

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Barbora Hrušková

Úprava a dezinfekce vody v terénních podmínkách
Water treatment and disinfection in outdoor conditions

Bakalářská práce

Školitelka: RNDr. Jana Načeradská, Ph.D.

Praha, 2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Dále prohlašuji, že se předložená tištěná verze shoduje s verzí elektronickou. Tato práce ani její podstatná část nebyla použita k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 1. 8. 2023

.....

Poděkování

Ráda bych poděkovala své školitelce RNDr. Janě Načeradské, Ph.D. za odborné vedení, pomoc a podnětné rady při vedení mé bakalářské práce.

Abstrakt

Cestování do zemí s nedostatečnými hygienickými zařízeními nebo do volné přírody v sobě zahrnuje riziko nákazy patogenními organismy. Pro zajištění hygienicky nezávadné pitné vody v terénních podmínkách existuje více možností. Hlavním cílem této práce je předložit čtenáři tyto možnosti, zhodnotit výhody a nevýhody jednotlivých typů úpravy a dezinfekce vody v terénu, a posoudit zdravotní riziko konzumace vody upravené v terénních podmínkách. Neboť zatímco o úpravě vody v úpravnách existuje velké množství studií, studií o úpravě vody v terénních podmínkách, a především vzniku vedlejších produktů dezinfekce (DBPs) při dezinfekci vody v terénu, je málo.

Jednou z metod, jak upravit vodu v terénu je využití filtrace. Filtry dokáží odstranit nerozpuštěné látky a bakterie z vody díky membránám s póry o velikosti okolo 0,2 μm . Výhodou filtrů je, že nepodněcují vznik DBPs. Na druhou stranu, póry o velikostech 0,2 μm nemusí zastavit všechny patogeny. Dezinfekce pomocí UV záření se ukázala jako účinná, avšak v zakalené vodě se účinnost snižuje. Pro zlepšení výsledků dezinfekce je doporučeno vodu UV lampou promíchávat. Při UV záření nevznikají DBPs, což je nespornou výhodou této techniky. Chlorové tablety většinou obsahují dichlorisokyanurát sodný (NaDCC), chlornan sodný nebo oxid chloričitý. Výsledky studií ukázaly, že hladiny trihalomethanů (THMs) vytvořené při dezinfekci vody dichlorisokyanurátem sodným, chlornanem sodným či oxidem chloričitým se z hlediska evropské legislativy blížily limitu (ten je 100 $\mu\text{g/l}$ pro THMs). Pro dezinfekci vody v terénu se používají i jodové tablety, tinktury a pryskyřice. Nevýhodou je, že tvoří jodované vedlejší produkty dezinfekce (I-DBPs), které jsou toxičtější než Cl-DBPs i Br-DBPs. Ze studií vyplývá, že nejvíce I-THMs tvoří jodové tinktury.

O tvorbě DBPs při dezinfekci vody v terénu se toho ví velmi málo. Stejně tak o nežádoucích vlivech dlouhodobé dezinfekce v terénu na lidské zdraví. Tato problematika se přitom týká nejen cestovatelů, ale i vojáků nebo lidí z oblastí s nedostatečnými hygienickými zařízeními, kteří právě používají přípravky na jednorázovou dezinfekci vody dlouhodobě.

Klíčová slova: pitná voda, úprava, dezinfekce, filtrace, terénní podmínky, vedlejší produkty dezinfekce

Abstract

Travel to countries with inadequate sanitation facilities or to the wild involves the risk of contracting pathogenic organisms. There are several options for providing hygienic drinking water in field conditions. The main objective of this paper is to present these options to the reader, to evaluate the advantages and disadvantages of different types of water treatment and disinfection in the field, and to assess the health risk of consuming water treated in field conditions. For while there are a large number of studies on water treatment in water treatment plants, there are few studies on water treatment under field conditions, and in particular the generation of disinfection by-products (DBPs) during field water disinfection.

One method to treat water in the field is the use of filtration. Filters can remove suspended solids and bacteria from water due to membranes with pore sizes of about 0.2 μm . The advantage of filters is that they do not encourage the formation of DBPs. On the other hand, 0.2 μm pore sizes may not stop all pathogens. Disinfection with UV light has been shown to be effective, but in turbid water the effectiveness decreases. It is recommended to stir the water with a UV lamp to improve the disinfection results. UV does not produce DBPs, which is an undeniable advantage of this technique. Chlorine tablets usually contain sodium dichloroisocyanurate (NaDCC), sodium hypochlorite or chlorine dioxide. The results of studies have shown that the levels of trihalomethanes (THMs) formed during water disinfection with sodium dichloroisocyanurate, sodium hypochlorite or chlorine dioxide were close to the limit (100 $\mu\text{g/l}$ for THMs) in terms of European legislation. Iodine tablets, tinctures and resins are also used for water disinfection in the field. The disadvantage is that they form iodinated disinfection by-products (I-DBPs), which are more toxic than both Cl-DBPs and Br-DBPs. Studies show that iodine tinctures form the most I-THMs.

Very little is known about the formation of DBPs during water disinfection in the field. Nor about the adverse effects of long-term field disinfection on human health. This issue concerns not only travellers, but also soldiers or people from areas with inadequate sanitation facilities who are currently using single-use water disinfection products on a long-term basis.

Key words: drinking water, water treatment, disinfection, filtration, outdoor conditions, disinfection by-products

Seznam zkratek

DBAA (Dibromoacetic Acid) - Kyselina dibromoctová

DBPs (Disinfection By-Products) – Vedlejší produkty dezinfekce

DCAA (Dichloroacetic Acid) - Kyselina dichloroctová

DOM (Dissolved Organic Matter) – Rozpuštěné organické látky

GAC (Granulated Active Carbon) – Granulované aktivní uhlí

HAAs (Haloacetic Acids) – Haloctové kyseliny

HAMs (Haloacetoamides) – Halogenacetamidy

HANs (Haloacetonitriles) – Halogenacetonitrily

HNMs (Halonitromethanes) – Halogennitromethany

IAA (Iodoaceto Acid) – Kyselina Jodoctová

IRIS (Integrated Risk Information System) – Integrovaný informační systém o rizicích

MBAA (Bromoacetic Acid) - Kyselina monobromoctová

MCAA (Chloroacetic Acid) - Kyselina monochloroctová

NDMA (N-Nitrosodimethylamine) – N-nitrosodimethylamin

NOM (Natural Organic Matter) – Přírodní organické látky

PAC (Powdered Active Carbon) – Práškové aktivní uhlí

POU (Point-Of-Use) – V místě použití

TCAA (Trichloroacetic Acid) - Kyselina trichloroctová

THMs (Trihalomethanes) – Trihalogenmetany

TOC (Total Organic Carbon) – Celkový organický uhlík

TOCl (Total Organic Chlorine) – Celkový organický chlór

TOI (Total Organic Iodine) – Celkový organický jód

TOX (Total Organic Halogen) – Celkové organické halogenidy

US EPA (United States Environmental Protection Agency) – Agentura pro ochranu životního prostředí

Spojených států

Obsah

1	Úvod	8
2	Cíle práce	9
3	Úprava vody v úpravárnách a v terénu.....	9
4	Vedlejší produkty dezinfekce	10
5	Vybrané skupiny vedlejších produktů dezinfekce	12
5.1	Halooctové kyseliny.....	12
5.2	Trihalogenmethany	12
5.3	Dusíkaté DBPs.....	16
5.3.1	Halogenacetonitrily	17
5.3.2	Nitrosamin	17
5.4	Anorganické vedlejší produkty dezinfekce.....	18
6	Dopad vedlejších produktů dezinfekce na zdraví.....	18
7	Druhy úpravy a dezinfekce vody v terénních podmínkách	22
7.1	Odstranění zákalu.....	22
7.2	Filtrace	23
7.3	Převaření	24
7.4	UV Záření	25
7.5	Halogeny.....	28
7.5.1	Jodace	28
7.5.2	Sloučeniny na bázi chloru	30
7.6	Stříbrné ionty.....	35
7.7	Aktivní uhlí.....	35
8	Závěr	37
9	Seznam použité literatury	42

1 Úvod

Ne všude na světě mají lidé k pitné vodě přístup. V důsledku pití nedostatečně ošetřené vody dochází k úmrtí 829 000 lidí ročně (WHO, 2022). Největší podíl na tomto čísle mají lidé v odlehlých oblastech světa, v prostředích, kde jsou omezené zdroje, a kde lidé nemají možnost přístupu k upravené vodě (Mattos et al., 2021). Abychom v České republice získali hygienicky nezávadnou pitnou vodu, dochází k jejímu ošetření v úpravnách pitné vody. Závěrečným krokem v úpravnách bývá dezinfekce. Dezinfekce vody nám slouží k tomu, abychom získali její bezpečnou, kvalitní a chutnou podobu. Díky dezinfekci vody se snížil výskyt nemocí přenášovaných vodou, jako například cholera, břišní tyfus či průjmová onemocnění (McGuire, 2006).

Vodu je třeba upravit a dezinfikovat i v terénních podmínkách. Voda v přírodě není nikdy chemicky čistá. Obsahuje příměsi. Jsou v ní rozpuštěny plyny, minerální látky, a její běžnou součástí je i obsah přírodních organických látek (*natural organic matter*, NOM) (Sillanpää et al., 2018). Ty mohou ovlivňovat chuť, barvu či zápach vody (Matiilainen et al., 2010), mají na svědomí zanášení membrán (Shao et al., 2014), které se využívají k úpravě vody, a s dezinfekčními prostředky mohou tvořit vedlejší produkty dezinfekce (disinfection by-products, DBPs). V terénních podmínkách se k úpravě používá membránová filtrace či adsorpce na aktivním uhlí, k dezinfekci se pak používají například přípravky na bázi chloru, jódu nebo UV záření.

Podobně jako při dezinfekci pitné vody v úpravnách i při dezinfekci v terénu vznikají vedlejší produkty dezinfekce. Při některých způsobech jich dokonce může vznikat i více než v úpravně. Ta totiž částečně odstraňuje organické látky, které slouží jako prekurzory DBPs. V terénu se často organické látky neodstraňují vůbec. Právě DBPs, jejich potenciální toxicitě a možné souvislosti s potraty, rakovinou močového měchýře a dalšími nemocemi (Richardson et al., 2014) se začala věnovat větší pozornost až po roce 1974, kdy byl ve vodě poprvé identifikován chloroform (Bellar et al., 1974). Epidemiologické studie potvrdily sice nízkou, ale důležitou souvislost mezi dezinfikovanou pitnou vodou a nepříznivými zdravotními účinky. U celé řady vedlejších produktů dezinfekce byla prokázána cytotoxicita, neurotoxicita, genotoxicita, teratogenita, karcinogenita a mutagenita (Wagner et al., 2017).

2 Cíle práce

Cílem mé bakalářské práce je zhodnotit výhody a nevýhody jednotlivých typů úpravy a dezinfekce vody v terénu, a posoudit zdravotní riziko konzumace vody upravené v terénních podmínkách.

3 Úprava vody v úpravárnách a v terénu

V úpravárnách vody běžně dochází nejprve k mechanickému čištění. Voda protéká skrz česle, které zachycují větší nečistoty. Po této fázi následuje ve většině vodárenských zařízení chemická úprava. K té se využívají koagulační činidla, která se přidávají do surové vody. Jedná se o železité a hlinité soli (FeCl_3 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, AlCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), které ve vodě hydrolyzují na hydroxidy nebo hydratované oxidy železa a hliníku. Ty na svůj povrch váží znečišťující látky, které chceme z vody odstranit (Pivokonský et al., 2020). Pro tvorbu vloček se využívá míchání, díky kterému dochází ke srážení a seskupování jednotlivých vloček ve větší celky. Ty mohou sedimentovat, což je součástí dalšího kroku úpravy, kterým je separace vloček. Kromě sedimentace je možné vločky separovat flotací. Tedy vznášením lehkých vloček na malinkých bublinkách vzduchu, které jsou uměle vytvářeny. Zachycené nečistoty jsou poté odstraňovány odkalovacím zařízením (Edzwald, 1995). Takto vyčištěná voda je odváděna na další stupeň úpravy. Tím jsou pískové rychlofiltry, kde dochází k zachycení zbývajících vloček. Dojde-li k zanesení filtrační vrstvy nečistotami, je nutné zanesený filtr vyprat. Ze spodu se vhání nejprve vzduch pod zvýšeným tlakem, zrnka písku spleená vločkami se vznesou a oddělí od sebe. Ke vzduchu se pak přidá i prací voda, jejíž proud se postupně zvyšuje. Zrnka písku se properou a voda s nečistotami putuje do kalového hospodářství. Vyčištěná voda, která byla přefiltrována přes pískové rychlofiltry je připravená na další krok, při kterém dochází k její úpravě. Při silném znečištění organickými látkami (sinicové toxiny, pesticidy, léčiva) dochází k jejich odstranění adsorpcí na granulovaném aktivním uhlí (granulated active carbon, GAC). Využít se může i membránová filtrace, při které čerpadla vhánějí vodu přes membránu. Tato metoda je náročná na spotřebu elektrické energie, a membrány se musí po zanešení proprat. Ne vždy se membránová filtrace či adsorpce na aktivním uhlí využívají. Tento krok může být vynechán a dalším krokem pak může být dezinfekce samotná, bez předchozí úpravy. Závěrečným krokem úpravy pitné vody je její hygienické zabezpečení. Dochází tak k její dezinfekci. Pro dezinfekci se v úpravárnách vody využívají dezinfekční

prostředky na bázi chlóru (plynný chlor, oxid chloričitý, chlornan sodný, chloramin) nebo dezinfekční prostředky bez chlóru (UV záření, ozon).

