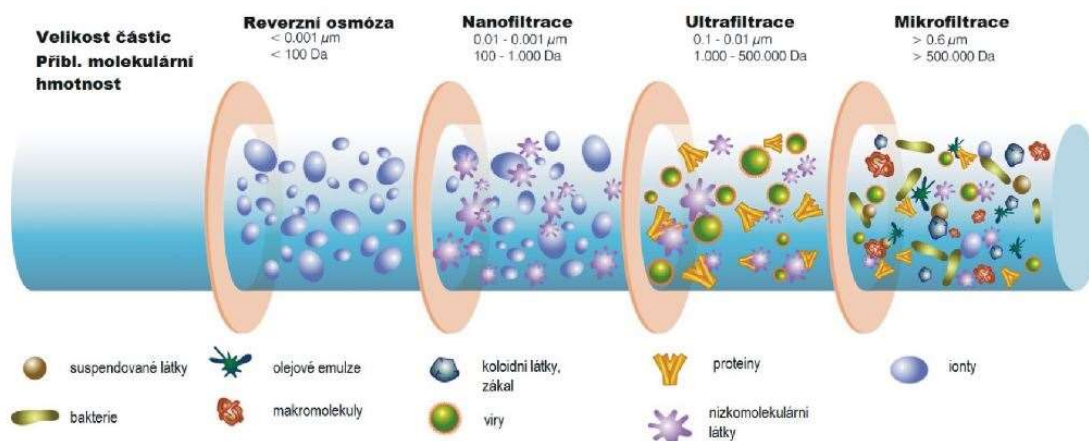
Fotolýza UV zářením sama o sobě nevede k destrukci takového množství organických kontaminantů jako ostatní AOPs. Přidání peroxidu vodíku (H_2O_2) však v kombinaci s UV zářením (o vlnové délce 254 nm) vede ke štěpení O-O vazeb a generuje hydroxylové radikály. Tento proces je efektivní zejména při odstraňování herbicidů a farmak. [67]

6.3 MEMBRÁNOVÉ PROCESY

Membránové procesy pro úpravu vody jsou tlakově řízené separační procesy, při kterých je hnací silou rozdíl tlaků na membráně. Pomocí membrány se upravovaná voda rozděluje na proud filtrátu (přefiltrované látky) nebo permeátu (směs po průchodu membránou). Složky zachycené na membráně se hromadí v retentátu (někdy také tzv. koncentrát). [69]

Membránovými procesy ve vodárenství rozumíme zejména mikrofiltraci, ultrafiltraci, nanofiltraci a reverzní osmózu. Rozdělení těchto procesů dle stupně separace ilustruje Obrázek 27. [69]

Jejich společným znakem je použití polopropustné membrány jako separačního elementu a tlakového rozdílu jako hnací síly transportu přes membránu. Vzájemná odlišnost těchto procesů spočívá ve velikostech tlakových rozdílů a vlastnostech membrán. Dalším takovým parametrem je potom transportní mechanismus. [70]



Obrázek 27: Rozdělení membránových procesů dle stupně separace, převzato: [71]

6.3.1 Mikrofiltrace

Mikrofiltrace je membránový filtrační proces s nejméně omezujícím typem membrány. Její použití zahrnuje odstranění bakterií, pigmentů a dalších částic o velikosti v submikronovém rozsahu. [69]

Jedná se o filtraci přes porézní (polymerní nebo keramickou) membránu o tloušťce 10-150 μm . Velikost pórů je v rozmezí 0,1-10 μm , hnací silou je rozdíl tlaků (<4 bary) a separace probíhá síťovým mechanismem. [70]

6.3.2 Ultrafiltrace

Membrány pro ultrafiltraci mohou odstraňovat bakterie, viry a oddělovat makromolekuly jako jsou cukry nebo proteiny. Materiál membrány je nejčastěji polymer nebo keramika. Provozní tlak je až 1000 *kPa*. [69]

Asymetrická porézní membrána o tloušťce 150 μm má v tomto případě velikost pórů v rozmezí 1-100 *nm*. Principiálně se jedná (stejně jako u mikrofiltrace) o separaci síťovým mechanismem. [70]

6.3.3 Nanofiltrace

Při nanofiltraci fungují membrány na principu rozpouštění (difuze) daného roztoku, dochází tak k záměrné difundaci některých iontů přes membránu. Využívá se hlavně při změkčování vody a odstraňování dusičnanů. [69]

Tloušťka nosiče kompozitní membrány je 150 μm a aktivní vrstva má cca 1 μm . Velikost pórů je menší než 2 *nm*, rozdíl tlaků se pohybuje od 10 do 25 *barů*. Materiálem pro nanofiltrační membrány jsou primárně polyamidy. [70]

6.3.4 Reverzní osmóza

Při procesu klasické osmózy dochází k prostupu kapaliny z prostředí s nižší koncentrací rozpuštěných látek směrem do prostředí s vyšší koncentrací tak, aby došlo k jejich vyrovnání. Za působení dostatečného tlaku dochází ke změně proudění směrem do prostředí s nižší koncentrací – tedy reverzní osmóze. Typické použití je při separaci rozpuštěných solí a iontů s molekulovou hmotností nižší než 200 *g/mol*. Aplikace sahají od výroby ultračisté vody pro polovodiče a farmaceutické použití až po odsolování mořské vody. [69]

Používány jsou asymetrické či kompozitní membrány vyráběné z polyamidů nebo acetátů celulózy. Rozdíl tlaků se pohybuje mezi 15 a 80 *bary*. [70]

7 PRAKTICKÁ ČÁST

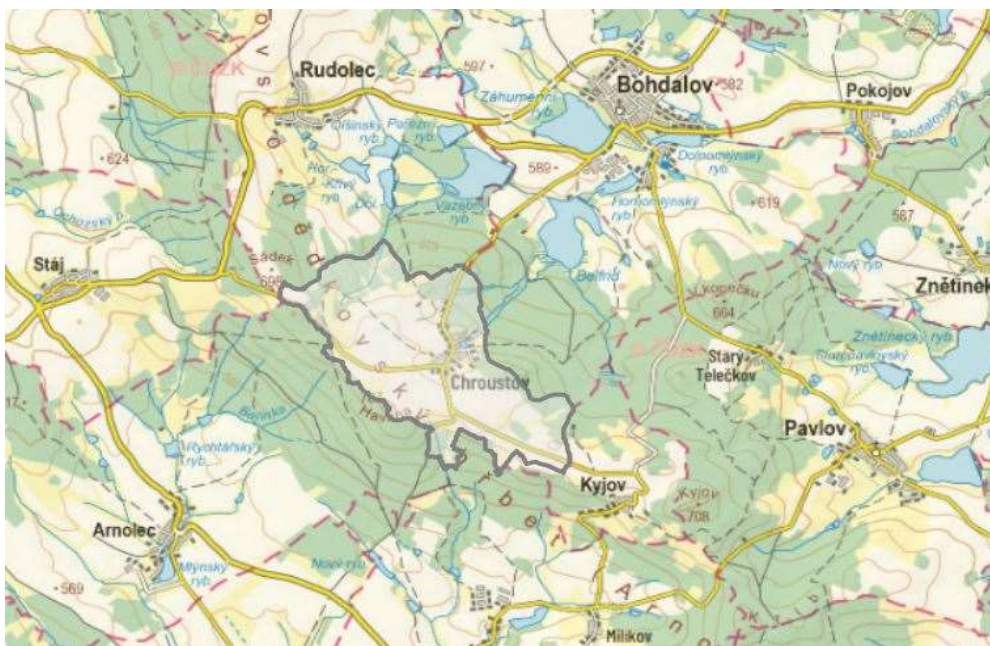
V této části práce bude nejprve popsána lokalita Chroustov, kde jsou dlouhodobě pozorovány nadlimitní koncentrace acetochloru ESA. Dále budou uvedeny výsledky rozborů surové vody a laboratorních zkoušek AU při odstraňování zmíněného znečištění. Ty potom budou použity jako podklad návrhu technologického stupně pro odstranění pesticidních látek (acetochloru ESA).

7.1 LOKALITA CHROUSTOV

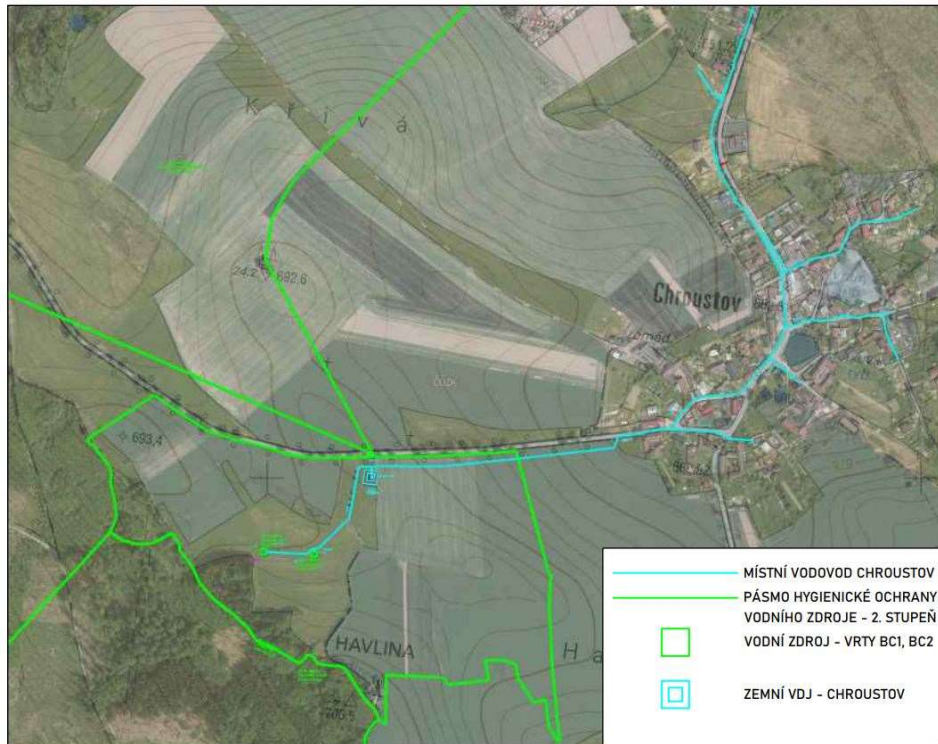
Chroustov je místní částí obce Bohdalov, nachází se přibližně 11 km jihozápadně od Žďáru nad Sázavou v kraji Vysočina. Žije zde přibližně 200 obyvatel. Polohu zájmové lokality znázorňuje Obrázek 28.

Místní vodovod Chroustov je zásoben vodou jímanou ze dvou vrtů (BC-1 a BC-2) o hloubce 80 m. Kapacita vodního zdroje Chroustov je $0.400 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$. Zárubnice obou vrtů je do hloubky 15 m plná, následně se střídá po 3 nebo 6 m perforovaná část. Čerpadla jsou osazena v přibližné hloubce 40 m.

Z vrtů je veden výtlačný řad do zemního vodojemu s akumulací $1\times 100 \text{ m}^3$ a armaturní komorou (Obrázek 30). Ve vodojemu prochází voda jednoduchou úpravou, je z ní odstraňován radon a následná chemická dezinfekce je prováděna chlornanem sodným. Situační uspořádání vrtů, vodojemu (VDJ) a místního vodovodu Chroustov je znázorněno na Obrázku 29.



Obrázek 28: Lokalita Chroustov vzhledem k okolním obcím, okres Žďár nad Sázavou. (Zdroj: ags.cuzk.cz)



Obrázek 29: Vodní zdroj, vodojem a místní vodovod Chroustov. (Zdroj: VAS ZR)



Obrázek 30: Zemní vodojem Chroustov. (Zdroj: panorama Mapy.cz)

7.2 VÝSKYT ACETOCHLORU ESA

V lokalitě Chroustov jsou dlouhodobě pozorovány nadlimitní koncentrace pesticidu acetochlor ESA. Jedná se o metabolit účinné látky pro ochranu rostlin acetochlor, jehož použití bylo k 23. 6. 2013 zakázáno.

První analýzy pesticidních látek a jejich metabolitů v zájmové lokalitě byly provedeny v roce 2017. Limity byly překročeny u relevantního metabolitu acetochloru ESA, ostatní ukazatele byly pod mezí detekce. Dalšími analýzami byla zjištěna kontaminace podzemních vod na většině zájmového území k.ú. Bohdalov. Koncentrace acetochloru ESA v surové vodě z jednotlivých vrtů jsou uvedeny v Tabulce 7.

Ve spolupráci s Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským (ÚKZUZ) bylo prošetřeno používání přípravků na ochranu rostlin, při kterém bylo zjištěno, že účinná látka acetochlor nebyla od roku 2011 na pozemky v okolí prameniště aplikována. Také byly zjištěny konkrétní dávky z posledních aplikací přípravků na ochranu rostlin s účinnou látkou acetochlor v k.ú. Bohdalov (1747.2 g/ha), které zde byly použity na kukuřici.

Limit pro pesticidní látky je v ČR uveden ve vyhlášce č. 252/2004 Sb. v platném znění (Tabulka 2), kterou jsou stanoveny hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. Ve vyhlášce není uvedeno, které konkrétní pesticidní látky je nutné sledovat. Analyzovány mají být pesticidy s pravděpodobným výskytem v daném zdroji, kdy jejich nestanovení musí být zdůvodněno.

Metabolity acetochloru (ESA, OA, SAA) jsou klasifikovány jako relevantní metabolity. Jsou u nich tedy předpokládány podobné toxikologické vlastnosti jako u mateřské látky acetochlor. Acetochlor ESA patří spolu s acetochlorem OA a SAA mezi hlavní degradační produkty acetochloru, které vznikají mikrobiálním rozkladem v půdním prostředí. V důsledku své zvýšené polarizace mají potenciál k vyluhování do podzemních vod. Vyznačují se velmi vysokou mobilitou v půdě a střední až vysokou perzistencí. Jejich výskyt v podzemních vodách tak může v závislosti na aplikaci mateřské látky trvat i několik let.

Pro místní vodovod Chroustov je v současné době udělena výjimka z jakosti vody pro nevyhovující ukazatel acetochlor ESA. Je pravděpodobné, že kontaminace se do jímacího objektu dostává puklinovým prostředím. V surové vodě byly analyzovány maximální hodnoty acetochloru ESA ve vrtu BC-1 až 1.39 $\mu\text{g/l}$, ve vrtu BC-2 do 0.657 $\mu\text{g/l}$. Tabulka 8 uvádí objem odebrané surové podzemní vody v průběhu roku.

Tabulka 7: Koncentrace acetochloru ESA v lokalitě Chroustov – surová voda. (Zdroj: VAS ZR)

Datum odběru	Místo odběru	Acetochlor ESA [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]	
01.03.2017	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.660
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.540
29.11.2018	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.617
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.657
09.04.2019	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.903
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.605
15.04.2019	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.645
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.648
23.04.2019	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	1.067
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.625
28.05.2019	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.758
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.571
12.06.2019	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.626
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.596
17.07.2019	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	1.390
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.593
20.04.2020	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.496
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.382
22.04.2020	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.457
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.482
02.06.2020	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.549
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.355
23.06.2020	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.484
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.451
17.03.2021	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.379
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.415
26.04.2021	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.355
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.446
25.04.2022	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.278
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.314
24.04.2023	Vrt BC-1	Výtlačk ve VDJ kohout	0.946
	Vrt BC-2	Výtlačk ve VDJ kohout	0.315

Surová voda pro laboratorní rozbor byla odebírána v letech 2017–2023 před úpravou v objektu chroustovského vodojemu. Na základě dat poskytnutých VAS ZR (Tabulka 7) se průměrně jedná o koncentraci $0.581 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (průměr hodnot z obou vrtů). Nejvyšší hodnoty bylo dosaženo 17. 7. 2019 ve vrtu BC-1 ($1.39 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), naopak nejnižší koncentrace byla detekována 25. 4. 2022 taktéž ve vrtu BC-1 ($0.278 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$).