Jednotlivá dezinfekční činidla mají různou účinnost. Ta závisí na vlastnostech vody, na druhu a počtu organismů, bakterií a virů přítomných ve vodě a na jejich odolnosti vůči dezinfekčním činidlům, na dávce a době působení dezinfekčního činidla. Při použití některých dezinfekčních činidel vznikají ve vodě vedlejší produkty dezinfekce (DBPs), které jsou nežádoucí. Jejich vznik ovlivňuje přítomnost tzv. prekurzorů (humínové látky, řasy, ...) v upravované vodě, dávka dezinfekčního činidla, teplota či pH vody (Richardson, 2011). DBPs jsou v úpravkách vody sledovány a pro některé z nich existují limity (chloroform, ...).

Při úpravě vody v terénních podmínkách je způsob ošetření vody trochu odlišný. Pro odstranění znečišťujících látek se nevyužívá tradiční koagulace, ale využívá se například membránová filtrace a adsorpce na aktivním uhlí. Filtry mají většinou póry o velikostech okolo 0,2 μm , zabraňují tak prostupu látkám větším než 0,2 μm . Tím pádem zcela zabrání vstupu nerozpuštěným látkám (látky větší než 0,45 μm) a zčásti i rozpuštěným organickým látkám (dissolved organic matter, DOM). Aktivní uhlí může odstraňovat DOM jak adsorpcí, tak biodegradací. Při adsorpci se DOM postupně váží na všechna dostupná adsorpční místa, dokud není povrch zcela obsazen. Při krátkodobé konzumaci vody nás trápí především její hygienická nezávadnost. K jejímu zajištění se při dezinfekci vody v terénu používá převaření, UV lampy, chlorové tablety, jodové tablety nebo tinktury, filtry. Tyto dezinfekční procesy se v terénu používají často bez jakékoliv předchozí úpravy vody. Zabezpečení hygienické nezávadnosti vody může nicméně vést k vyšší produkci vedlejších produktů dezinfekce, protože v terénu při samotné dezinfekci neodstraňujeme možné prekurzory DBPs (zejména organické látky), jako je tomu v úpravkách. Kromě vyšší produkce mohou také vznikat toxičtější formy DBPs, například při použití jodových tinktur (Smith et al., 2010). Voda je pak hygienicky nezávadná, tzn. neobsahuje aktivní patogeny, ale může obsahovat některé toxické DBPs.

4 Vedlejší produkty dezinfekce

Vedlejší produkty dezinfekce vznikají reakcí dezinfekce s organickými a anorganickými částicemi nebo molekulami, které se ve vodě nacházejí. Ve vodách se běžně vyskytuje organická hmota přírodního a antropogenního původu. Organickou hmotu přírodního původu neboli přírodní organické látky (natural organic matter, NOM) dělíme na rozpuštěné (dissolved organic matter, DOM) a nerozpuštěné. DOM, tedy látky menší než 0,45 μm , dále dělíme

na látky huminové a nehuminové. Mezi látky huminové patří fulvokyseliny, huminové kyseliny a huminy. Do látek nehuminových pak řadíme zejména proteiny, polysacharidy a další produkty metabolismu vodních organismů. Všechny organické látky lze stanovit jako celkový organický uhlík (total organic carbon, TOC). Při nízkém TOC je nižší předpoklad vzniku DBPs. Díky tomu je celkový organický uhlík využívaným parametrem k vyjádření prekursorů DBPs (Zhao et al., 2020).

První nalezenou skupinou DBPs v chlorované pitné vodě v roce 1974 byly trihalogenmethany (trihalomethanes, THMs) (Yang et al., 2018). V 70. letech 20. století proběhly první regulace vedlejších produktů dezinfekce. Od té doby bylo identifikováno více než 700 DBPs. U některých z nich je navíc potvrzena větší toxicita než u těch regulovaných (trihalogenmethany (THMs) a haloacetic kyseliny (HAAs)). Dochází také k stále častějšímu využívání alternativních dezinfekčních prostředků, jakými jsou ozon, chloraminy, oxid chloričitý, či UV záření, které mohou s přírodními a antropogenními organickými látkami vytvářet další druhy DBPs (Richardson et al., 2020).

V posledních letech je v úpravárnách vod volný chlór nahrazován chloraminem (Richardson et al., 2008), který ve srovnání s chlorem není tolik reaktivní s rozpuštěnou organickou hmotou (Allard et al., 2015). Díky tomu sice dochází ke snížení regulovaných DBPs (THMs, HAAs), ale chloramin může mít za následek vysoký nárůst toxicitějších neregulovaných jodovaných (I-DBPs) a dusíkatých (N-DBPs) vedlejších produktů dezinfekce (Mitch et al., 2002).

Obecně má voda po chloraminaci menší procento celkových organických halogenidů (total organic halides, TOX) než chlorace (Hua et al., 2007), ale na druhou stranu může zvýšit procento celkového organického jódu. Některé studie prokázaly, že známé DBPs často odpovídají jen zlomku celkové toxicity dezinfikované vody. Díky těmto studiím se všeobecně předpokládá, že právě neznámé TOX obsahují toxikologicky významné DBPs (Bull et al., 2011; Krasner et al., 2006).

Některé později objevené a v současnosti legislativou neregulované DBPs, především pak dusíkaté vedlejší produkty dezinfekce (N-DBPs) a jodované vedlejší produkty dezinfekce (I-DBPs), jsou více toxické než bromované či chlorované vedlejší produkty dezinfekce (Br-DBPs, Cl-DBPs). Leckdy jsou i více toxické než regulované DBPs, tedy THMs a HAAs, které v současnosti reguluje americká Agentura pro ochranu životního prostředí Spojených států (United States Environmental Protection Agency, US EPA), Evropská unie (Směrnice 98/83/ES)

i ČR (vyhláška 252/2004 Sb.), a které jsou uvedeny na seznamu Světové zdravotnické organizace (Richardson et al., 2007; U. S. Environmental Protection Agency, 2006).

5 Vybrané skupiny vedlejších produktů dezinfekce

5.1 Haloctové kyseliny

Haloctové kyseliny (haloacetic acids, HAAs) jsou skupinou organických látek založených na molekule kyseliny octové (CH_3COOH), kde je jeden či více atomů vodíku, které jsou navázané na atom uhlíku, nahrazených některým z halogenů (F, Cl, Br, I). Jedná se o bezbarvé látky, které jsou dobře rozpustné ve vodě. Halogenderiváty kyseliny octové vznikají například při dezinfekci vody chlorem nebo chloraminy. Řadíme mezi ně 9 sloučenin, z nichž u 5 sledujeme koncentrace v pitné vodě (HAA5), neboť jsou považovány za rizikové pro lidské zdraví. Jedná se o kyselinu monochloroctovou (MCAA), dichloroctovou (DCAA), trichloroctovou (TCAA), monobromoctovou (MBAA) a dibromoctovou (DBAA) (Liang et al., 2003).

HAAs se primárně distribuují do jater a svalů, ale mohou se objevovat ve všech tkáních. Jsou metabolizovány nebo vyloučeny močí. U hlodavců způsobilo dlouhodobé vystavení DBAA, DCAA a TCAA rakovinu jater. Dále se zjistilo, že DCAA a TCAA indukují vývojové a teratogenní účinky (nižší hmotnost novorozených mláďat, kardiovaskulární a urogenitální malformace). Subchronická expozice MCAA u myši a krys měla za následek poruchy jater, srdce a ledvin (Florentin et al., 2011).

Ve Velké Británii bylo při studii Malliarou et al. (2005) odebráno celkem asi 90 vzorků pitné vody u kterých se stanovala koncentrace HAA5. Maximální zjištěná koncentrace byla $244 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Průměrné hodnoty se pohybovaly v rozmezí od $35\text{--}95 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Evropský parlament a Rada (EU) 2020/2184 stanovují limitní hodnoty HAA5 na $60 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$.

5.2 Trihalogenmethany

Trihalogenmethany (trihalomethanes, THMs) jsou skupinou halogenových derivátů uhlovodíku (halogenderivátů). Jedná se o těkavé látky, které se vypařují do atmosféry (Chu et al., 2002). Jsou složeny z jednoho atomu uhlíku, na kterém jsou tři atomy vodíku nahrazeny atomem halogenu (F, Cl, Br, I) (Florentin et al., 2011). THMs vznikají reakcí halogenu s organickou hmotou, nejčastěji při chloraci nebo chloraminaci vody. Prekurzorem vzniku THMs je organický uhlík přírodního i antropogenního původu. Při běžném systému

úpravy vody dochází ke snížení koncentrace prekurzorů trihalogenmethanů pomocí různých procesů (koagulace a flokulace, aktivní uhlí, membránová filtrace). Jedná se o procesy, které se při dezinfekci vody v terénních podmínkách běžně nevyužívají. Tvorba THMs v terénních podmínkách bez takové předúpravy bude tedy mnohem větší (Werner et al. 2016).

Směrnice Evropské unie o pitné vodě z roku 2020 udává jako maximální přípustnou koncentraci celkových THMs, tedy THM4, zahrnující chloroform, bromoform, bromdichlormethan, dibromchlormethan v pitné vodě 100 µg/l. US EPA udává maximální přípustnou průměrnou roční koncentraci THMs na 80 µg/l. Také Světová zdravotnická organizace stanovila limity. Ovšem přímo pro jednotlivé sloučeniny.

Tabulka 1. Limity jednotlivých THMs podle WHO 2005

Bromoform	100 µg/l
Chloroform	300 µg/l
Bromdichlormethan	60 µg/l
Dibromchlormethan	100 µg/l

WHO pro celkové THMs doporučuje frakcionační přístup, aby se zohlednila aditivní toxicita:

$$\frac{C_{\text{chloroform}}}{300 \text{ µg/l}} + \frac{C_{\text{bromoform}}}{100 \text{ µg/l}} + \frac{C_{\text{bromdichlormethan}}}{60 \text{ µg/l}} + \frac{C_{\text{dibromchlormethan}}}{100 \text{ µg/l}} \leq 1 \quad (1)$$

C= koncentrace v µg/l

Je prokázáno, že trihalogenmethany způsobují rakovinu konečníku, močového měchýře a prsu. Zvyšují míru potratů a vrozených vad, a také zvyšují riziko astmatu, ekzému a erozi zubní skloviny (Shafiee et al., 2012).

Studií, které se věnovaly vlivu použití tablet na bázi sloučenin chlóru na tvorbu DBPs je velmi málo. Jednou z nich je studie Werner et al. (2016), která zkoumala, jaké koncentrace DBPs se budou vyskytovat ve vzorcích povrchové vody ze severovýchodních britských ostrovů po dezinfekci vody chlorovými tabletami. Pro studii byla použita voda z rybníků, řek a jezer

ze Skotska a severovýchodní Anglie. Vzorky byly vzaty ze čtyř lokalit ve Skotsku a tří lokalit v Northumberlandu v severovýchodní Anglii. Povrchové vody v těchto oblastech mají velké množství rozpuštěného organického uhlíku, který je prekurzorem organických DBPs a dvě z nich i detekované koncentrace bromidů, jejichž přítomnost vede při dezinfekci přípravky na bázi chlóru k tvorbě bromovaných DBPs (Gough et al., 2014). V tabulce č. 2 jsou zaznamenána přesná místa odebrání vzorků a datum odebrání. Naměřené chemické charakteristiky zdrojů vody zkoumaných v této studii jsou shrnuty v tabulce č. 3.

Tabulka 2. Místa odebrání vzorků, data odebrání a přesnější popisy lokalit. Převzato z Werner et al., 2016, upraveno.

Místo odebrání vzorku	Datum odebrání vzorku	Popis lokality
Exhibition Park Pond	březen 2013	Rybník v Northumberlandu, do kterého přitéká voda stékající z louky, která se využívá k pastvě dobytka.
Exhibition Park Pond	srpen 2014	Vzorek odebrán na stejném místě jako předchozí, ale za květu zelených řas.
Mill Loch	květen 2014	Skotské jezero. Je obklopeno rašeliništi, bažinami, močály a pastvinami pro ovce.
Loch Gearach	květen 2014	Skotské jezero. Obklopeno vřesovišti, rašeliništi a lesy. V okolí několik farem s nízkou pastvou ovcí a skotu.
Lochs Craigendunton	květen 2014	Skotská jezírka. Velmi podobné umístění jako Loch Gearach.
River Ouseburn	březen 2013	Malá řeka v Northumberlandu. Protéká lesoparkem a příměstskými oblastmi.
River Ugie	květen 2014	Řeka ve Skotsku s převážně zemědělským povodím.
River Tyne	březen 2013	Větší řeka v Northumberlandu s horskými prameny, protéká zemědělskými a městskými oblastmi.

Tabulka 3. Vybrané chemické charakteristiky zkoumaných zdrojů vody a celkové koncentrace THMs po 20minutovém kontaktu s jednou chlorovou tabletou na litr vody. Převzato z Werner et al., 2016, upraveno.

	TOC (mg/l)	Bromidy (mg/l)	Celkové koncentrace THMs (µg/l)	Množství THMs v µg/l na 1 mg TOC
Exhibition Park Pond (březen 2013)	24,3 ± 0,3	0,2 ± 0,1	35,8	1,47
Exhibition Park Pond (srpen 2014)	90,7 ± 0,5	0,16 ± 0,01	59,9	0,66
Mill Loch (květen 2014)	14,4 ± 0,6	n.d.	44,7	3,10
Loch Gearach (květen 2014)	17,1 ± 0,5	n.d.	95,0	5,56
Lochs Craigendunton (květen 2014)	17,1 ± 1,7	n.d.	54,3	3,18
River Ouseburn (březen 2013)	19,7 ± 0,4	n.d.	12,3	0,62
River Ugie (květen 2014)	14,3 ± 0,7	n.d.	8,2	0,57
River Tyne (březen 2013)	12,7 ± 0,4	n.d.	7,6	0,60

n.d., = not detectable (nezjistitelné); n.a., = not available (není k dispozici)

Co se týče postupu experimentu, do jednotlivých láhví s litrem zkoumané vody byla přidána jedna tableta s oxidem chloričitým na dezinfekci vody, nebo chlorová tableta, jejíž aktivní látka není zmíněná. Můžeme předpokládat, že se jednalo o tabletu s dichlorisokyanurátem sodným, který se používá nejčastěji. Aktivní formou chlóru je v tomto případě kyselina chlorná, popřípadě chlornan. Podle výrobce (Lifemarque) chlorové tablety uvolňují 17 mg chlóru a tablety s oxidem chloričitým minimálně 1,5 mg volného oxidu chloričitého, pokud jsou rozpuštěny ve vodě. Kontakt vody s dezinfekčním prostředkem trval minimálně 20 minut. Poté byly vzorky vody použity k stanovení celkového počtu koliformních bakterií pomocí membránové filtrace, popřípadě byly konzervovány pro analýzu THMs. Dále byl zkoumán vliv tří postupů.

1) Na litr vzorku povrchové vody byly přidány dvě tablety, ke zkoumání vlivu zdvojnásobení dávky dezinfekčního prostředku.

2) Láhev s dezinfikovanou vodou se skladovala po dobu tří dnů při pokojové teplotě předtím, než došlo k analýze THMs. To sloužilo ke zkoumání vlivu doby kontaktu s dezinfekčním prostředkem.

3) Filtrace vody skrz filtrační papír před samotnou dezinfekcí, ke zkoumání vlivu základní předúpravy.

Z výsledků vyplývá, že po dvaceti minutách kontaktu vody s dezinfekčním prostředkem nebyl zaznamenán žádný růst koliformních bakterií. Tento výsledek byl potvrzen jak u obou druhů tablet, tak u obou typů dávkování tablet.

Všechny celkové koncentrace THMs byly pod směrnými hodnotami EU, a kromě jednoho vzorku (Loch Gearach) i pod směrnými hodnotami US EPA (viz tabulka 3). Nejvyšší naměřené koncentrace jednotlivých THMs po dvaceti minutách kontaktu byly $79,6 \pm 35,8$ $\mu\text{g/l}$ chloroformu ve vodě jezera Loch Gearach, u jezera Mill Loch $17,1 \pm 0,8$ $\mu\text{g/l}$ bromdichlormethanu, $6,7 \pm 0,2$ $\mu\text{g/l}$ dibromchlormethanu a $1,4 \pm 0,8$ $\mu\text{g/l}$ bromoformu. Všechny tyto koncentrace jsou pod směrnými hodnotami WHO a jsou také v souladu se směrnými hodnotami WHO pro celkové THMs při použití frakcionace (součet frakcí podle rovnice 1 byl <1). Z výsledků vyplývá, že všechny stojaté vody (jezera, rybníky) měly značně vyšší celkové koncentrace THMs než říční vody. Z přepočtu koncentrací THMs na 1 mg TOC rovněž plyne, že s výjimkou rybníční vody Exhibition Park Pond ze srpna 2014 organické látky ze stojatých vod přispívaly více k tvorbě THMs než z vod říčních. Vysoké koncentrace THMs, absolutní i vztažené na koncentraci TOC, vykazovaly Mill Loch, Loch Gearach a Lochs Craigendunton. Dle popisu lokalit jsou tato tři jezera obklopena řašeliníšti, takže jejich TOC je pravděpodobně z velké části tvořeno huminovými látkami, které mají obecně výrazně větší tendenci tvořit THMs než jiné typy přírodních organických látek. Vzorek vody z Exhibition Park Pond ze srpna 2014 se vyznačuje velmi vysokou koncentrací TOC v důsledku vodního květu a ze stojatých vod se vyznačuje nízkou tvorbou THMs vztaženou k množství TOC. Organické látky produkované řasami a sinicemi jsou nehuminového charakteru a tvoří výrazně méně THMs. Naopak byla u nich prokázána zvýšená tvorba N-DBPs (Pivokonský et al., 2016), které mohou být toxičtější než THMs a které ovšem studie Werner et al. (2016) nepostihuje. Výsledky studie Werner et al. (2016) ukazují, že v případě použití chlorových tablet neplatí závislost čím více TOC, tím více THMs, ale tvorba THMs závisí také na charakteru TOC.

5.3 Dusíkaté DBPs

N-DBPs vznikají především při dezinfekci vody obsahující vysoký podíl organického dusíku. Může se tedy jednat o vody znečištěné splachem hnojiv ze zemědělství nebo vody s vysokým obsahem řas a sinic (Shah et al., 2012; Pivokonský et al., 2016). Když mluvíme o N-DBPs, mluvíme především o N-nitrosodimethylaminech (NDMA), halogenacetonitrilech (HANs), halogennitromethanech (HNMs), halogenacetamidech (HAMs) nebo nitrosaminech.

Podle Bonda et al. (2012) mají na toxikologických účincích regulované DBPs (trihalometany a haloctové kyseliny) jen malý podíl oproti N-DBPs, které mají často vysoké toxické účinky a v současné době regulované nejsou. Podle systému IRIS (Integrovaný informační systém o rizicích, Integrated Risk Information System) má N-nitrosodimethylamin (NDMA) při orální expozici asi 600x větší potenciál pro vznik rakoviny, než mají THMs.

5.3.1 Halogenacetonitrily

Halogenacetonitrily (haloacetonitriles, HANs) jsou skupinou dusíkatých vedlejších produktů dezinfekce, které vznikají při dezinfekci vody dezinfekčními činidly na bázi chloru. Za určitých podmínek jsou to také vedlejší produkty degradace THMs a HAAs. Jsou to látky těžké, rozpustné, náchylné k degradaci hydrolytickou reakcí nebo reakcí se zbytkovým chlorem (Manasfi et al., 2017). Mezi zástupce halogenacetonitrilů můžeme zařadit například chloracetonitril (CAN), dichloracetonitril (DCAN), trichloracetonitril (TCAN), jodoacetonitril (IAN), bromoacetonitril (BAN), dibromoacetonitril (DBAN). Podle studie Muellner et al. (2007) se jako nejvíce cytotoxický ukázal DBAN, jako nejméně cytotoxický pak TCAN. Jako nejvíce genotoxický se projevil IAN, nejmenší genotoxické účinky měl DCAN. Vysoké hodnoty cytotoxicity i genotoxicity vykazoval DBAN, pro který WHO stanovila doporučenou maximální koncentraci v pitné vodě na $70 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Tento limit je však pouze doporučením. HANs v pitné vodě nejsou regulovány (Muellner et al., 2007).

5.3.2 Nitrosamin

Nitrosaminy jsou polární sloučeniny, které jsou obvykle rozpustné ve vodě. Nejčastěji detekovaným členem této skupiny je N-nitrosodimethylamin (NDMA). I když vědci zkoumají nitrosaminy již více než 100 let, větší pozornosti se jim dostalo až roku 1954, kdy byly studií Barnes et al. (1954) zjištěny karcinogenní vlastnosti těchto látek. Bylo prokázáno, že zhruba 90 % nitrosaminů je karcinogenních. Většina prací se sice zabývá NDMA, ale v pitných vodách byly zjištěny i další členové této skupiny jako jsou například N-nitrosomorfolin a N-nitrosopyrrolidin (Charrois et al., 2007) nebo N-nitrosopiperidin a N-nitrosodifenylamin (Zhao et al., 2006).

Jako hlavní zdroj NDMA je označována chloraminace, avšak ke vzniku může vést i chlorace podzemní vody znečištěné amoniakem (Nawrocki et al., 2011). Studie Zhao et al. (2008) však ukázala, že samotný chloramin je pro vznik nitrosaminu nedostatečný. Pro vznik nitrosaminů musí voda obsahovat i určité prekurzory. Zkoumaly se faktory jako pH,

zbytkový chlór (volný i celkový), teplota, TOC, dusičnany, dusitany, amoniak, ale nebyla nalezena žádná souvislost. Jako důležitý zdroj prekurzorů NDMA se ukázaly iontoměničové pryskyřice. Nitrosaminy, jsou vysoce karcinogenní pro tkáň močového měchýře (Walse et al., 2008). NDMA je v systému IARC zařazen do skupiny 2A-pravděpodobně karcinogenní pro člověka.

5.4 Anorganické vedlejší produkty dezinfekce

Při použití oxidu chloričitého (ClO_2) může docházet k jeho reakci s organickými i anorganickými sloučeninami za vzniku chloritanu (ClO_2^-) a chlorečnanu (ClO_3^-). Ty mohou mít negativní účinky na lidské zdraví. Hlavním důsledkem, který vyplývá z expozice chloritanu a chlorečnanu je oxidační stres, který vede ke změnám v červených krvinkách (Sorlini et al., 2014). Chloritany a chlorečnany působí také jako endokrinní disruptory ovlivňující lidskou štítnou žlázu (Snyder et al., 2009). Chloritan způsobuje anémie, onemocnění štítné žlázy, ledvin a má mutagenní a teratogenní účinky na nervový systém (Chhetri et al., 2017). U chlorečnanu byla zjištěna možná karcinogenita pro štítnou žlázu (Hebert et al., 2010).

Při ozonizaci dochází ke vzniku bromičnanů (BrO_3^-), které vznikají jako vedlejší produkt ozonizace, pokud jsou ve vodě přítomny bromidy. Tvorba bromičnanů během ozonizace v pitné vodě je ovlivněna pH, dobou kontaktu a počáteční koncentrací bromidů (Jahan et al., 2021). Výzkum Aljundi (2011) prokázal, že k maximální tvorbě bromičnanů dochází při pH okolo 9. Vzhledem k jejich potenciální karcinogenitě jsou jednou ze skupiny vedlejších produktů dezinfekce, pro které Evropská unie vydala limit, a to $<10 \mu\text{g.l}^{-1}$.

6 Dopad vedlejších produktů dezinfekce na zdraví

DBPs se do lidského těla mohou dostat nejen požitím ale i absorpcí přes pokožku a inhalací, přičemž nejvýznamnějším mechanismem vstupu DBPs do lidského těla je inhalace těkavých DBPs nebo aerosolu obsahujícího DBPs. Podle Cartera et al. (2017) je vyšší riziko karcinogeneze při příjmu trihalogenmethanů skrze inhalaci než při příjmu požitím či absorpcí.

Po zaznamenání DBPs v dezinfikované vodě se začalo zjišťovat, jaký efekt na lidský organismus tyto látky mají. Z jedné ze studií vyplývá, že na pokusná zvířata sice působí většina regulovaných DBPs karcinogenně, ale způsobují jiné druhy rakoviny, než které byly pozorovány u lidí. Pokusná zvířata trpěla především rakovinou jater, zatímco u lidí propukla spíše rakovina močového měchýře (Richardson et al., 2020). To může být způsobeno tím, že pokusná zvířata,

kterými jsou nejčastěji potkani a myši, nezadržují moč jako lidé. DBPs tak nezůstávají v močovém měchýři dostatečně dlouho na to, aby způsobily rakovinu močového měchýře (Ito et al., 2017).

V jedné ze studií (Magnus et al., 1999) se zaměřili na možné nežádoucí účinky vedlejších produktů chlorace na lidský plod. O těch totiž prozatím víme jen málo. Studie potvrdila důkazy o tom, že chlorace huminových vod může být potenciální příčinou vrozených vad.

Mezi zaznamenané dopady DBPs patří i ovlivnění reprodukční soustavy. Důsledkem DBPs je například spontánní potrat, předčasný porod, nízká porodní váha a různé vrozené vady spojené především s poškozením centrálního nervového systému (Villanueva et al., 2015). Z výzkumu, který byl prováděn Windham et al. (2003) na 403 ženách po dobu 6 měsíců, a při kterém se sledovala kvalita pitné vody, kterou ženy pily vychází, že THMs zkracují délku menstruačního cyklu a folikulární fáze.

DBPs představují obecně větší riziko pro děti. Jejich vliv na dětské zdraví je umocněn tím, že děti nemají zcela vyvinuté orgány. Například játra a ledviny, které rozkládají chemické sloučeniny, nejsou plně rozvinuty. Děti tak nemusí být schopné DBPs metabolizovat a odstraňovat (Thompson, 2004).

Epidemiologické studie, ve kterých se řeší spojení onemocnění s účinky DBPs, využívají jako měřítko expozice DBPs dávku trihalogenmethanů (THMs) (Kogevinas, 2011). Wagner et al. (2017) však ve své práci došli k závěru, že THMs způsobují menší toxické poškození buněk než mnohé další méně prozkoumané DBPs. Je tedy otázkou, zda je vhodné nadále využívat THMs jakožto primárního měřítka koncentrace DBPs ve výzkumech týkajících se zdraví.

Ze studie Richardson et al. (2020) vyplývá, že pořadí klesající toxicity vedlejších produktů dezinfekce je následovné: I-DBPs > Br-DBPs >> Cl-DBPs. Dezinfekce na bázi jódu tedy dávají za vznik toxičtějším DBPs než dezinfekce na bázi chloru. Dále poukazuje na to, že na toxicitě pitné vody se významně podílí i N-DBPs, kam spadají halogenacetonitrily (haloacetonitriles, HANs) halogenacetamidy (haloacetoamides, HAMs), halonitromethany (halonitromethanes, HNMs) a nitrosaminy. N-DBPs přitom například nejsou v USA ani v Evropě regulovány, na rozdíl od méně toxických THMs.