Tabulka 8: Objem odebrané podzemní surové vody – prameniště Chroustov. (Zdroj: VAS)

Vyhodnovací místo	Rok	Období	Odebraná podzemní surová voda [m ³]
Prameniště Chroustov	2022	2022/01	534
		2022/02	469
		2022/03	527
		2022/04	547
		2022/05	618
		2022/06	646
		2022/07	738
		2022/08	716
		2022/09	500
		2022/10	548
		2022/11	513
		2022/12	517
	2023	2023/01	450
		2023/02	424
		2023/03	465
		2023/04	482
		2023/05	571
		2023/06	855
		2023/07	735
		2023/08	549
		2023/09	571
		2023/10	807
		2023/11	525
		2023/12	662

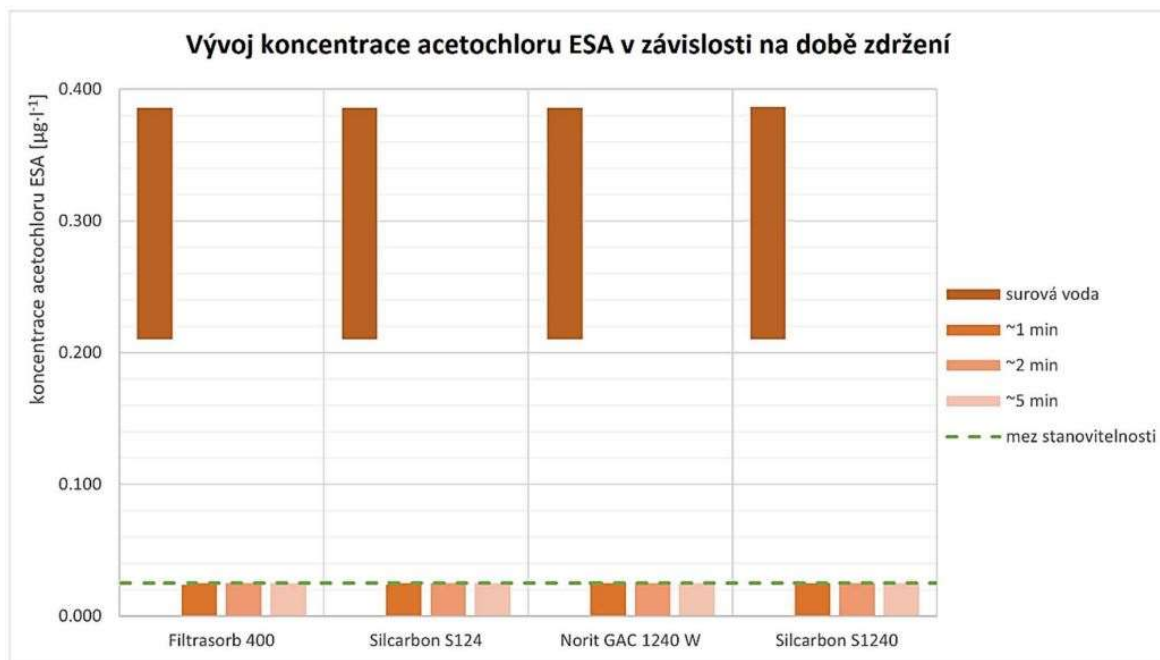
7.3 PROVEDENÉ LABORATORNÍ ZKOUŠKY

Podkladem pro návrh vhodného technologického stupně úpravy, tedy tlakového filtru s GAU náplní budou výsledky laboratorních testů účinnosti jednotlivých druhů GAU při odstranění acetochloru ESA. Zkoušky byly provedeny v rámci bakalářské práce (toho času) Bc. Terezy Poděbradské ([72]) se vzorky surové vody odebrané na vodojemu Chroustov.

Při dynamických zkouškách ve filtračních kolonách byly testovány čtyři typy aktivního uhlí (Tabulka 9). Hodnoty teploty, zákalu a pH naměřené pro jednotlivé filtráty po daných dobách zdržení (Tabulka 10) pochází z laboratoře ÚVHO FAST VUT. Z laboratorních rozborů Vodohospodářské laboratoře VAS Brno-venkov jsou potom doplněny hodnoty $CHSK_{Mn}$ a koncentrace acetochloru ESA. [72]

Tabulka 9: Srovnání vybraných vlastností použitých typů aktivního uhlí, převzato: [72]

Výrobce	CalgonCarbon (Chemviron)	Silcarbon Aktivkohle	Cabot Norit	Silcarbon Aktivkohle
Typ	Filtrisorb 400	Silcarbon S124	Norit GAC 1240 W	Silcarbon S1240
Zdrojový materiál a výroba	reaglomerace bitumenového uhlí	černé uhlí aktivované parou	uhlí aktivované parou	černé uhlí aktivované parou
Jodové číslo [mg·g ⁻¹]	min. 1000 (1050)	min. 850	min. 950 (975)	min. 1000
Specifický povrch (BET) [m ² ·g ⁻¹]	1050	cca 900	1100	cca 950
Hustota po setřesení [g·cm ⁻³]	0,540	0,490 ± 0,030	0,470	0,470 ± 0,030
Hustota po vymytí a vysušení [g·cm ⁻³]	0,475	0,440 ± 0,030	0,420	0,420 ± 0,030
Velikost částic [mm]	0,425 - 1,70	0,425 - 1,70	0,425 - 1,70	0,425 - 1,70
Velikost částic [mesh]	12×40	12×40	12×40	12×40
Velikost efektivního zrna [mm]	0,55 - 0,75	-	0,6 - 0,7	-
Koeficient stejnoměrnosti	max 1,9 (1,7)	-	1,7	-
Otěrůzdornost	min. 75	min. 90	-	min. 90
Tvrdost	-	-	97	-
Obsah vody při balení [%]	max. 2 (3)	max. 2	max. 5	max. 2
Standardní balení	pytle po 25 kg nebo vaky po 500 kg, autocisterna	pytle po 25 kg nebo vaky po 500 kg	pytle po 25 kg nebo vaky po 500 kg, autocisterna	pytle po 25 kg nebo vaky po 500 kg



Obrázek 31: Vývoj koncentrace acetochloru ESA v závislosti na době zdržení, převzato: [72]

7.4 NÁVRH FILTRU S AKTIVNÍM UHLÍM

V rámci doplnění stávající jednoduché úpravy (odstranění radonu na provzdušňovací věži) o technologický stupeň adsorpce pesticidních látek (acetochloru ESA) na aktivním uhlí je navržena dvojice tlakových filtrů TVK U (Obrázek 32 a 33) od společnosti VODASERVIS s náplní GAU Filtrasorb 400.

Uvažovaný přítok na VDJ Chroustov – tedy průtok surové vody pro úpravu je (shodně s kapacitou vodního zdroje) $0.400 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ ($1.44 \text{ m}^3/\text{h}$). Takovému výkonu odpovídá filtr TVK 40, zapojený ve dvojici systémem 2+0, jehož parametry jsou uvedeny v Tabulce 11.

Z laboratorních testů ve filtrační koloně je patrné, že již při době zdržení 1 minuty bylo dosaženo snížení koncentrace acetochloru ESA pod mez stanovitelnosti. To bylo zřejmě zapříčiněno tím, že byl použit nový materiál (AU) s nevyčerpanou adsorpční kapacitou. V návrhu filtru je uvažovaná doba zdržení 10 minut, což je také doporučovaná doba zdržení pro odstraňování pesticidních látek. Pro více vypovídající data v souvislosti s účinností dané náplně by bylo zapotřebí provést na dané lokalitě poloprovozní zkoušky.

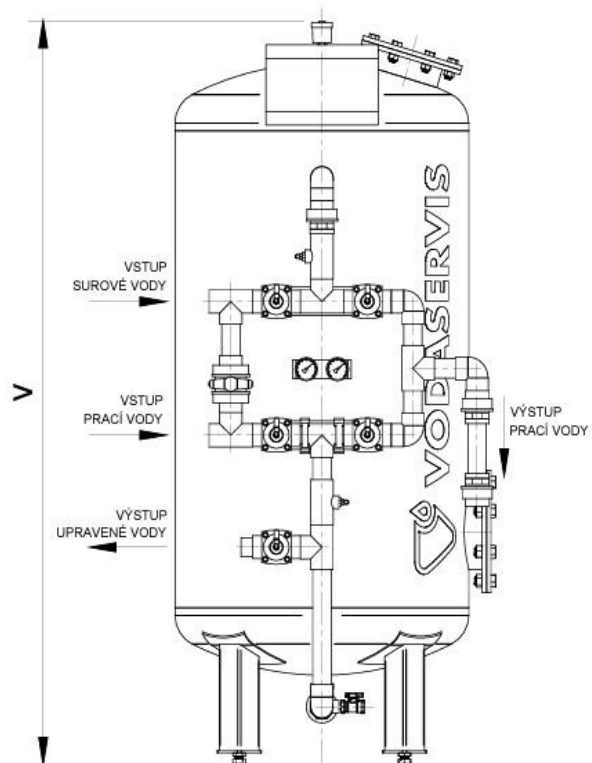
Tabulka 11: Výkonové parametry uhlíkového filtru TVK U40, převzato: [73]

Typ filtru	Výkon	Praní	Vstup / výstup	Přepravní hmotnost	Operativní hmotnost	Rozměry š/h/v
	[m3/h]	[m3/h]	[palce]	[kg]	[kg]	[mm]
TVK 40	1.0-2.5	3.0	1 1/4	90	240	410/600/1850

Operativní tlak	max 6 bar
Tlaková ztráta	max 0.5 bar
Pracovní teplota	+ 5°C až 45°C
Ovládací napětí	220 V/50 hz
Instalovaný výkon	15 W + 1.3 kW



Obrázek 32: Ilustrativní filtr typu TVK U, převzato: [73]



Obrázek 33: Schéma vstupu/výstupu médií do/z filtru, převzato: [74]

7.4.1 Výpočet

Vstupní hodnoty

Návrhový průtok Q_n : $Q_n = 0.4 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} = 1.44 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$

Návrhová filtrační rychlost v_{Fn} : $v_{Fn} = 7.5 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$

Návrhová doba zdržení t_r : $t_r = 10 \text{ min}$

Parametry filtru

Potřebná filtrační plocha F_c :

$$F_c = \frac{Q_n}{v_{Fn}} = \frac{1.44}{7.5} = 0.192 \text{ m}^2$$

Potřebný průměr (jednoho) filtru d :

$$d = \sqrt{\frac{4 \cdot \frac{F_c}{2}}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 \cdot \frac{0.192}{2}}{\pi}} = 0.350 \text{ m}$$

Potřebná výška náplně h :

$$h = \frac{t_r}{60} \cdot \frac{Q_n}{F_c} = \frac{10}{60} \cdot \frac{1.44}{0.192} = 1.250 \text{ m}$$

Výška náplně při 30 % expanzi h_{30} :

$$h_{30} = h \cdot 1.3 = 1.625 \text{ m}$$

Zvolený filtr TVK U40

Vnitřní průměr filtru d_f : $d_f = 0.40 \text{ m}$

Skutečná filtrační plocha F_f : $F_f = 0.126 \text{ m}^2$

Výška filtru l_f : $l_f = 1.80 \text{ m}$

Skutečná výška náplně h_f : $h_f = 1.35 \text{ m}$

Průtok při zapojení systémem 2+0, Q_f :

$$Q_f = \frac{Q_n}{2} = \frac{1.44}{2} = 0.72 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$$

Skutečná filtrační rychlost v_f :

$$v_f = \frac{Q_f}{F_f} = \frac{0.72}{0.126} = 5.73 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$$

Skutečná doba zdržení t_{fr} :

$$t_{fr} = \frac{F_f \cdot h_f}{Q_f} \cdot 60 = \frac{0.126 \cdot 1.35}{0.72} \cdot 60 = 14.14 \text{ min}$$

(Doporučená doba zdržení: 10–15 min)

Výška náplně při 30 % expanzi h_{f30} :

$$h_{f30} = 1.3 \cdot h_f = 1.3 \cdot 1.35 = 1.76 \text{ m}$$

Posouzení dodržení expanzní výšky náplně: $h_{f30} < l_f = 1.76 < 1.80 \dots$ Vyhovuje

Průtok při zapojení systémem 1+1, $Q_{f,1}$:

$$Q_{f,1} = Q_n = 1.44 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$$

Skutečná filtrační rychlost v_{1f} :

$$v_{f,1} = \frac{Q_{f,1}}{F_f} = \frac{1.44}{0.126} = 11.46 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$$

Skutečná doba zdržení $t_{fr,1}$:

$$t_{fr,1} = \frac{F_f \cdot h_f}{Q_{f,1}} \cdot 60 = \frac{0.126 \cdot 1.35}{1.44} \cdot 60 = 7.07 \text{ min}$$

(Doporučená doba zdržení: 10–15 min)

Výška náplně při 30 % expanzi $h_{f,1,30}$:

$$h_{f,1,30} = 1.3 \cdot h_f = 1.3 \cdot 1.35 = 1.76 \text{ m}$$

Posouzení dodržení expanzní výšky náplně: $h_{f,1,30} < l_f = 1.76 < 1.80 \dots$ Vyhovuje

Výpočet potřeby prací vody, Q_p :

Doba praní t_p : $t_p = 10 \text{ min}$

Doba pro zafiltrování t_z : $t_z = 5 \text{ min}$

Filtrační rychlost při praní vodou v_p : $v_p = 30 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$

Plocha filtru F_f : $F_f = 0.126 \text{ m}^2$

Potřeba prací vody (prací cyklus jednoho filtru), Q_p :

$$Q_p = v_p \cdot F_f = 30 \cdot 0.126 = 3.78 \text{ m}^3 \cdot \text{hod}^{-1}$$

Potřebný výkon čerpadla prací vody: $Q_p = 1.05 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$

Objem potřebné prací vody (prací cyklus jednoho filtru), V_p :

Celková doba praní t_c : $t_c = 15 \text{ min} = 0.25 \text{ hod}$

$$V_p = Q_p \cdot t_c = 3.78 \cdot 0.25 = 0.945 \text{ m}^3$$

Celkový objem potřebné prací vody (prací cyklus dvou filtrů) $V_{p,c}$:

$$V_{p,c} = 1.89 \text{ m}^3$$

7.4.2 Dispoziční a technologické řešení

Předmětem návrhu technologického stupně pro odstranění pesticidních látek (acetochloru ESA) z upravované vody je dvojice filtrů TVK U40 v zapojení 2+0. Jejich umístění je uvažováno v armaturní komoře VDJ Chroustov. Včetně vzájemného odstupu zaujímají společně filtrační jednotky půdorysný prostor 600×1200 mm.

Jedná se o doplnění stávající technologie – provzdušňovací věže pro odstranění radonu a chemického zabezpečení, které je zajištěno dávkováním chlornanu sodného (na přítoku do akumulace) membránovým dávkovacím čerpadlem s krokovým motorem, kdy potřebná dávka je 3.1 ml·h⁻¹.

Návrh je podmíněn doplněním technologie o čerpadlo provzdušněné vody, jehož výkon bude definován návrhovým průtokem Q_n a výkonnostními parametry filtru (Tabulka 11). Dále pak o čerpadlo prací vody z akumulární nádrže VDJ Chroustov (1×100 m³), jehož výkon je taktéž podmíněn pracovními parametry filtru (Tabulka 11) a zvolené filtrační náplně GAU. Doba praní jednoho filtru včetně zafiltrování je uvažována 15 minut. Potřebný výkon čerpadla prací vody je 1.05 l·s⁻¹. Objem vody potřebné na prací cyklus jednoho filtru je 0.945 m³.

Pro ovládání pneumatických ventilů filtračních jednotek je navržen pístový kompresor o výkonu 1.5 kW se vzdušníkem 50 l. Veškerá odpadní voda (odtok prací vody a voda po zafiltrování) bude odváděna do stávajícího odtoku, do kterého je zaústěno přelivné a výpustní potrubí z akumulární nádrže.

Technologické řešení je patrné z Přílohy č. 1 – Technologické schéma – úprava vody na VDJ Chroustov.

8 ZÁVĚR

Cílem této bakalářské práce bylo vypracování podrobné rešerše na téma emergentních mikropolutantů. Důraz byl kladen na specifikaci těchto kontaminantů a popis jejich původu a výskytu ve zdrojích pitné vody. Následně byla pozornost upřena na technologie odstraňování těchto polutantů. Výsledná rešerše, která čerpá zejména ze zahraniční literatury je poté zasazena do kontextu české či evropské legislativy a vodárenské praxe. V praktické části je proveden návrh technologického stupně úpravy pitné vody pro lokalitu Chroustov u Bohdalova.