Marsà et al. (2018) provedli studii, která měla stanovit potenciální karcinogenní nebezpečí u těchto tří HAAs v rámci přístupu, který se snažil napodobit realistický scénář expozice. Z tohoto důvodu byla využita dlouhodobá expozice (8 týdnů) a nízké, necytotoxické

koncentrace, které se vyskytují v dezinfikované upravené vodě (Loos et al., 2001; Richardson et al., 2008). Vzhledem k tomu, že rakovina močového měchýře je jedním z hlavních důsledků spojených s expozicí DBPs, byla jako studijní model použita lidská buněčná linie močového měchýře T24. Za účelem stanovení účinku HAAs na životaschopnost buněk T24 byl nejprve proveden předběžný experiment cytotoxicity s použitím širokého rozsahu koncentrací CAA, BAA a IAA. Výsledek studie ukázal, že cytotoxicita CAA byla až stokrát nižší než u bromovaných a jodovaných kyselin. To naznačuje, že existuje vztah mezi cytotoxicitou a relativní atomovou hmotností atomu halogenu, který je přítomen. Dále se posoudil genotoxický potenciál HAAs na buňky T24. Tyto buňky byly vystaveny různým necytotoxickým koncentracím všech tří HAAs po dobu 4 h. U CAA bylo při koncentracích vyšších než 1 mM pozorováno značné oxidační poškození DNA. U BAA a IAA byly obdobné účinky při nižších koncentracích (5 μM a 2,5 μM). U všech tří sloučenin však bylo pozorováno srovnatelné maximální necytotoxické oxidační poškození. Tyto výsledky naznačují, že ačkoli v analyzovaných koncentracích nebyl pozorován přímý zlom DNA, HAAs vyvolávají v buňkách T24 oxidační poškození DNA které, pokud by nebylo rychle opraveno, může mít mutagenní účinky. Výsledky dlouhodobého vystavení různým necytotoxickým koncentracím HAAs jsou trochu odlišné. Po dobu 8 týdnů byly buňky T24 vystaveny necytotoxickým koncentracím, které se vyskytují v dezinfikované vodě. Pro CAA se tedy jednalo o koncentrace 10 a 100 μM , pro BAA 0,005 a 0,05 μM , pro IAA 0,01 a 0,1 μM (Ding et al., 1999; Loos et al., 2001; Richardson et al., 2008). Zatímco se ukázalo, že HAAs vyvolávají oxidační poškození DNA v buňkách T24 při akutní expozici, při dlouhodobé expozici se toto poškození neprokázalo. To naznačuje, že testy založené na akutních expozicích mohou nadhodnocovat skutečný mutagenní potenciál HAAs. Dále se zkoumalo, zda dlouhodobá expozice HAAs nevyvolá změny v morfologii a proliferaci buněk T24, a zda nezmění jejich schopnost růstu v agaru. Tyto skutečnosti byly sledovány, aby se zjistil karcinogenní potenciál každého z vybraných HAA. Změna v morfologii a proliferaci je totiž jedním z počátečních příznaků vzniku rakoviny. Buňky T24 při pěstování v soft-agaru spontánně vytvářejí malé kolonie a při reakci na karcinogenní podněty se tento fenotyp zhoršuje (Liang et al., 2013) Výsledky ukázaly, že dlouhodobá expozice HAA nevyvolala žádné změny jak v morfologii a proliferaci buněk T24, tak ve schopnosti růstu v agaru. Dlouhodobá expozice daným HAAs nespustila schopnost buněk T24 vyvolávat nádory. Z celkových výsledků studie Marsà et al. (2018) vyplývá, že dlouhodobé působení HAAs na buňky T24 nevyvolává jejich transformaci, ale spíše podmiňuje vznik rezistence k látkám vyvolávajícím oxidační poškození.

Dochází tedy k jevu zvanému léková rezistence, což je proces, při kterém dochází ke snížení cytotoxické citlivosti buněk v důsledku dlouhodobé expozice nízkým koncentracím cytotoxických látek.

Studie Marsà et al. (2018) nám ukazuje potenciální karcinogenní nebezpečí tří HAAs při dlouhodobém užívání dezinfikované vody s jejich nízkou, necytotoxickou koncentrací. Výsledkem je, že taková expozice může vést ke snížení cytotoxické citlivosti buněk. Pokud však bereme v úvahu dezinfekci vody v terénu a předpoklad, že vzhledem k většímu množství prekurzorů bude i vyšší koncentrace HAAs, můžeme se zajímat zda, a jakým způsobem, by taková změna ovlivnila výsledek. Nemuselo by se totiž jednat o nízké, necytotoxické koncentrace, kterým bychom byli vystaveni ale o koncentrace vysoké, jejichž toxicita by se musela určit. Pokud při běžném životě pijeme vodu, která prošla úpravnou vodou a naše tělo by si vůči HAAs vyvinulo lékovou rezistenci, jakou změnu by přineslo ať už krátkodobé či dlouhodobé užívání vody s vysokými koncentracemi HAAs?

Tato studie by mohla být rozporována výsledky studie Wei et al. (2013). Ta prokázala, že IAA vyvolala buněčnou transformaci u myši embryonální buněčné linie při 72hodinové expozici. Výsledky se mohou lišit z důvodu použití rozdílných buněčných linií, nebo může být rozdíl způsoben analyzovanými koncovými body nebo postupem expozice (Marsà et al., 2018).

Při krátkodobém pobytu v oblastech, kde není pitná voda, se snažíme zabránit styku s patogeny úpravou či dezinfekcí této vody. V těchto případech se často upřednostní krátkodobé vystavení DBPs před možností infikovat se patogenními organismy. Jsou ale situace, kdy se dezinfekční prostředky musejí používat delší dobu, a expozice DBPs je tak mnohem vyšší. Jednou skupinou lidí používající dezinfekční prostředky více než ostatní jsou například vojáci.

Účastníci vojenských operací se vystavují riziku kontaktu s různými patogeny způsobujícími onemocnění přenášená potravinami a vodou. Jedním ze zdravotních problémů vojáků, kteří se účastní současných vojenských operací jsou střevní parazitózy. To je dáno především místy, ve kterých jsou vojáci nasazeni. Z velké části se jedná o regiony, kde jsou nevyhovující sanitární a hygienické podmínky. Kde je běžná kontaminace vody a půdy, nedostatečná úprava pitné vody, neúčinné čištění odpadních vod, špatné kanalizační systémy (Korzeniewski, 2011).

Aby se v terénu zabránilo nákaze skrze kontaminovanou vodu, používají se přípravky pro úpravu vody nebo dezinfekční činidla. Jak je však výše zmíněno, dezinfekční prostředky mohou

vytvářet DBPs, z nichž některé jsou toxické. Často využívané jsou dezinfekční prostředky na bázi chloru či jódu. Ty však způsobují nepříjemnou chuť a zápach a tvoří DBPs. Tyto negativní dopady se dají zmírnit například kombinovaným použitím nižšího množství chloru a stříbra. Tato kombinace má synergický účinek při inaktivaci patogenů.

7 Druhy úpravy a dezinfekce vody v terénních podmínkách

Ačkoli hlavním důvodem dezinfekce pitné vody je zničení mikroorganismů z biologických odpadů zvířat a lidí, přírodní povrchová voda může být kontaminována i organickým nebo anorganickým materiálem z půdy a vegetace, biologickými organismy, které se nacházejí v půdě a ve vodě, nebo průmyslovými chemickými škodlivinami, které jsou čím dál tím častější, a jedná se o stále větší problém (McFeters, 2013).

Zda je voda nezávadná nelze spolehlivě posoudit na základě vzhledu, vůně a chuti vody, ani podle toho, odkud vodu bereme. *E. coli* a *Vibrio cholerae* se mohou přirozeně vyskytovat v tropických vodách a mohou být schopny přežívat po neomezenou dobu (Perez-Rosas et al., 1989). Střevní patogeny si dokáží udržet životaschopnost po dlouhou dobu i ve studené vodě (Ericsson et al., 2002). Většina z nich včetně druhů *Shigella* a *Salmonella typhosa*, viru hepatitidy A, a druhů *Cryptosporidium*, navíc dokáže při zmrznutí vody přežívat týdny až měsíce (Steiner et al., 1997).

V úpravkách se k dezinfekci využívá UV záření, ozon nebo dezinfekční prostředky na bázi chloru. V terénu se z nich používají ty, jejichž technické provedení to umožňuje. To jsou UV lampy, chlorové, jodové tablety, či chlorové a jodové tinktury. Dezinfekci můžeme provádět fyzikálně nebo chemicky. Zatímco do chemických metod řadíme použití chloru, jódu, ozonu a dalších, mezi fyzikální metody můžeme zařadit kromě slunečního záření a ultrazvuku právě i využití UV záření nebo převaření, tzn. dezinfekci vysokou teplotou (Kerwick et al., 2005).

Vedle dezinfekce se voda v terénu i upravuje (filtrací, aktivním uhlím). Var, přípravky na bázi jódu nebo kombinace chlor-stříbro, jsou způsoby, které se v úpravkách nepoužívají. Následující kapitoly se budou věnovat nejprve úpravě vody (odstranění zákalu, filtrace, aktivní uhlí), a pak její dezinfekci v terénních podmínkách.

7.1 Odstranění zákalu

Pro využití UV záření i dezinfekčních činidel je důležité, aby voda před jejich použitím nebyla zakalená. V úpravkách vody dochází k odstranění znečišťujících látek, které mohou

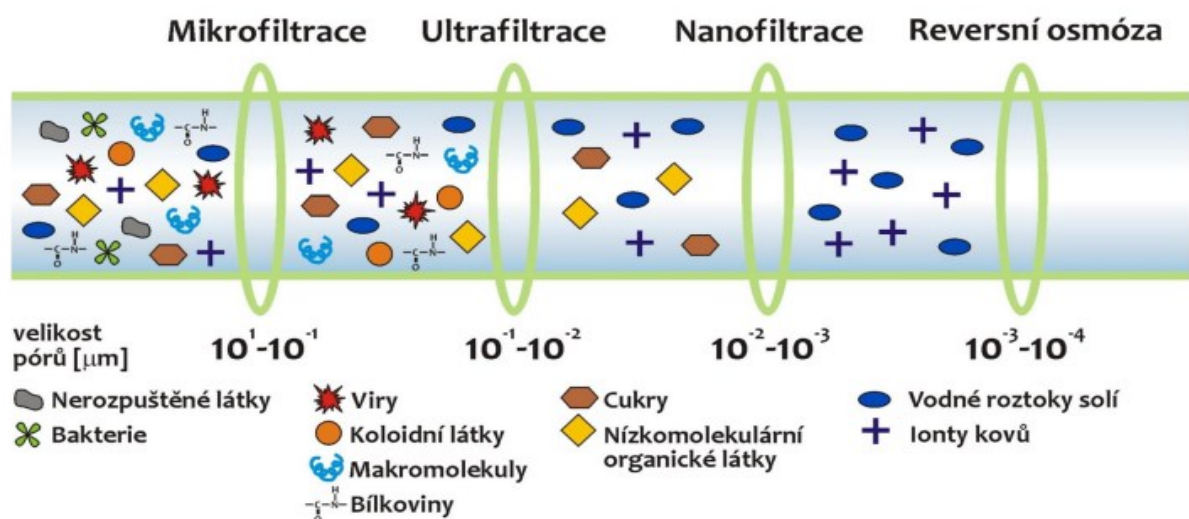
zákal tvořit, pomocí koagulačních činidel, které se do vody přidávají. Jedná se například o hlinité a železité soli. Ty ve vodě hydrolyzují na hydroxidy nebo hydratované oxidy, které váží na svůj povrch znečišťující látky. Shlukováním pak dochází k vytváření vloček, které sedimentují a poté se lehčeji odstraní. V terénu tento postup není běžný, ale je možné ho použít, viz níže. Pro odstranění zákalu v terénu se mohou využít filtry, v nouzi i filtrační papír. Můžeme však využít principu sedimentace i v terénních podmínkách. Sedimentace je vlastně oddělování částic, které jsou dostatečně velké na to, aby se díky gravitaci rychle usadily (např. bahno, písek). Voda se musí nechat odstát přibližně po dobu jedné hodiny, dokud se na dně nádoby nevytvoří sediment. Poté by se čirá voda z horní části nádoby měla odkalit nebo přefiltrovat. Po takovéto sedimentaci by mělo proběhnout ještě doupravení vody, nejlépe pak k dezinfekci (Ericsson et al., 2002). Pro látky, které nejsou tak těžké a jejich sedimentace by trvala delší dobu je možné využít koagulace a následné flotace. Koagulace s následnou flotací odstraní z vody 60-98 % mikroorganismů, těžkých kovů, některých chemických látek a minerálů (Culp et al., 1978). Jako koagulant se běžně používá hliník (hlinitá sůl) a alkalické chemické látky, které obsahují soli vápníku, hořčíku nebo železa. Po přidání koagulantu je třeba vodu zhruba jednu minutu prudce promíchávat, a poté alespoň pět minut míchat jemně a často. Poté nechat třicet minut odstát, aby se dosáhlo usazení. Vodu je pak třeba přelít přes jemnou látku nebo filtr, a v nejlepším případě jí ještě vydezinfikovat, pro zajištění eliminace všech nežádoucích látek (Ericsson, 2002).

7.2 Filtrace

Filtrace je fyzikální i chemický proces, který je ovlivněný vlastnostmi filtračního média, vody a průtoku (Culp et al., 1978). Hlavním faktorem, určujícím citlivost mikroorganismu k filtraci je jeho velikost. Obrázek č. 1 ukazuje, které látky prochází skrze filtr při různých velikostech jeho pórů. Filtry jsou jednoduché na obsluhu, nevyvolávají nepříjemnou chuť a mohou zlepšit vzhled vody. Nevýhodou je jejich objem a hmotnost. Časem dochází k ucpání suspendovanými částicemi, takže je nutné provést čištění nebo výměnu. Pokud se filtr ucpe, je třeba zvyšovat tlak, aby jím voda prošla. Tímto způsobem může dojít k protlačení mikroorganismů skrze filtr (Ericsson et al., 2002).