V teoretické části byly nejprve popsány vybrané nejrozšířenější mikropolutanty jako jsou pesticidní látky a léčiva. V rámci těchto skupin byl kladen důraz zejména na jejich kategorizaci, popis přísunu do povrchových a podzemních vod či působení na lidský organismus. Ve vazbě na zájmovou lokalitu Chroustov byl z pesticidních látek blíže specifikován metabolit acetochloru – acetochlor ESA, jehož nadlimitní koncentrace byla později předmětem praktické části práce. Pro každou ze skupin byly také zmíněny příslušné legislativní předpisy. Obdobně bylo postupováno také u další skupiny mikropolutantů – endokrinních disruptorů, ze kterých se tato práce věnovala per- a polyfluoralkylovým látkám, bisfenolu A nebo ftalátům.

Ve druhé části rešerše byly popsány technologie odstraňování zmíněných polutantů při procesu úpravy pitné vody. Vedle pokročilých oxidačních procesů a membránových procesů byl prostor věnován hlavně bližšímu popisu adsorpce na aktivním uhlí, jelikož součástí návrhu technologického stupně pro odstranění pesticidních látek (acetochloru ESA) v lokalitě Chroustov byla dvojice tlakových filtrů s náplní GAU.

V praktické části práce byla nejprve popsána lokalita Chroustov, současný stav jímání a akumulace vody na VDJ Chroustov. Dále byl popsán výskyt acetochloru ESA včetně výsledků rozborů surové vody odebrané v letech 2017 až 2023 na přítoku ve VDJ Chroustov. Podkladem pro návrh technologického stupně byly dříve provedené laboratorní zkoušky.

Následně byl proveden návrh technologického stupně pro odstranění acetochloru ESA – dvojice tlakových filtrů TVK U40 s náplní GAU Filtrasorb 400 zapojených v systému 2+0 za provzdušňovací věží (pro odstranění radonu). Uvažované doplnění technologie počítá se zařazením čerpadla provzdušněné vody před filtrační jednotky a čerpadla prací vody z akumulární nádrže VDJ Chroustov.

Návrh by bylo vhodné podpořit poloprovozními zkouškami na dané lokalitě pro bližší stanovení sorpčních vlastností a účinnosti zvolené náplně GAU společně s určením délky filtračního cyklu.

POUŽITÁ LITERATURA

- [1] RICHARDSON, Susan D. a TERNES, Thomas A. Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. Online. *Analytical Chemistry*. 2011, roč. 83, č. 12, s. 4616-4628. ISSN 1520-6882. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/ac200915r>. [cit. 2024-04-27].
- [2] TRÖGER, Rikard; KLÖCKNER, Philipp; AHRENS, Lutz a WIBERG, Karin. Micropollutants in drinking water from source to tap - Method development and application of a multiresidue screening method. Online. *Science of The Total Environment*. 2018, roč. 627, s. 1404-1405. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.277>. [cit. 2024-04-27].
- [3] CLARA, M.; STRENN, B.; GANS, O.; MARTINEZ, E.; KREUZINGER, N. et al. Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. Online. *Water Research*. 2005, roč. 39, č. 19, s. 4797-4799. ISSN 0043-1354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.09.015>. [cit. 2024-04-27].
- [4] KIM, Moon-Kyung a ZOH, Kyung-Duk. Occurrence and removals of micropollutants in water environment. Online. *Environmental Engineering Research*. 2016, roč. 21, č. 4, s. 319-320. ISSN 2005-968X. Dostupné z: <https://doi.org/10.4491/eer.2016.115>. [cit. 2024-04-27].
- [5] HUŠKOVÁ, Radka. Pesticidy ve zdrojích vody, možnosti odstranění; národní akční plán (NAP) k zajištění udržitelného používání pesticidů v ČR. *SOVAK Časopis oboru vodovodů a kanalizací*. 2012, roč. 21, č. 12, s. 8-12.
- [6] KAMATA, Motoyuki; MATSUI, Yoshihiko a ASAMI, Mari. National trends in pesticides in drinking water and water sources in Japan. Online. *Science of The Total Environment*. 2020, vol. 744, no. 140930, s. 2. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140930>. [cit. 2024-05-16].
- [7] STÁTNÍ ZDRAVOTNÍ ÚSTAV. *Metodické doporučení SZÚ – Národního referenčního centra pro pitnou vodu pro hodnocení relevantnosti metabolitů pesticidů v pitné vodě*. Online. 2014, upraveno 31. 3. 2015. Dostupné z: https://szu.cz/wp-content/uploads/2023/02/Methodicke_doporuceni_NRC_relevance_pesticidu.pdf. [cit. 2024-03-17].
- [8] WARE, George W. a WHITACRE, David M. An Introduction to Insecticides (4th edition). Online. In: *An Introduction to Insecticides (4th edition)*. 4th ed. MeisterPro Information Resources, 2004, s. 1-10. Dostupné z: <https://ipmworld.umn.edu/ware-intro-insecticides>. [cit. 2024-04-06].

- [9] WIBERG-LARSEN, Peter; NØRUM, Ulrik a RASMUSSEN, Jes Jessen. Repeated insecticide pulses increase harmful effects on stream macroinvertebrate biodiversity and function. Online. *Environmental Pollution*. 2021, roč. 273, č. 116404, s. 1-2. ISSN 0269-7491. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116404>. [cit. 2024-04-06].
- [10] ŁOZOWICKA, Bożena; WOŁEJKO, Elżbieta; KACZYŃSKI, Piotr; KONECKI, Rafał; IWANIUK, Piotr et al. Effect of microorganism on behaviour of two commonly used herbicides in wheat/soil system. Online. *Applied Soil Ecology*. 2021, roč. 162, č. 103879, s. 1-2. ISSN 0929-1393. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103879>. [cit. 2024-04-06].
- [11] ZIMDAHL, Robert L. a BASINGER, Nicholas T. Chapter 15 - Properties and Uses of Herbicides. Online. In: *Fundamentals of Weed Science*. 6th ed. Academic Press, 2024, s. 349-394. ISBN 978-0-443-15723-3. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-15723-3.00002-8>. [cit. 2024-04-06].
- [12] ZUBROD, Jochen P.; BUNDSCHUH, Mirco; ARTS, Gertie; BRUHL, Carsten A.; IMFELD, Gwenael et al. Fungicides: An Overlooked Pesticide Class? Online. *Environmental Science & Technology*. 2019, roč. 53, č. 7, s. 3347-3348. ISSN ISSN: 0013-936X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04392>. [cit. 2024-04-06].
- [13] NÁRODNÍ AKČNÍ PLÁN K BEZPEČNÉMU POUŽÍVÁNÍ PESTICIDŮ V ČESKÉ REPUBLICE PRO 2018 - 2022: Ministerstvo zemědělství. In: . 2018, s. 16-22.
- [14] Vyhláška č. 83/2014 Sb.: Vyhláška, kterou se mění 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. Online. In: . 2014, 34/2014. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2014-83/zneni-20140529>. [cit. 2024-03-17].
- [15] SYAFRUDIN, Muhammad; KRISTANTI, Risky Ayu Kristanti; YUNIARTO, Andhi; HADIBARATA, Tony; RHEE, Jongtae et al. Pesticides in Drinking Water—A Review. Online. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2021, vol. 18, no. 2: 468, s. 2-6. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/ijerph18020468>. [cit. 2024-05-16].
- [16] VAŠÍČKOVÁ, Jana; HVĚZDOVÁ, Martina; KOSUBOVÁ, Petra a HOFMAN, Jakub. Ecological risk assessment of pesticide residues in arable soils of the Czech Republic. Online. *Chemosphere*. 2019, vol. 216, s. 480. ISSN 0045-6535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.158>. [cit. 2024-05-16].