Přenosné filtry jsou vyrobeny z různých médií. Většina přenosných filtrů jsou hloubkové filtry, vyrobeny nejčastěji z keramického materiálu, vláken nebo stlačeného GAC, a které vytvářejí nepravidelné labyrintové průchody pro zachycení mikroorganismů. Hloubkový filtr

má větší kapacitu než jednovrstvý membránový filtr, a trvá tak déle, než se ucpe. U keramických filtrů lze ucpaný filtr částečně obnovit zpětným proplachováním nebo čištěním povrchu. Většina filtrů obsahuje na sací trubce předfiltr, který odstraňuje velké částice, a tím prodlužuje životnost vnitřního mikrofiltru (Ericsson et al., 2002). Póry filtrů mají velikost okolo 0,2 μm . Přenosné filtry tak dokáží odstranit bakterie a cysty prvoků (Naranjo et al., 1995), ale nedokáží odstranit všechny viry. Ty bývají menší než bakterie a jejich odstranění dokáží zajistit jen filtry s reverzní osmózou. Filtrace reverzní osmózou využívá vysoký tlak (100-800 PSI), aby došlo k protlačení vody přes polopropustnou membránu. Tímto procesem je možné odstranit mikrobiologické znečištění i odsolit vodu. Filtry založené na tomto principu jsou drahé a mají pomalý výkon. Využití tak zatím nachází u oceánských cestovatelů (Ericsson et al., 2002).



Obrázek 1. Průchodnost vybraných látek skrze filtr v závislosti na velikosti pórů. Převzato z prezentace ke kurzu *Úprava podzemních a povrchových vod.*

7.3 Převaření

Úprava vody prevařením je jednou z nejstarších metod, jak zabránit vstupu patogenů do těla. Je také nejjednodušší a nejbezpečnější metodou tam, kde je dostatek paliva (Küpper et al., 2009). Většina střevních patogenů je usmrcena při teplotách 55-80 $^{\circ}\text{C}$ (Backer, 2002). Pro celkové odstranění patogenů by voda měla vřít a měly by být vidět bublinky. Tento postup usmrtí všechny mikroorganismy, a poskytuje tak bezpečnou vodu. Nesmí se zapomínat, že s vyšší nadmořskou výškou klesá bod varu. Teplota vroucí vody ve vysoké nadmořské výšce je nižší než na úrovni moře. Ve výšce 8 900 m n. m. voda vře přibližně

při teplotě 70 °C (Küpper et al., 2009). Pro eliminaci odolnějších mikroorganismů je dobré prodloužit čas vaření. Převařování vody je náročnější nejen časově, ale i palivově. K převaření 1 l vody je zapotřebí 1 kg dřeva (Adachi et al., 2007). Využití převaření vody v terénních podmínkách je tedy vhodné spíše pro jednotlivce. Pro větší skupinu by byla potřeba dlouhá doba převaření a velké množství paliva. Dřevo se musí do hor nosit nebo se z nich brát, což však může přispívat odlesňování (Adachi et al., 2007). V některých terénních podmínkách je navíc dostupnost paliva téměř nulová, v jiných může být zákaz rozdělávání otevřeného ohně.

7.4 UV Záření

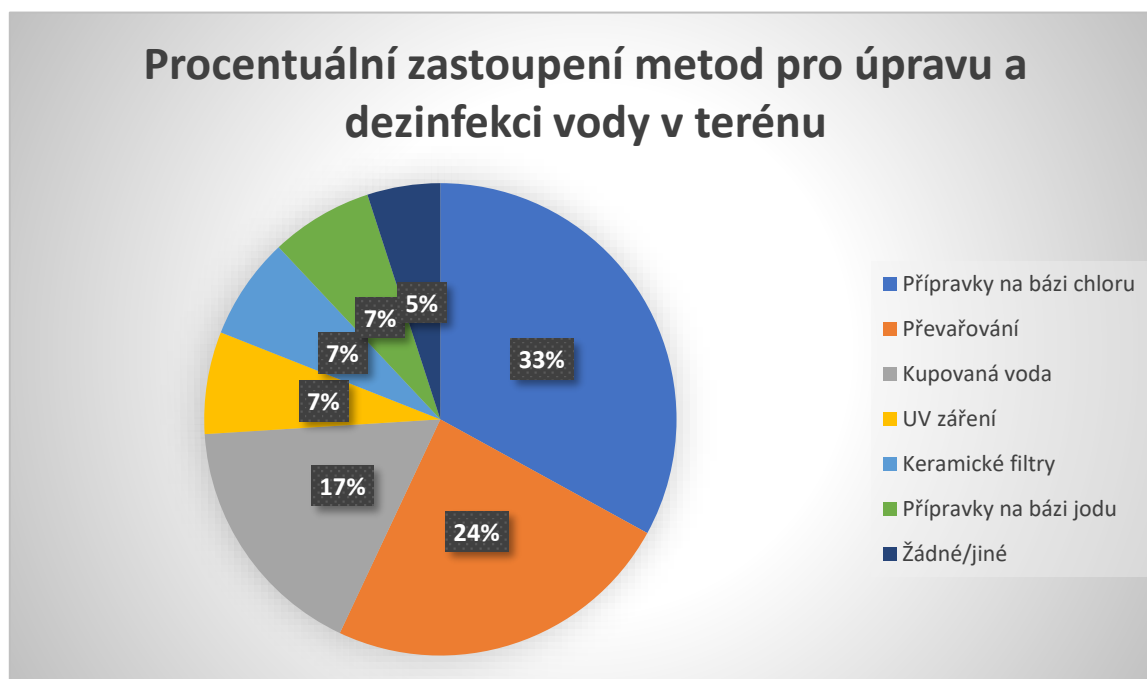
UV záření je elektromagnetické záření s vlnovou délkou 5-400 nm. Ošetřuje vodu tak, že vyvolává poškození DNA, inaktivuje tím mikroorganismy a brání jim v provádění metabolických činností jako je například replikace, a znemožňuje jim způsobit infekci (US EPA, 2006). Také efektivně eliminuje mikroorganismy, které jsou rezistentní vůči chloraci. Jedná se například o *Cryptosporidium parvum* a *Giardia lamblia* (Ilyas et al., 2018). Účinnost UV záření v závislosti na vlnové délce zkoumali Vermeulen et al. (2008) na bakterii *Escherichia coli*. Z výzkumu vyplývá, že nejúčinnější vlnová délka, při které jsou fotony schopny narušit téměř všechny chemické vazby biomolekul zkoumaných buněk je 265 nm (Vermeulen et al., 2008).

Nevýhoda dezinfekce UV zářením spočívá v tom, že mikroorganismy, jako třeba bakterie, mají své vnitřní mechanismy, které poškození DNA způsobené UV zářením dokáží opravit. Sluneční světlo, i světlo v interiérech o vlnových délkách které aktivují fotolýzu, může potenciálně vést k fotoreparaci. To znamená, že bakterie může po fotoreparaci DNA potenciálně obnovit metabolickou aktivitu, a tím opět získává schopnost vyvolat infekci (Ma et al., 2023).

Ve studii Hu et al. (2012) byly pozorovány významné rozdíly v citlivosti bakterií (*Shigella dysenteriae*, *Salmonella typhimurium*) a virů (rotaviry) na UV záření. Výzkum ukázal, že všechny viry testované v této studii byly vůči užití dezinfekce UV zářením více odolné než střevní bakterie. Potvrdila se i teze, že po zkombinování malé dávky UV záření a malé dávky chlóru docházelo k inhibici fotoreaktivace bakterií poškozených ultrafialovým zářením. Byť se o fotoreaktivaci v pitné vodě dezinfikované UV zářením v odborných člancích píše (Hu et al. 2012; Sommer et al., 2000), žádné formální vyhodnocení zdravotních rizik dosud nebylo provedeno (Sharma et al., 2017).

UV-A záření o vlnové délce 320-400 nm dokáže inaktivovat patogeny především průjmových onemocnění. Nevýhodou je, že vodu musíme nechat vystavenou slunečnímu záření po dobu šesti hodin. Toto záření je také méně účinné proti bakteriálním sporám a stadiu cyst některých parazitů (Sharma et al., 2017). Podle článku Bergmann et al. (2002), je nutné na závěr provést chloraci, aby se zabránilo opětovnému růstu mikroorganismů.

Využití UV záření v terénu je možné díky vhodnému zařízení. Těch je v dnešní době celá řada a uživatelé je využívají stále více. Dotazníková studie provedená v roce 2011 v oblasti Everestu v Nepálu ukázala, že zařízení pro dezinfekci vody ultrafialovým zářením SteriPEN bylo používáno stejně často jako keramické filtry a jodové tablety/kapky. Každá z těchto tří metod byla zastoupena přibližně 7 % účastníků (33 % účastníků využívalo chlor, 24 % převařování, 17 % účastníků využívalo vodu kupovanou, po 7 % účastníků využívalo UV záření, keramické filtry a jodové kapky/tablety a 5 % žádné/jiné) (Timmermann et al., 2015).



Obrázek 2. Procentuální zastoupení metod pro úpravu a dezinfekci vody podle dotazníkové studie. Převzato z Timmermann et al. (2015), upraveno.

Studie Timmermann et al. (2015) se věnovala ručnímu zařízení pro dezinfekci vody ultrafialovým zářením SteriPEN Classic. Jako zdroj energie vyžaduje toto zařízení čtyři lithiové baterie AA, které vydrží přibližně 100 cyklů dezinfekce jednoho litru vody. Výrobce uvádí, že SteriPEN snižuje výskyt bakterií, virů a prvků nejméně o 99,9 %. Cílem této studie bylo ověřit

tuto účinnost. Zařízení bylo použito na vodu obsahující známý počet mikroorganismů. Jako testovací organismy byly vybrány tři různé mikroorganismy, kterými jsou *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus* a spory *Geobacillus stearothermophilus*. Použití mikroorganismů v této studii bylo omezeno na bakterie a bakteriální spory, protože viry a prvoci vyžadují mnohem složitější testovací uspořádání a jiné laboratorní podmínky (Timmermann et al., 2015). Jako testovací nádoby posloužily tři různé typy láhví, které se běžně používají mezi cestovateli. Jedná se o plastovou láhev Nalgene se širokým hrdlem, hliníkovou láhev SIGGTM a jednorázovou PET láhev na minerální vodu. Každá z těchto láhví měla objem jeden litr. Všechny testy byly prováděny s mícháním vody během ozařování i bez něj. Při použití SteriPEN se nabízí dvě různé funkce časování. Jedna pro ošetření 0,5 l vody (48 s), druhá pro ošetření 1 l vody (90 s). SteriPEN je vybaven vodním senzorem, který umožňuje zapnutí žárovky pouze při ponoření do vody. Pro indikaci správné funkce žárovka vyzařuje nejen ultrafialové, ale i viditelné světlo. Během ozařování je uživatel instruován, aby vodu míchal buď pomocí přístroje SteriPEN nebo kýváním láhve. Po ukončení daného časového cyklu se SteriPEN automaticky vypne. Jako testovací médium byla zvolena obyčejná minerální voda (Volvic), která obsahuje přirozené složení minerálů a solí, čímž reprezentuje reálné podmínky. Výsledky ukazují, že pokud vezmeme v úvahu průměr všech láhví, a pokud dochází k míchání vody během aplikace, tj. při správné aplikaci, dosahuje SteriPEN redukce více než 99,99 % testovaných bakterií a spor. Naproti tomu nemíchání vody během ozařování vedlo k průměrné redukci zárodků pouze o 94,98 %. Účinnost míchání pomocí SteriPEN uvnitř hrdla láhve s úzkým hrdlem (SIGGTM) byla o poznání nižší. Došlo jen k 88,93% redukci zárodků. Ze studie tedy vyplývá, že při ozařování je nezbytné vodu míchat. U láhví s úzkým hrdlem nestačí provádět míchací pohyby pomocí SteriPEN. Při použití SteriPEN se sice dezinfikuje voda uvnitř láhve, kapky na jejím hrdle se však nedezinfikují. Je tedy vhodné tuto část láhve osušit ručníkem, či propláchnout již dezinfikovanou vodou. Podle výrobce poskytuje SteriPEN správné výsledky dezinfekce pouze v případě, že je voda čirá. Zakalenou vodu je tedy třeba před použitím přístroje přefiltrovat. Co se týče vlivu záření na zdraví, sledování světla přístroje přes stěnu plastové nebo skleněné láhve lze považovat za neškodné. Ve větších nádobách (např. hrnec na vaření) však UV-C záření vychází z vodní hladiny. Zda toto záření představuje zdravotní riziko pro uživatele zatím není prokázáno. Než se tato otázka vyjasní bylo by vhodné, aby byl uživatel upozorněn, aby se nedíval přímo do světla vyzařovaného přístrojem SteriPEN (Timmermann et al., 2015).

7.5 Halogeny

Pro chemickou dezinfekci se využívají především chlór a jód, které řadíme mezi halogeny. Dezinfekce pomocí těchto halogenů je celosvětově nejvyužívanější metodou pro zlepšení mikrobiologické kvality pitné vody (Ericsson et al., 2002). Mezi faktory ovlivňující, jak bude dezinfekce probíhat můžeme zařadit vlastnosti dezinfekčního činidla, mikroorganismů a faktory prostředí. Rychlost a podíl usmrčených mikroorganismů pak určují faktory jako jsou koncentrace halogenu a doba expozice nebo kontaktu organismů (Ericsson et al., 2002). Koncentrace halogenů se měří buď v miligramech na litr, nebo v ppm (parts per million, částic na milion). Doba kontaktu se pak obvykle měří v minutách. Pohybuje se však od sekund až po hodiny. Při dezinfekci vody v terénu je obecně účinné použití koncentrací 1-16 mg/l po dobu 10-60 min (Ericsson et al., 2002). Vedlejšími faktory jsou teplota vody, pH a organické kontaminanty halogenu (Block, 2001).

7.5.1 Jodace

Jód je základní živinou, která je spojována především s funkcí štítné žlázy. Kromě toho byl obecně používán jako antiseptikum na kožní rány, jako dezinfekční prostředek v nemocnicích a laboratořích a při výrobě léčiv. Z hlediska dezinfekce pitné vody se jód běžně používá ve formě tablet nebo roztoků při dezinfekci pitné vody (Backer et al., 2000). Elementární (dvouatomový) jód a kyselina chloristá jsou hlavními germicidy ve vodném roztoku. Spolu s chlorem patří mezi nejvyužívanější metody dezinfekce vody v terénu na světě (Ericsson et al., 2002).

Pro potřeby táboření, armádní potřeby, nebo pro potřeby venkovských spotřebitelů v rozvojových zemích se prostředky na bázi jódu těší oblibě. Jsou vhodné pro využití v místě použití (point-of-use, POU) a mají schopnost deaktivovat mikrobiální patogeny, především pak amébové cysty (Smith et al., 2010). To potvrzuje již článek Changa et al. (1953), který říká, že jodace s chlorací mají při deaktivaci bakteriálních a virových patogenů téměř shodné výsledky, ale jodace má lepší účinky proti amébovým cystám. To je nejspíše způsobeno díky možností nepolárního I₂ procházet stěnami cyst. Podle Ericsson et al. (2002) reaguje jód z halogenů nejméně snadno s organickými sloučeninami a je méně ovlivněn pH.

V americké armádě dosáhl jód význačného postavení poté, co byl využíván v podobě jodových tablet za druhé světové války (Backer et al., 2000). Podle WHO (2018) se jodové tablety pro dezinfekci pitné vody dávají americkým vojákům i nadále. Pro celoplošnou

dezinfekci vody se však jód nepoužívá, a to především z důvodů vysokých finančních nákladů na elementární jód. (Ellis, 1991).

Mezi dezinfekční prostředky na bázi jódu patří nasycené vodné roztoky elementárního jódu (I_2) a tablety tetraglycin-hydroperiodidu (globalin), které uvolňují I_2 . Ve formulacích se však často používají směsi I_2 a jodidu (I^-), aby se zvýšila nízká rozpustnost I_2 vytvořením trojjodidu (I_3^-). Přípravky na bázi trojjodidu zahrnují vodný roztok (Lugolův roztok), směs vody a alkoholu (jodová tinktura) a I_3^- , rozpustný komplexací se slabými kationtovými polymery (povidon nebo jodofor) (Smith et al., 2010).

V terénních podmínkách se jodové roztoky připravují přidáním jódu (např. jodové tinktury, 2% roztoku jódu) nebo přidáním tablety obsahující jód, nosič a stabilizační činidla pro zvýšení rozpustnosti (např. tetraglycin, hydroperiodid, kyselý pyrofosfát sodný a mastek) do vody, která má být dezinfikována (WHO, 2018). Kromě jodových roztoků a tablet se využívají i jodové pryskyřice, což jsou jodové dezinfekční prostředky v pevné fázi. Jodové pryskyřice se používají tak, že voda prochází jodovou pryskyřicí, kde dochází k dezinfekci přímým kontaktem mikroorganismu a jodem vázaným na pryskyřici. Mikroby jsou vystaveny vysoké koncentraci jódu při průchodu pryskyřicemi, což umožňuje zkrácení doby kontaktu s pryskyřicí ve srovnání s roztoky jódu. Roztoky jódu jsou více baktericidní a virucidní při zásaditém pH ($> \text{pH } 7$). Vliv pH na pryskyřice zatím nebyl potvrzen. Koncentrace jódu v těchto dezinfekčních prostředcích pohybují okolo $2,5\text{--}7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Punyani et al., 2006).

Jaká je maximální bezpečná dávka jódu a délka jeho užívání, kdy je přijímáno více jódu, než je doporučené denní množství ve stravě, se vedou spory. Nadměrný příjem jódu způsobuje obavy spojené s poruchami štítné žlázy. Backer et al. (2000) doporučili pokyny pro užívání dezinfekčních prostředků na bázi jódu. Jeden z pokynů říká, že užívání vysokých dávek jódu by mělo být omezeno na krátké období. Jako vysoká dávka jódu se v tomto případě myslí $16\text{--}32 \text{ mg}/\text{den}$, což jsou koncentrace, jaké produkují doporučené dávky jodových tablet. Krátké období je pak kratší než jeden měsíc.

V poslední době se vynořují obavy z možných genotoxických a cytotoxických vedlejších produktů jodové dezinfekce (I-DBPs). Je tedy přirozené, že by se obdobné potíže měly týkat i dezinfekce POU na bázi jódu (Smith et al., 2010). Možnou alternativou k dezinfekčním prostředkům na bázi jódu jsou dezinfekční prostředky na bázi chloru. Práce Smith et al. (2010) se věnovala porovnání tvorby vedlejších produktů dezinfekce (I-THMs, jodokyselin, TOX) právě mezi těmito dezinfekčními prostředky ve formách používaných v terénu (jodové tablety,

jodové tinktury) s chlorací nebo chloraminací. Vedle tvorby THMs posuzovali množství tvořených halogenovaných organických látek i jako celkový organický jód (TOI) a celkový organický chlór (TOCI). Výzkumu byly podrobeny vzorky z pěti přírodních zdrojů vod (řeky, potok, jezera). Nejnižší hodnota DOC byla 5,1 mg/l, nejvyšší 16,0 mg/l. Při chloraci byl převládající formou trihalogenmethanu chloroform. Při ošetření jodovou tinkturou byl dominantním THMs jodoform. Tvorba jodoformu byla nejvyšší při ošetření jodovou tinkturou, a to v rozmezí 114–268 µg/l. 114 µg/l jodoformu bylo zjištěno ve vodě obsahující 16,0 mg/l DOC. 268 µg/l jodoformu bylo zjištěno ve vodě s DOC o koncentraci 5,1 mg/l. Tvorba jodoformu při ošetření jodovými tabletami byla nižší a pohybovala se v rozmezí 74–132 µg/l. Kromě faktu, že tvorba trihalogenmethanu během chlorace rostla s rostoucím pH, zatímco během jodace byla mírně zvýšená při neutrálním pH, byly podmínky pro tvorbu THMs značně podobné. Z výsledků studie vyplývá, že při použití jodové tinktury je tvorba jodoformu vyšší než při použití jodových tablet. Tvorba celkového organického jódu (TOI) byla při použití jodové tinktury dvakrát vyšší než tvorba celkového organického chlóru (TOCI) při chloraci, a to navzdory šetkrát vyšší dávce oxidačního činidla během chlorace. Dále bylo zjištěno, že konzumenti vod ošetřených jodovou tinkturou byli za 4-19 dní vystaveni stejné cytotoxické expozici spojené s THMs jako konzumenti stejných vod ošetřených šestkrát vyšší dávkou chlóru po dobu 1 roku (Smith et al., 2010).

Obavy z možných účinků na lidské zdraví při užívání dezinfekčních prostředků na bázi jódu přetrvávají. A zatímco na jedné straně Světová zdravotnická organizace s americkou Agenturou pro ochranu životního prostředí doporučila využití jodování k nouzovému či krátkodobému použití (Backer et al., 2000), byly dezinfekční prostředky na bázi jódu doporučeny k dlouhodobému využívání v armádě a rozvojových zemích (Boisson et al., 2009).

7.5.2 Sloučeniny na bázi chloru

Pro dezinfekci pitné vody se často využívají chemické dezinfekční prostředky na bázi chloru. Účinnou složkou je při takové dezinfekci tzv. volný (aktivní) chlor. Jako volný chlór se označují tři formy sloučenin chlóru vznikajících ve vodě po rozpouštění plynného chloru. Jedná se o rozpuštěný plynný chlór (Cl_2), kyselinu chlornou (HOCl) a chlornanový anion (OCl^-). Převládající forma je závislá na pH vody. Při pH menším než 4 se ve vodě vyskytuje pouze plynný rozpuštěný chlor. Se vzrůstajícím pH začíná převládat kyselina chlorná a následně chlornanový anion (Žáček, 1981). Využití chlorace může mít negativní dopady, neboť po

chloraci vody dochází ke vzniku vedlejších produktů (viz kapitoly 4 a 5). Ty mohou být mutagenní či teratogenní.

Oblíbenou možností pro dezinfekci vody v terénních podmínkách je využívání chlorových tablet. Na rozdíl od dezinfekce UV zářením má tu výhodu, že poskytuje trvalou ochranu proti opětovné kontaminaci během přepravy a skladování (Clasen et al., 2006). Chlorové tablety s obsahem dichlorisokyanurátu sodného (NaDCC) jako účinné látky (např. od firem Aquatabs, Medentech Ltd. či Wexford), jsou běžně distribuovány pro chlorování vody v domácnostech v nouzových situacích. Byly například distribuovány do domácností jako nouzová reakce na rozsáhlou epidemii břišního tyfu v Harare v Zimbabwe (Imanishi et al., 2014). Jejich obliba je způsobena i díky tomu, že jsou dostupné, cenově výhodné, snadno se přepravují a jejich použití je značně snadné (Branz et al., 2017). Vedle tablet s dichlorisokyanurátem sodným se používají i tablety obsahující stabilizovaný roztok oxidu chloričitého, který se prodává pod názvy Aquamira (McNett Outdoor) a Pristine (Advanced Chemicals).

Nevýhodou chlorových tablet je, že se změní zápach a chuť vody, která může být pro uživatele nepříjemná. Především pokud voda před chlorováním obsahuje vysoké koncentrace prekurzorů (především organické látky), vytvářejí vedlejší produkty dezinfekce chuť a zápach, které v lidech budí nechuť danou vodu pít (Mitro et al. 2019). Další nevýhodou použití chlorových tablet je samotná tvorba zdravotně závadných DBPs.

Dichlorisokyanurát sodný (NaDCC) je organická sloučenina, která ve vodě disociuje za vzniku kyanurátu sodného a kyseliny chlorné. NaDCC je široce používán pro nouzovou úpravu vody a byl schválen Agenturou pro ochranu životního prostředí Spojených států amerických a Světovou zdravotnickou organizací pro běžnou úpravu pitné vody (WHO, 2008). Stejně jako jiné formy chlóru vytváří NaDCC kyselinu chlornou, známé oxidační činidlo (Clasen et al., 2006). Clasen et al. (2006) se věnovali porovnání dichlorisokyanurátu sodného (NaDCC) a chlornanu sodného (NaOCl), který se vyrábí a běžně prodává jako bělidlo pro domácnost (v ČR např. jako přípravek SAVO), a je pravděpodobně nejdostupnějším prostředkem pro dezinfekci pitné vody. První rozdíl je, že na rozdíl od NaOCl uvolňuje NaDCC přibližně 50 % chlóru ve formě volného dostupného chlóru (free available chlorine, FAC), a zbytek zůstává jako vázaný chlór ve formě isokyanurátů (Bloomfield et al., 1979). Pokud se naruší rovnováha a FAC se spotřebuje, okamžitě se uvolní další FAC. NaDCC má v mírném a tropickém podnebí trvanlivost 5 let, zatímco NaOCl 6 měsíců. NaDCC je dodáván ve formě pevných tablet, díky

čemuž je dávkování snadnější a minimalizuje se možnost nesprávného dávkování. NaOCl je kapalina, která se často dává pomocí uzávěru láhve, a může tak docházet k nadměrnému nebo naopak nedostatečnému dávkování. Nebyly zaznamenány žádné rozdíly, pokud jde o eliminaci patogenů přenášených vodou. Citlivost na kyselinu chlornou byla zjištěna u celé řady bakterií, včetně *Escherichia coli*, *Salmonella dysenteriae*, *Shigella sonnei*; virů, včetně hepatitidy A, rotaviru, adenoviru; helmintů a prvoků, včetně cyst *Entamoeba histolytica* a *Giardia lamblia* (Dychdala, 1977).

Ve studii Schlosser et al. (2001) byly tablety Aquatabs obsahující 3,5 mg NaDCC v šumivém základu porovnávány s přípravkem Drinkwell (25 mg/ml NaOCl) a Hydroclonazone (12,2 mg chloraminu) a roztokem 2% jódu v ethanolu. S výjimkou Hydroclonazonu měly tyto prostředky srovnatelný výkon při odstraňování všech koliformních bakterií a *Escherichie coli* z vody s nízkým zákalem. Nevýrazné výsledky u vody s větším zákalem pak dokazují obecnou slabinu chemických dezinfekčních prostředků. Pozoruhodné je, že potřebná doba kontaktu pro NaDCC a jód byla 30 min ve srovnání s 60 min u prostředků na bázi chlornanu a chloraminu.

Posouzení mikrobiologické účinnosti při použití tablet s aktivní složkou dichlorisokyanurátu sodného se věnovala také studie Clasen et al. (2007). Byly při ní využity tablety na dezinfekci vody značky Aquatabs. Tablety kombinovaly pevnou látku NaDCC s potravinářským šumivým základem, který umožňuje rychlé rozpuštění tablet po zavedení do vody. Byly použity 67 mg tablety NaDCC určené pro úpravu 20-25 l vody, které produkují dávku volného dostupného chlóru (FAC) 2 mg/l. Do studie bylo vybráno 100 rodin, které si vodu obstarávaly z vlastních či obecních studní. Žádná z rodin neměla vlastní hygienické zabezpečení. Výzkum byl prováděn po dobu 4 měsíců v Bangladéši. Polovina dostala tablety s NaDCC, druhá polovina dostala placebo. Výsledky ukazují, že vzorky od rodin s tabletami NaDCC měly podstatně nižší počet termotolerantních koliformních bakterií (TTC) než vzorky z kontrolní skupiny. Za celé čtyřměsíční období intervence byl geometrický průměr počtu TTC 2,80 u intervenční skupiny a 604,12 u kontrolní skupiny, což je vysoce významný rozdíl. Mikrobiologické vlastnosti tablet NaDCC mají schopnost snížit podíl vzorků vody s vyšší úrovní fekálního znečištění. Podle kategorií rizika WHO pro fekální kontaminace, které jsou: 0 (v souladu), 1-10 (nízké riziko), 11- 100 (střední riziko), 101-1 000 (vysoké riziko) a > 1 000 TTC/100 ml (velmi vysoké riziko). 61,7 % vzorků z intervenčních domácností vyhovovalo doporučení WHO pro 0 TTC/100 ml. Z kontrolních rodin tento limit nesplnila ani jedna. Naopak 81,2 % vzorků z kontrolních domácností spadalo do kategorie vysokého nebo velmi vysokého

rizika, zatímco v intervenční skupině nespadlo do této kategorie žádné. Nejvyšší počet TTC ve vzorcích pitné vody z intervenční skupiny byl 26 TTC/100 ml (Clasen et al., 2007).