- [17] *HYDROLOGICKÁ ROČENKA ČESKÉ REPUBLIKY 2022*. PDF. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2023. ISBN 978-80-7653-061-4. Dostupné z: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/hydro/hydrologicke_rocenky/HR_2022.pdf. [cit. 2024-03-16].
- [18] *ALS Pesticidy*. Online. In: ALS CZECH REPUBLIC. Alsglobal. 2015. Dostupné z: <https://www.alsglobal.cz/media-cz/pdf/pesticides-2015.pdf>. [cit. 2024-04-07].
- [19] *Acetochlor*. Online. In: NATIONAL LIBRARY OF MEDICINE. Pubchem. 2004, 2024. Dostupné z: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Acetochlor>. [cit. 2024-04-07].
- [20] JEDLIČKOVÁ, Zdeňka a MAZEL, Luboš. Zajištění dodávky pitné vody po kontaminaci podzemní vody relevantním metabolitem acetochlorem ESA. In: *VODA ZLÍN 2024*. Olomouc: Moravská vodárenská, 2024, s. 114-119. ISBN 978-80-909129-0-8.
- [21] *Acetochlor esa*. Online. In: NATIONAL LIBRARY OF MEDICINE. Pubchem. 2006, 2024. Dostupné z: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/6426848>. [cit. 2024-04-07].
- [22] JEDLIČKOVÁ, Zdeňka; LÁTAL, Milan a NOVÁK, Jiří. Výskyt relevantního metabolitu acetochloru ESA v pitné vodě. Online. In: *VODA ZLÍN 2017*. Olomouc: Moravská vodárenská, 2017, s. 23-27. ISBN 978-80-905716-3-1. Dostupné z: <https://www.smv.cz/res/archive/1754/178270.pdf?seek=1491542806>. [cit. 2024-04-07].
- [23] TIWARI, Bhagyashree; SELLAMUTHU, Balasubramanian; OUARDA, Yassine; DROGUI, Patrick; D. TYAGI, Rajeshwar et al. Review on fate and mechanism of removal of pharmaceutical pollutants from wastewater using biological approach. Online. *Bioresource Technology*. 2017, roč. 224, s. 1-4. ISSN 0960-8524. Dostupné z: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.042>. [cit. 2024-03-26].
- [24] POSTIGO, Cristina a RICHARDSON, Susan D. Transformation of pharmaceuticals during oxidation/disinfection processes in drinking water treatment. Online. *Journal of Hazardous Materials*. 2014, roč. 279, s. 462. ISSN 0304-3894. Dostupné z: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.029>. [cit. 2024-03-29].
- [25] HALEŠOVÁ, Taťána. Výskyt léčiv v odpadních vodách a potenciální dopad na pitné vody: Konference VITATOX 2023. Online. In: *VITATOX*. Pardubice: Univerzita Pardubice Studentská 95, 532 10 Pardubice, 2023, s. 4-26. ISBN 978-80-7560-465-1. Dostupné z: <https://gcms.cz/paper/23313>. [cit. 2024-03-29].

- [26] MOMPELAT, S.; LE BOT, B. a THOMAS, O. Occurrence and fate of pharmaceutical products and by-products, from resource to drinking water. Online. *Environment International*. 2009, roč. 35, č. 5, s. 804-809. ISSN 0160-4120. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.10.008>. [cit. 2024-03-29].
- [27] Příloha č. 2: Seznam látek pro snížení farmaceutického znečištění vodních toků. Online. In: Státní fond životního prostředí České republiky. 2021. Dostupné z: <https://www.sfzp.cz/dokumenty/detail?id=2415>. [cit. 2024-03-30].
- [28] Stanovisko Národního referenčního centra (NRC) pro pitnou vodu k otázce sledování léčiv v pitné vodě a jejich přijatelných koncentrací. Online. In: STÁTNÍ ZDRAVOTNÍ ÚSTAV. 2022. Dostupné z: https://szu.cz/wp-content/uploads/2022/11/Stanovisko_NRC_leciva-v-pitne-vode.pdf. [cit. 2024-03-30].
- [29] SOUHRN ÚDAJŮ O PŘÍPRAVKU: Ampicilin. Online. In: Státní ústav pro kontrolu léčiv. 2009. Dostupné z: <https://www.sukl.cz/download/spc/SPC107647.doc>. [cit. 2024-03-30].
- [30] Ampicillin. Online. In: ROYAL SOCIETY OF CHEMISTRY. The Merck Index* Online. Dostupné z: <https://merckindex.rsc.org/monographs/m1853>. [cit. 2024-03-30].
- [31] Estradiol. Online. In: ROYAL SOCIETY OF CHEMISTRY. The Merck Index* Online. Dostupné z: <https://merckindex.rsc.org/monographs/m5028>. [cit. 2024-03-30].
- [32] WEIGEL, Stefan; BERGER, Urs; JENSEN, Einar; KALLENBORN, Roland; THORESEN, Hilde et al. Determination of selected pharmaceuticals and caffeine in sewage and seawater from Tromsø/Norway with emphasis on ibuprofen and its metabolites. Online. *Chemosphere*. 2004, roč. 56, č. 6, s. 583-584. ISSN 0045-6535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.04.015>. [cit. 2024-03-30].
- [33] Ibuprofen. Online. In: ROYAL SOCIETY OF CHEMISTRY. The Merck Index* Online. Dostupné z: <https://merckindex.rsc.org/monographs/m6189>. [cit. 2024-03-30].
- [34] HOHENBLUM, P.; GANS, O.; MOCHE, W.; SCHARF, S. a LORBEER, G. Monitoring of selected estrogenic hormones and industrial chemicals in groundwaters and surface waters in Austria. Online. *Science of The Total Environment*. 2004, roč. 333, č. 1-3, s. 185-193. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.009>. [cit. 2024-04-14].
- [35] KAVLOCK, Robert J.; DASTON, George R; DEROSA, Chris; FENNER-CRISP, Penny; GRAY, L. Earl et al. Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors: a report of the U.S. EPA-sponsored workshop. Online. *Environmental Health Perspectives*. 1996, roč. 104, č. 4, s. 716. Dostupné z: <https://doi.org/10.1289/ehp.96104s4715>. [cit. 2024-04-14].

- [36] TOMEI TORRES, Francisco Alberto a MASTEN, Susan J. Endocrine-disrupting substances: I. Relative risks of PFAS in drinking water. Online. *Journal of Water and Health*. 2023, roč. 21, č. 4, s. 451-458. Dostupné z: <https://doi.org/10.2166/wh.2023.153>. [cit. 2024-04-14].
- [37] CASTIGLIONI, Sara; ZUCCATO, Ettore; FATTORE, Elena; RIVA, Francesco; TERZAGHI, Elisa et al. Micropollutants in Lake Como water in the context of circular economy: A snapshot of water cycle contamination in a changing pollution scenario. Online. *Journal of Hazardous Materials*. 2020, roč. 384, č. 121441, s. 2. ISSN 0304-3894. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121441>. [cit. 2024-04-14].
- [38] *Endocrine Disruptors and Your Health*. Online. In: National Institute of Environmental Health Sciences. 2023. Dostupné z: <https://www.niehs.nih.gov/health/topics/agents/endocrine>. [cit. 2024-04-14].
- [39] DVORAKOVA, Darina; JURIKOVA, Martina; PARIZEK, Ondrej; KOZISEK, Frantisek; KOTAL, Filip et al. Complex monitoring of perfluoroalkyl substances (PFAS) from tap drinking water in the Czech Republic. Online. *Water Research*. 2023, roč. 247, č. 120764, s. 1-10. ISSN 0043-1354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120764>. [cit. 2024-04-13].
- [40] CRONE, Brian C.; SPETH, Thomas F.; WAHMAN, David G.; SMITH, Samantha J.; ABULIKEMU, Gulizhaer et al. Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in source water and their treatment in drinking water. Online. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2019, roč. 49, č. 24, s. 2359-2362. ISSN 1547-6537. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1614848>. [cit. 2024-04-14].
- [41] LANKOVÁ, Darina; PULKRABOVÁ, Jana; VÁLEK, Petr a STRAKOVÁ, Jitka. *Perfluorooktansulfonát (PFOS)*. Online. In: Arnika. 2011, 2022. Dostupné z: <https://arnika.org/toxicke-latky/databaze-latek/perfluorooktansulfonate-pfos>. [cit. 2024-04-14].
- [42] LANKOVÁ, Darina; PULKRABOVÁ, Jana; VÁLEK, Petr; BRABCOVÁ, Karolína a STRAKOVÁ, Jitka. *Perfluorooktanová kyselina (PFOA)*. Online. In: Arnika. 2011, 2022. Dostupné z: <https://arnika.org/toxicke-latky/databaze-latek/perfluorooktanova-kyselina-pfoa>. [cit. 2024-04-14].
- [43] SADIA, Mohammad; NOLLEN, Ingeborg; HELMUS, Rick; TER LAAK, Thomas L.; BÉEN, Frederic et al. Occurrence, Fate, and Related Health Risks of PFAS in Raw and Produced Drinking Water. Online. *Environmental Science & Technology*. 2023, roč. 57, č. 8, s. 3062-3068. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06015>. [cit. 2024-04-14].

- [44] *Perfluorooctanoic acid*. Online. In: NATIONAL LIBRARY OF MEDICINE. Pubchem. 2005, 2024. Dostupné z: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/9554>. [cit. 2024-04-14].
- [45] HUŠKOVÁ, Radka a VOJTĚCHOVSKÁ ŠRÁMKOVÁ, Michaela. *Per- a polyfluorované alkylové sloučeniny (PFAS) v pitné vodě*. Online. In: SOVAK. 2021. Dostupné z: <https://www.sovak.cz/clanek/polyfluorovane-alkylove-slouceniny-pfas-v-pitne-vode>. [cit. 2024-04-14].
- [46] *Bisfenol A*. Online. In: HÁCHOVÁ, Jana. Arnika. 2015, 2023. Dostupné z: <https://arnika.org/toxicke-latky/databaze-latek/bisfenol-a>. [cit. 2024-04-14].
- [47] DEKANT, Wolfgang a VÖLKEL, Wolfgang. Human exposure to bisphenol A by biomonitoring: Methods, results and assessment of environmental exposures. Online. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 2008, roč. 228, č. 1, s. 114-116. ISSN 0041-008X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.taap.2007.12.008>. [cit. 2024-04-14].
- [48] Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.: o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Online. In: . 2015. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2015-401>. [cit. 2024-04-13].
- [49] *Bisphenol A*. Online. In: NATIONAL LIBRARY OF MEDICINE. Pubchem. 2005, 2024. Dostupné z: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/6623>. [cit. 2024-04-14].
- [50] MAFFINI, Maricel V.; RUBIN, Beverly S.; SONNENSCHNEIN, Carlos a SOTO, Ana M. Endocrine disruptors and reproductive health: The case of bisphenol-A. Online. *Molecular and Cellular Endocrinology*. 2006, roč. 254-255, s. 179-181. ISSN 0303-7207. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.mce.2006.04.033>. [cit. 2024-04-14].
- [51] RODRIGUEZ-MOZAZ, Sara; LÓPEZ DE ALDA, Maria J a BARCELÓ, Damià. Monitoring of estrogens, pesticides and bisphenol A in natural waters and drinking water treatment plants by solid-phase extraction-liquid chromatography-mass spectrometry. Online. *Journal of Chromatography A*. 2004, roč. 1045, č. 1-2, s. 85-91. ISSN 0021-9673. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.06.040>. [cit. 2024-04-14].
- [52] CLARA, M.; WINDHOFER, G.; HARTL, W.; BRAUN, K.; SIMON, M. et al. Occurrence of phthalates in surface runoff, untreated and treated wastewater and fate during wastewater treatment. Online. *Chemosphere*. 2010, roč. 78, č. 9, s. 1078-1084. ISSN 0045-6535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.052>. [cit. 2024-04-13].

- [53] ABTAHI, Mehrnoosh; DOBARADARAN, Sina; TORABBEIGI, Marzieh; JORFI, Sahand; GHOLAMNIA, Reza et al. Health risk of phthalates in water environment: Occurrence in water resources, bottled water, and tap water, and burden of disease from exposure through drinking water in tehran, Iran. Online. *Environmental Research*. 2019, roč. 173, s. 469-479. ISSN 0013-9351. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.03.071>. [cit. 2024-04-13].
- [54] HUANG, Po-Chin; TIEN, Chien-Jung; SUN, Yih-Min; HSIEH, Cha-Yi a LEE, Ching-Chang. Occurrence of phthalates in sediment and biota: Relationship to aquatic factors and the biota-sediment accumulation factor. Online. *Chemosphere*. 2008, roč. 73, č. 4, s. 539-544. ISSN 0045-6535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.06.019>. [cit. 2024-04-13].
- [55] JACKSON, Jennifer a SUTTON, Rebecca. Sources of endocrine-disrupting chemicals in urban wastewater, Oakland, CA. Online. *Science of The Total Environment*. 2008, roč. 405, č. 1-3, s. 153-158. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.033>. [cit. 2024-04-13].
- [56] BERGÉ, Alexandre; CLADIÈRE, Mathieu; GASPERI, Johnny; COURSIMAULT, Annie; TASSIN, Bruno et al. Meta-analysis of environmental contamination by phthalates. Online. *Environmental science and pollution research*. 2013, roč. 20, č. 11. ISSN 0944-1344. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1982-5>. [cit. 2024-04-13].
- [57] KENNEDY, Anthony Myers. *Granular Activated Carbon Adsorption of Organic Micropollutants: Scale-Up and Effect of Background Dissolved Organic Matter*. Dissertation. Boulder, Colorado, USA: University of Colorado at Boulder, Department of Civil, Environmental, and Architectural Engineering, 2013.
- [58] CHOWDHURY, Zaid K.; SUMMERS, R. Scott; LETO, Brian J.; NOWAK, Kirk O. a CORWIN, Christopher J. *Activated Carbon: Solutions for Improving Water Quality*. Denver: American Water Works Association, 2012. ISBN 978-1583219072.
- [59] CRITTENDEN, John C.; RHODES TRUSSELL, R.; HAND, David W.; HOWE, Kerry J. a TCHOBANOGLIOUS, George. *MWH's Water Treatment: Principles and Design, Third Edition: Principles and Design*. 3. Hoboken, NJ, USA: John Wiley, 2012. ISBN 9780470405390.
- [60] MALÝ, Josef a MALÁ, Jitka. *Chemie a technologie vody*. 2. dopl. Brno: Ardec, 2006. ISBN 80-86020-50-9.
- [61] KOPECKÝ, Jaroslav. *Aktivní uhlí – technologie pro úpravu pitných a bazénových vod*. Online. In: *Vodní hospodářství*. 2003. Dostupné z: <https://www.jako.cz/VH7-2003-AktivniUhli-valid-030709.pdf>. [cit. 2024-04-20].

- [62] ŠVÁB, Marek; ŠVÁBOVÁ, Martina; ŠTĚPÁNOVÁ, Barbora a JANDA, Václav. *Vodárenské aktivní uhlí a perspektivy jeho zpracování v ČR*. Online. In: Vodní hospodářství. 2020. Dostupné z: https://www.vodnihospodarstvi.cz/ArchivPDF/vh2020/vh_12-2020.pdf. [cit. 2024-04-20].
- [63] *Activated Carbon*. Online. In: CHEMVIKON: A KURARAY COMPANY. Chemvikon: A Kuraray company. 2024. Dostupné z: <https://www.chemvikon.eu/solutions/activated-carbon/>. [cit. 2024-04-21].
- [64] PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 5. aktualizované a doplněné vydání. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2015. ISBN 978-80- 7080-928-0.
- [65] *Pores of activated carbon*. Online. In: ResearchGate. 2020. Dostupné z: https://www.researchgate.net/figure/Pores-of-activated-carbon-39_fig1_342924822. [cit. 2024-04-21].
- [66] RIBEIRO, Ana R.; NUNES, Olga C.; PEREIRA, Manuel F.R. a SILVA, Adrián M.T. An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013/39/EU. Online. *Environment International*. 2015, roč. 75, s. 33-35. ISSN 0160-4120. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.027>. [cit. 2024-04-23].
- [67] PARKER, Austa M. *Assessing Advanced Oxidation Transformation Products*. Dissertation. Boulder, Colorado, USA: University of Colorado at Boulder, Department of Civil, Environmental, and Architectural Engineering, 2014.
- [68] MIKLOS, David B.; REMY, Christian; JEKEL, Martin; LINDEN, Karl G.; DREWES, Jörg E. et al. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – A critical review. Online. *Water Research*. 2018, roč. 139, s. 118-122. ISSN 0043-1354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.042>. [cit. 2024-04-23].
- [69] PETERS, Thomas. Membrane Technology for Water Treatment. Online. *Chemical Engineering & Technology*. 2010, roč. 33, č. 8, s. 1233-1235. ISSN 0930-7516. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/ceat.201000139>. [cit. 2024-04-24].
- [70] *Tlakové membránové procesy*. Online. In: ČESKÁ MEMBRÁNOVÁ PLATFORMA. CZEMP. Dostupné z: <https://www.czemp.cz/cs/membranove-procesy/tlakove-membranove-procesy>. [cit. 2024-04-24].
- [71] *Membránové procesy pro úpravu pitné vody*. Online. In: ASIO. 2012. Dostupné z: <https://www.asio.cz/cz/news/membranove-procesy-pro-upravu-pitne-vody.62>. [cit. 2024-04-24].