Při použití NaDCC předpokládáme vznik vedlejších produktů dezinfekce, protože účinnou látkou je kyselina chlorná, stejně jako při klasické chloraci, pro kterou byl vznik DBPs poměrně široce zkoumán. Studií o tvorbě DBPs při použití dichlorisokyanurátu sodného k dezinfekci vody v terénu nebo POU dezinfekci je však poměrně málo. Jednou z nich je studie Lantagne et al. (2010) ve které se porovnávaly hladiny THMs vytvořené při dezinfekci vody dichlorisokyanurátem sodným a chlornanem sodným z různých zdrojů s různou úrovní zákalu ve venkovské západní Tanzanii. Během čtyř dnů bylo analyzováno celkem šest reprezentativních zdrojů vody, včetně řeky, jezera, veřejného vodovodu, soukromého jezera, otevřené studny a vrtu napojeného na vodovod. Voda z jezera měla nejvyšší hodnotu TOC, a to 9,8 mg/l. Naopak nejnižší hodnotu TOC měla voda z veřejného vodovodu, a to 0,6 mg/l. Všechny zdroje vody byly používány místními komunitami k pití. Odebraná voda byla podrobena úpravě. Způsobů úprav bylo osm a zahrnovaly: přidání chlornanu sodného značky WaterGuard; přidání NaDCC značky Aquatabs; přidání experimentálního ochuceného přípravku Aquatabs NaDCC; přidání zkušebního flokulantu/dezinfekčního přípravku Aquatabs síranu hlinitého a tablety NaDCC do 1, 5litrových láhvích; filtraci přes jednoduchý pískový filtr před přidáním NaDCC; filtraci přes keramický filtr před přidáním NaDCC; filtraci přes látkový filtr před přidáním NaDCC a usazování po dobu 12 hodin před přidáním NaDCC. U tablet Aquatabs se jednalo o standardní 67mg tablety Aquatab NaDCC; experimentální 67mg tablety Aquatab NaDCC s příchutí; a experimentální tablety Aquatab s flokulantem obsahující síran hlinitý a NaDCC. První dva typy tablet byly přidány do 20 litrů vody a nechaly se rozpustit. Flokulační tableta byla přidána do 1,5litrové láhve, která se uzavřela 1 minutu protřepávala. Směs se nechala v otevřené láhvi 4 minuty ustálit, poté se 10 sekund protřepávala a 15 minut se opět nechala neuzavřená. Vrchní vrstva byla přelita do čisté láhve na vodu. Výsledky ukazují, že žádná z dezinfekčních metod hodnocených v této studii nevedla ke koncentracím THMs, které by překročily individuální nebo aditivní doporučené hodnoty WHO. Všechny dezinfikované vody z povrchových zdrojů obsahovaly více chloroformu než ostatních THMs, což svědčí o nízkém obsahu bromu ve vodních zdrojích (lokalita studie byla mimo pobřeží). Maximální zjištěná hodnota chloroformu (97,6 µg/l) představovala pouze přibližně 30 % směrné hodnoty WHO (300 µg/l). Průměrná koncentrace zbytkového chlóru byla ve vodě upravené NaDCC o něco vyšší než ve vodě upravené chlornanem sodným 24 hodin po přidání

chlóru, rozdíl však nebyl statisticky významný. Průměrná koncentrace THMs ve vzorcích ošetřených chlornanem sodným 24 hodin po ošetření byla 31,8 µg/l a průměrná koncentrace THMs ve vzorcích ošetřených NaDCC byla 27,0 µg/l. Všechny zdroje podzemní vody (vodovod, otevřená studna, vrt) měly nízké koncentrace THMs, s maximem 28,5 µg/l 24 hodin po přidání chloru. Experimentální ochucený přípravek Aquatab a flokulant/dezinfekční přípravek Aquatab nebyly účinné při snižování tvorby THMs. Ochucený přípravek neovlivnil potenciál tvorby THMs. Překvapivým zjištěním bylo, že tablety s flokulantem/dezinfekčním prostředkem spolehlivě nesnížily zákal ve vzorcích. Keramická filtrace, písková filtrace, látková filtrace ani usazování nebyly účinnými strategiemi pro snížení koncentrace THMs 24 hodin po chlorování ve srovnání se samotným chlorováním. Podle autorů nejde o neočekávané výsledky, protože prekurzory THMs byly identifikovány především jako organické částice uhlíku menší než 0,45 µm. Je nepravděpodobné, že by tyto hrubé filtrační mechanismy testované v této studii odstranily tak malé částice. Chlorování zakalených a nezakalených vod v domácnostech nevedlo ke vzniku koncentrací THMs, které by překračovaly směrnice pro zdravotní rizika.

Oxid chloričitý nemá ve vodě žádnou chuť ani zápach. Je schopen zneškodnit většinu patogenů přenášených vodou, včetně oocyst *Cryptosporidium parvum*. Několik komerčních aplikací v místě použití používá ClO₂ v kapalně formě nebo ve formě tablet (Backer et al., 2019). K dispozici je však relativně málo údajů o testování těchto výrobků. Většina bakterií a virů se inaktivuje již po 30 minutách kontaktu s chlorovými tabletami. K dosažení 100% účinnosti je však lepší nechat vodu vystavenou chlorovým tabletám až po dobu 2 až 4 hodin (Backer et al., 2019). Oxid chloričitý má ve srovnání s aktivním chlorem slabší chlorační a silnější oxidační účinky. Tato skutečnost znemožňuje vznik THMs, které jsou problematické při chloraci nebo chloraminaci. Sloučeniny kyseliny halogenoctové (HAAs) vznikat mohou, ale oproti chloraci vznikají v minimální koncentraci. Oxid chloričitý tedy obecně produkuje menší množství halogenovaných DBPs (prakticky žádné THMs, málo HAAs), ale naopak může produkovat jiné DBPs než chlorace. Podle studií zaměřujících se na tvorbu aldehydů při použití ClO₂ k dezinfekci pitné vody vyplývá, že nejčastěji vznikajícími anorganickými DBPs jsou chloritany a chlorečnany. Pokud je daná úprava vody aplikována za přítomnosti slunečního světla, je zde možnost vzniku karcinogenního bromičnanu (Richardson et al., 2003). Nejvíce detekované aldehydy jsou formaldehyd, acetaldehyd, glyoxal a methylglyoxal (Richardson et al., 1994; Dąbrowska et al., 2003).

7.6 Stříbrné ionty

Ionty stříbra mají při podávání v nízkých dávkách baktericidní účinky. Neovlivňují barvu, chuť ani zápach. Stříbro má schopnost konzervovat vodu, díky čemuž zabraňuje růstu bakterií ve skladované vodě. Použití stříbra jako dezinfekčního prostředku pro pitnou vodu je mnohem populárnější v Evropě, kde se pro dezinfekci vody v terénu běžně prodávají stříbrné tablety (MicroPur; Katadyn Products) (Ericsson et al., 2002).

7.7 Aktivní uhlí

Adsorpce je fyzikální proces, při kterém se rozpuštěné kontaminanty přichytávají na porézní povrch pevných částic (Jiuhui, 2008). Adsorbenty kombinují chemické a fyzikální procesy. Odstraňují z vody sloučeniny, které mohou dodávat vodě barvu, chuť a zápach. Jako adsorbenty lze v zásadě použít všechny mikroporézní materiály. Nejvýhodnější jsou ale ty s vysokou porézností, která je navíc snadno kontrolovatelná (Yang, 1997). Porézní pevné látky, např. aktivní uhlí, křemičité gely, aluminy, zeolity a další, obsahují mnoho dutin nebo pórů, jejichž průměry jsou menší než nanometr (Ali et al., 2006; Jiuhui, 2008).

Nejčastěji používaným adsorbentem je aktivní uhlí. Aktivní uhlí je podobné běžnému dřevěnému uhlí, ale díky své vysoké poréznosti je mnohem účinnější. Vysoká pórovitost vzniká působením páry a vysoké teploty (1300 °C), vznik může probíhat za přítomnosti či nepřítomnosti kyslíku, při působení anorganických solí (fyzikální metoda). Uhlík může být z černého uhlí, hnědého uhlí, ropného koksu, dřevěných produktů nebo skořápek kokosových ořechů. Při vysoké teplotě se části uhlíku oxidují v CO_2 a páře. Plyny jsou odváděny a ve struktuře uhlíku vznikají mikrotrhliny a póry. Díky tomuto procesu se zvětšuje povrch uhlíku, díky čemuž je vhodným materiálem k odstraňování kontaminantů (Yang, 2003). Pórovitost může vznikat i chemickou cestou, kdy je uhlíková hmota ošetřena chemickým aktivačním činidlem, které je následně odstraněno promytím vodou. Jako aktivační činidlo může posloužit kyselina fosforečná nebo chlorid zinečnatý.

Adsorpci pomáhají Van der Waalsovy síly, které na svůj povrch vytahují z roztoku kontaminované rozpuštěné látky. Účinnost adsorpce závisí na povaze uhlíkových částic a velikosti pórů, ploše povrchu, hustotě a tvrdosti, ale i na povaze kontaminantů. Jejich koncentraci, hydrofobitě, polaritě a rozpustnosti a přitažlivosti kontaminantu k povrchu uhlíku (Sharma et al., 2017).

Existuje několik typů aktivního uhlí, ale mezi nejběžněji používané patří granulované aktivní uhlí (GAC) a práškové aktivní uhlí (powdered active carbon, PAC). Tyto dva druhy se liší velikostí a průměrem částic a způsobem použití. PAC je dávkováno do vody a následně musí být přefiltrováno. GAC je využíváno jako náplň do filtrů, kterými voda protéká. Výhodou granulovaného aktivního uhlí je možnost jeho znovupoužití, zatímco PAC má příliš malé částice, které tak nejsou schopny reaktivace (Sharma et al., 2017).

Aktivní uhlí je látkou vysoce účinnou při zachycování barev, pachů a nečistot na bázi uhlíku, chlóru (včetně THMs). Má také vysokou adsorpční kapacitu, díky čemuž má dlouhou životnost, a je velmi efektivní z hlediska finančních nákladů (Sharma et al., 2017). Kromě využití v úpravnách vody se často objevuje i v terénních filtračních zařízeních ve formě GAC, a zvyšuje tak efektivitu daných přístrojů. Při úpravě surové vody se GAC nejlépe používá po chemické dezinfekci, aby byla voda chutnější a bezpečnější tím, že odstraní vedlejší produkty dezinfekce, pesticidy, léčiva, organické chemikálie a těžké kovy. Ty se do řek, potoků a dalších vodních zdrojů mohou dostávat jak ze zemědělství a průmyslu, tak z čistíren odpadních vod.

Filtry, ve kterých se GAC pravidelně nevyměňuje nebo neregeneruje, se přirozeně vyvíjejí v biofiltry, kde je většina odstranění DOC výsledkem biodegradace namísto adsorpce (Lee et al., 1981, Velten et al., 2007). V tomto případě kolonizují povrch částic GAC původní mikrobiální společenstva a takové filtry se v literatuře označují jako filtry s biologicky aktivovaným uhlím (BAC). Tento přechod z filtru GAC na filtr BAC je časově závislý proces, který výrazně mění výkonnost systému. Filtry BAC obvykle odstraňují méně celkového DOC než filtry GAC, ale zaměřují se konkrétně na biologicky rozložitelnou frakci organického uhlíku (Velten et al., 2011).

GAC lze použít jako jediný materiál filtračního média ve filtrech POU pro odstraňování kontaminantů z vody. Nejčastěji se do filtračních systémů POU začleňuje pomocí kazet (Rozelle, 1987). V Brazílii byl GAC na bázi kokosu použit jako POU filtr pro odstranění pesticidu atrazinu z pitné vody (de Lima Isaac et al., 2017). Účinnost odstranění atrazinu však byla poměrně nízká (57,2 %). To může být způsobeno v důsledku rychlého ucpání pórů velkými molekulami obsaženými ve vodě, což vede ke snížení sorpční kapacity GAC. Vzhledem k tomuto omezení je použití GAC v POU filtrech nejhodnější pro následnou úpravu vody, když jsou velké molekuly z vody dostatečně odstraněny. Například po koagulaci lze POU filtr naplněný samotným GAC použít k odstranění huminových látek, které jsou dostatečně malé

na to, aby dosáhly adsorpčních míst mikropórů (Menya et al., 2018). Když GAC filtr bude odstraňovat huminové látky, dá se předpokládat, že pokud bychom chtěli vodu ještě dezinfikovat, bude se mi tvořit méně DBPs.

GAC se často používá pro čištění vody v POU zařízeních. V těchto případech ho lze použít v kombinaci s dalšími materiály filtračních médií pro čištění vody POU. Taková kombinace vede k lepšímu filtračnímu výkonu, než když se GAC použije samostatně (Xu et al., 2021). GAC se dá použít v kombinaci s pískem, což je možné dvěma způsoby. Jedním z nich je vybudování filtru s přídavkem GAC za pískovým filtrem. Druhou možností je dovybavení pískového filtru filtrem s duálními médii GAC-písek (Feng et al., 2013). Písková filtrace je méně realizovatelná na úrovni domácností, protože konstrukce a instalace filtrů jsou často větší a jsou vhodné pro úpravu větších objemů vody (Sobsey et al., 2002).