- [72] PODĚBRADSKÁ, Tereza. *Účinnost úpravy vody s použitím granulovaného aktivního uhlí*. Bakalářská práce. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí, 2023.
- [73] *Tlakový nerezový uhlíkový filtr TVK U*. Online. In: VODASERVIS. Vodaservis.cz. Dostupné z: <https://www.vodaservis.cz/cms-obsah/soubory/309-technicky-list-uhlikovy-filtr-tvk-u.pdf>. [cit. 2024-05-11].
- [74] *Tlakový nerezový filtr TVK*. Online. In: VODASERVIS. Vodaservis.cz. Dostupné z: <https://www.vodaservis.cz/cms-obsah/soubory/323-tlakovy-nerezovy-filtr-tvk.pdf>. [cit. 2024-05-11].

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1: Dělení vybraných pesticidů dle cílových činitelů, převzato: [5].....	4
Tabulka 2: Povolené limity pesticidů v pitné vodě, převzato: [14].....	7
Tabulka 3: Souhrn pozitivně zjištěných PFAS ve vzorcích pitné vody; koncentrace v <i>ng/l</i> , převzato: [39].....	26
Tabulka 4: Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod pro látky uvedené v příloze II Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2013/39/EU – pouze ftaláty, převzato: [48]	33
Tabulka 5: Kontaktní doby a životnost AU při různých aplikacích, převzato: [61]	35
Tabulka 6 - Srovnání specifik využití GAU a PAU, převzato: [59]	37
Tabulka 7: Koncentrace acetochloru ESA v lokalitě Chroustov – surová voda. (Zdroj: VAS ZR)	46
Tabulka 8: Objem odebrané podzemní surové vody – prameniště Chroustov. (Zdroj: VAS)	47
Tabulka 9: Srovnání vybraných vlastností použitých typů aktivního uhlí, převzato: [71].....	48
Tabulka 10: Výsledky laboratorních rozborů, převzato: [71]	49
Tabulka 11: Výkonové parametry uhlíkového filtru TVK U40, převzato: [72]	51

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1: Četnost hodnot pesticidů ve vzorcích podzemních vod v roce 2022, převzato: [17].....	8
Obrázek 2: Počet pesticidů měřených a nalezených na profilech povrchových vod v roce 2022, převzato: [17].....	9
Obrázek 3: Pesticidy (chloridazon a jeho metabolity) v podzemních vodách v roce 2022, převzato: [17].....	10
Obrázek 4: Pesticidy (amidové a chloracetanilidové herbicidy) v podzemních vodách v roce 2022, převzato: [17]	10
Obrázek 5: Strukturní vzorec acetochloru, převzato: [19]	11
Obrázek 6: Strukturní vzorec acetochloru ESA, převzato: [21].....	12
Obrázek 7: Osud léčiv v životním prostředí, převzato: [25].....	14
Obrázek 8: Procenta překročení MS a maximální koncentrace pro farmaka (v povrchových vodách ČR) v roce 2022 (na ose X v závorce: počet sledovaných profilů), převzato: [17].....	15
Obrázek 9: Seznam látek pro snížení farmaceutického znečištění vodních toků, převzato: [27].....	16
Obrázek 10: Strukturní vzorec ampicilinu, převzato: [30]	18
Obrázek 11: Strukturní vzorec estradiolu, převzato: [31].....	18
Obrázek 12: Strukturní vzorec ibuprofenu, převzato:[33].....	19
Obrázek 13: Strukturní vzorec PFOS, převzato: [41]	23
Obrázek 14: Strukturní vzorec PFOA, převzato: [44].....	24
Obrázek 15: Medián koncentrace 28 sledovaných PFAS ve vybraných vodovodech v ČR, převzato: [45]	25
Obrázek 16 - Strukturní vzorec bisfenolu A, převzato: [49]	27
Obrázek 17: Koncentrace BPA (μg/l) detekovány během procesu úpravy vody, převzato: [51]	28
Obrázek 18: Shrnutí účinků perinatální expozice BPA, převzato: [50].....	29
Obrázek 19: Suma průměrných koncentrací prioritních organických látek v sedimentovatelných plaveninách v roce 2022, převzato: [17]	32
Obrázek 20: Práškové aktivní uhlí, převzato: [63]	36
Obrázek 21: Granulované (zrnité) aktivní uhlí, převzato: [63].....	36
Obrázek 22: Peletizované aktivní uhlí, převzato: [63]	36
Obrázek 23: Tkaninové aktivní uhlí, převzato: [63]	36
Obrázek 24: Schéma produkce AU, převzato: [59]	37
Obrázek 25: Póry v aktivním uhlí, převzato: [65].....	38
Obrázek 26: Rozdělení pokročilých oxidačních procesů, převzato: [68].....	40
Obrázek 27: Rozdělení membránových procesů dle stupně separace, převzato: [71].....	41
Obrázek 28: Lokalita Chroustov vzhledem k okolním obcím, okres Žďár nad Sázavou. (Zdroj: ags.cuzk.cz).....	43

Obrázek 29: Vodní zdroj, vodojem a místní vodovod Chroustov. (Zdroj: VAS ZR)	44
Obrázek 30: Zemní vodojem Chroustov. (Zdroj: panorama Mapy.cz)	44
Obrázek 31: Vývoj koncentrace acetochloru ESA v závislosti na době zdržení, převzato: [72]	50
Obrázek 32: Ilustrativní filtr typu TVK U, převzato: [73]	51
Obrázek 33: Schéma vstupu/výstupu médií do/z filtru, převzato: [74]	51

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

(z) angl.	z angličtiny
AOPs	pokročilé oxidační procesy
AU	aktivní uhlí
BPA	bisfenol A
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČOV	čistírna odpadních vod
ČR	Česká republika
DEHP	bis(2-ethylhexyl) ftalát
DEP	diethylftalát
EDCs	endokrinní disruptory
EDSs	látky narušující endokrinní systém
EPA	Americká agentura pro ochranu životního prostředí
ES	Evropské společenství
EU	Evropská unie
FAST VUT	Fakulta stavební Vysokého učení technického v Brně
GAU	granulované aktivní uhlí
CHSK _{Mn}	chemická spotřeba kyslíku (pomocí manganistanu draselného)
mj.	mimo jiné
MS	mez stanovitelnosti
NAP	Národní akční plán
NEK	Normy enviromentální kvality
NRC	Národní referenční centrum
OV	odpadní voda
PAU	práškové aktivní uhlí
PFAS	per- a polyfluoralkylové látky
PFCAs	perfluorokarboxylové kyseliny
PFHxS	kyselina perfluorhexansulfonová
PFOA	perfluorooktanová kyselina
PFOS	perfluorooktansulfonát
PFSA	perfluoroalkylsulfonové kyseliny
PL	pesticidní látky
PLC	pesticidní látky celkem
POPs	persistentní organické polutanty
PVC	polyvinylchlorid
SZÚ	Státní zdravotní ústav
ÚKZUZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
USA	Spojené státy americké
UV	ultrafialové záření
UVHO	Ústav vodního hospodářství obcí
VAS	Vodárenská akciová společnost, a. s.
VAS ZR	Vodárenská akciová společnost, a. s., Divize Žďár nad Sázavou
VDJ	vodojem
VŠCHT	Vysoká škola chemicko-technologická v Praze

SEZNAM PŘÍLOH

1. Technologické schéma – úprava vody na VDJ Chroustov