Kromě pomalé pískové filtrace lze GAC využít také v kombinaci s biopískovým filtrem. Na Filipínách byl do biopískového filtru pro úpravu vody začleněn AC na bázi kokosových skořápek, který odstraňoval termotolerantní koliformní bakterie a barvivo s účinností 92-95 % (Magdalera et al., 2020). Biopískový filtr s přidanou vrstvou mangrovového aktivního uhlí pro odstraňování insekticidu imidaklopid z vody byl vyvinut i ve Vietnamu (Wyckoff, 2013). Rivera-Sánchez et al. (2020) spojili stříbrem impregnovaný GAC se zeolitem a keramickým stříbrem impregnovaným hrncovým filtrem (CSF) pro odstranění *Escherichia coli* a *Salmonella* spp. a dosáhli účinnosti odstranění až 99 %.

8 Závěr

Úprava a dezinfekce vody jsou nezbytné procesy pro zajištění hygienicky nezávadné pitné vody. Úprava pitné vody v úpravárnách je komplexní proces, skládající se z několika kroků, jako je například aplikace koagulačních činidel, odstranění vzniklých vloček, filtrace skrze pískové rychlofiltry, dezinfekce. V terénních podmínkách je zajištění hygienicky nezávadné vody poměrně odlišné. Využívají se jen některé kroky a úprava není tak komplexní.

Existuje více možností, jak v terénu upravit vodu na vodu pitnou. Od převaření přes využití filtrů nebo přenosných UV zářičů, až po využití chemických dezinfekčních prostředků. Před úpravou vody v terénu je dobré si položit pár otázek a podle toho zvolit nejideálnější možnost úpravy. Jaký je typ zdroje vody? Je voda čistá nebo zakalená? Jak rychle a jak velké množství pitné vody je potřeba?

Z popisu jednotlivých filtrů nám vychází, že většina z nich má membránu s póry o velikosti okolo 0,2 μm . Díky tomu mají velmi podobný základ ochrany před znečišťujícími látkami. Zadrží nerozpuštěné látky a bakterie. Jejich účinnost se může lišit díky dodatečným systémům, jakými je například douprava pomocí aktivního uhlí nebo předfiltr, který z velké části zabraňuje zanášení membrány, a prodlužuje tak její životnost. Při využití filtru je výhodou, že je voda připravená ke konzumaci ihned po filtraci. Vzhledem k výkonům filtrů okolo 2 l/min se nemusí dlouho čekat. U filtrů se skleněnou kartuší se musí dbát na okolní teplotu. Pokud je filtr ještě mokrá, měl by se uchovávat ve vnitřní kapse bundy, nebo na místě, kde není takový chlad. Při zamrznutí vody v pórech by mohlo dojít k jejich poškození a znehodnocení filtru.

Rychlá konzumace je možná i po využití UV záření, kdy je 1 l vody ošetřen zhruba do dvou minut. Naopak u tablet je čekací doba minimálně 30 min, a pokud by byla požadována 100% účinnost, doba kontaktu by měla být prodloužena až na 4 hodiny. Tablety s oxidem chloričitým nevytváří ve vodě rezidua chlóru, a takto vydezinfikovanou vodu je třeba uchovávat mimo sluneční záření (Backer et al., 2019). Člověk tak musí myslet dopředu a nezapomenout aplikovat tabletu s předstihem. Výhodou tablet a přístrojů založených na UV záření je jejich hmotnost a rozměr. Pokud se člověk snaží minimalizovat obsah věcí které si s sebou bere, nezaberou tolik místa jako některé filtry. Pro lepší přehlednost jsou výhody a nevýhody jednotlivých metod stručně popsány níže, v tabulce č. 4.

Při dezinfekci vody některými postupy vznikají vedlejší produkty dezinfekce (DBPs). Ty jsou kvůli jejich negativnímu vlivu na lidské zdraví velmi diskutovanou skupinou látek. V terénních podmínkách není úprava vody tak komplexní jako v úpravnách. Neodstraňují se možné prekurzory DBPs (zejména organické látky), tím pádem můžeme předpokládat vyšší koncentrace DBPs v terénu než v úpravnách. Studií o DBPs vzniklých při dezinfekci vody v terénu a jejich možných účincích na zdraví člověka je velmi málo. Zdravotní rizika se tedy dají spíše usuzovat z poznatků o tvorbě DBPs při procesech dezinfekce v úpravnách vody. Pokud víme, že UV záření prakticky netvoří DBPs na úpravnách, můžeme předpokládat, že je nebude tvořit ani v terénu. U chlóru se tvoří DBPs v závislosti na koncentraci organických látek a jejich typu (např. dusíkaté látky tvoří N-DBPs, huminové látky tvoří hodně THMs). Také záleží na obsahu dalších látek ve vodě. Například vody s obsahem bromidu nebo jodidu budou tvořit více Br-DBPs a I-DBPs. Z výsledků studie Werner et al. (2016), která použila dvě tablety na dezinfekci vody (jedna s oxidem chloričitým, druhá pravděpodobně s dichlorisokyanurátem sodným) vyplývá, že stojaté vody (jezera, rybníky) měly vyšší celkové koncentrace THMs než

vody říční. I tak ale byly všechny koncentrace pod směrnými hodnotami WHO a byly také v souladu se směrnými hodnotami WHO pro celkové THMs při použití frakcionace (součet frakcí podle rovnice 1 byl <1). Výsledky této studie nám také ukazují, že v případě použití chlorových tablet neplatí závislost čím více TOC, tím více THMs, ale tvorba THMs závisí také na charakteru TOC. Například huminové látky mají výrazně větší tendenci tvořit THMs než jiné typy přírodních organických látek. Studie Lantagne et al. (2010) porovnávala hladiny THMs vytvořené při dezinfekci vody dichlorisokyanurátem sodným a chlornanem sodným z různých zdrojů s různou úrovní zákalu. Výsledky stejně jako u předchozí studie potvrdily, že žádná z dezinfekčních metod využitých v této studii nevedla ke koncentracím THMs, které by překročily individuální nebo aditivní doporučené hodnoty WHO. Avšak z hlediska evropské legislativy už se zde dost blížily limitu, který je určen na $100 \mu\text{g/l}$ pro THMs. To, že naměřené koncentrace THMs nepřekročily doporučené hodnoty WHO není zcela směrodatné a měly by být prováděny další výzkumy na toto téma. Stále totiž mluvíme o poměrně vysokých koncentracích nebezpečných THMs. V této studii byly tablety dávkovány přímo do láhví bez předchozí úpravy, nebo se nejprve využila filtrace (keramická, písková, látková) či usazování, a až poté se aplikovala tableta s NaDCC. Překvapivým zjištěním bylo, že předchozí úprava koagulací nebyla účinnou strategií pro zmírnění tvorby THMs. Tento výsledek byl poskytnut výrobci tablet, který po tomto zjištění zkouší využití jiných koagulačních činidel. Výsledky této studie dále ukazují, že pro zmírnění tvorby THMs nebyla účinnou strategií ani předchozí úprava filtrací a sedimentací. Jednalo se však o jednoduchou filtraci. Jednoduché pískové filtry byly tvořeny z materiálu dostupného na místě výzkumu, látková filtrace probíhala skrz obyčejnou tkaninu. Jaký vliv by na vznik THMs měla dostatečně účinná filtrace by mohlo být podrobeno dalšímu zkoumání.

Dezinfekce vody v terénu prostředky na bázi jódu ve formě tablet, roztoků i pryskyřic dává vzniknout I-DBPs. Ty jsou studovány především vzhledem k jejich negativnímu dopadu na lidské zdraví. Jsou navíc více toxické a genotoxické než Cl-DBPs a Br-DBPs. Smith et al. (2010) zkoumali vznik THMs při použití přípravků na bázi jódu (jodové tinktury, jodové tablety, jodové pryskyřice). Hlavním formujícím se I-THMs byl jodoform, který se tvořil v koncentracích až $268 \mu\text{g.l}^{-1}$ při užití jodových roztoků, což je nejvyšší koncentrace ve srovnání s tabletami a pryskyřicemi. Koncentrace jodoformu $268 \mu\text{g.l}^{-1}$ byla dosažena u vody s koncentrací DOC $5,1 \text{ mg/l}$. Překvapivé je, že u vody která měla koncentraci DOC vyšší ($16,0 \text{ mg/l}$) byla naměřená koncentrace jodoformu nižší (114 mg/l). Výsledek nesplňuje očekávání, že více DOC bude

produkovat více jodoformu. Je pravděpodobné, že tvorba jodoformu závisí na typu organických látek (daná studie je ale nijak nespecifikuje), podobně jako tomu bylo u studie Werner et al. (2016) v kapitole 5.2. Dále pouze z jodových roztoků vznikaly IAA a DIAA. Jodové pryskyřice se jeví jako nejbezpečnější dezinfekce na bázi jódu z hlediska tvorby I-THMs. Jodoform byl v případě jejich použití naměřen pouze u jednoho vzorku, a to s hodnotou $23 \mu\text{g.l}^{-1}$. Dobré výsledky jodových pryskyřic by měly být podpořeny dalším výzkumem. Toxicita i genotoxicita u HAAs klesá v tomto pořadí I-HAAs > Br-HAAs > Cl-HAAs (Plewa et al., 2010). Limitní hodnoty, které jsou stanovené na $60 \mu\text{g.l}^{-1}$ (dle legislativy EU) má ovšem jen HAA5, a z nich žádný není jodovaný (MCAA, DCAA, TCAA, MBAA, DBAA). Americká armáda využívá pro dezinfekci vody v terénu právě jodové tablety/tinkтуры. Důvodem pro zvolení tohoto způsobu dezinfekce může být fakt, že bytí mají jodace s chlorací při deaktivaci bakteriálních a virových patogenů téměř shodné výsledky, jodace má lepší účinky proti amébovým cystám. Při využití přípravků na bázi jódu je podle Backer et al. (2019) dostačující kontaktní doba pouhých 10 minut. Kratší čekací doba může být v poli výhodou. Avšak vliv dlouhodobého užívání přípravků pro jednorázovou dezinfekci vody by mohl mít velice negativní vliv na zdraví jedinců, kteří by tyto přípravky užívali. Další výzkumy by se tedy mohly zaměřit na vliv dlouhodobé konzumace vysokých koncentrací DBPs, popřípadě porovnání dlouhodobého vlivu různých DBPs vzniklých při dezinfekci vody v terénu.

Výrobci přípravků a zařízení pro úpravu a dezinfekci vody v terénu problematiku DBPs neřeší a odborných studií na toto téma je velmi málo. DBPs nevznikají při použití filtru, a tak tento problém u filtrovacích zařízení odpadá. Na druhou stranu, póry o velikosti $0,2 \mu\text{m}$ zabrání bakteriím, ale nezabrání proniknutí virů. Voda ošetřená filtrem tedy stále může obsahovat choroboplodné zárodky. Ani UV záření neprodukuje DBPs, ale není účinné v zakalené vodě. U té je třeba nejprve odstranit zákal, například filtrací, k čemuž lze využít přímo filtr nebo filtrační papír. Pro maximální účinnost je třeba vodu během dezinfekce UV lampou promíchávat. Jak ovlivňuje zákal vody účinnost dezinfekce pomocí UV lampy by se mohlo rozebrat v dalších studiích. Jako ideální varianta se tedy jeví vodu po přefiltrování ještě dezinfikovat UV lampou nebo nějakým činidlem (chlorové tablety, jodové tinkтуры, ...). Osobně bych volila filtraci, a poté UV záření. Filtrem se odstraní zákal. UV záření je vysoce účinné, nemění chuť, vzhled ani zápach vody, nevytváří DBPs a použití UV lamp snadné. Na druhou stranu, účinnost 99,9 % byla studií Timmermann et al. (2015) potvrzena jen u bakterií a bakteriálních spor. Existuje také myšlenka, že u některých mikroorganismů může dojít

k fotoreaktivaci. Oba tyto poznatky by samozřejmě snižovaly účinnost dezinfekce pomocí UV záření. Abychom mohli s větší přesností říci skutečnou účinnost UV lamp, bylo by dobré tyto informace prověřit dalším výzkumem.

Téma úpravy a dezinfekce vody v terénu je zatím málo prozkoumáno. Problémy spojené s úpravou a dezinfekcí vody v terénu by bylo dobré podrobit další analýze.

Tabulka 4. *Výhody a nevýhody jednotlivých způsobů úpravy a dezinfekce v terénních podmínkách.*

Metoda	Výhody	Nevýhody
Převaření	<ul style="list-style-type: none"> • Neprodukuje DBPs • Nezmění barvu, chuť, zápach 	<ul style="list-style-type: none"> • Nutnost paliva • Vhodný způsob spíše pro jednotlivce
Filtrace	<ul style="list-style-type: none"> • Neprodukuje DBPs • Odstranění zákalu • Výkon cca 2 l/min • Nezmění chuť, zápach 	<ul style="list-style-type: none"> • Účinnost závislá na velikosti pórů • Větší hmotnost a velikost zařízení
UV záření	<ul style="list-style-type: none"> • Neprodukuje DBPs • Výkon cca 0,5 l/min • Nezmění chuť, barvu, zápach 	<ul style="list-style-type: none"> • Možná fotoreaktivace patogenů • Nutnost baterií • Maximální účinnost jen v čiré vodě
Dezinfekční prostředky na bázi chlóru ¹	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminace patogenů po cca 30 minutách • Vysoce účinné odstranění mikroorganismů • Malá, lehká balení 	<ul style="list-style-type: none"> • Produkuje DBPs • Nepříjemně ovlivňují chuť a zápach
Dezinfekční prostředky na bázi jódu	<ul style="list-style-type: none"> • Eliminace patogenů po cca 30 minutách • Vysoce účinné odstranění mikroorganismů • Malá, lehká balení • Jodové pryskyřice tvoří méně DBPs 	<ul style="list-style-type: none"> • Produkuje DBPs (I-DBPs, které jsou více toxické než Cl-DBPs) • Nepříjemně ovlivňují chuť a zápach

¹ Vyjma oxidu chloričitého. ClO₂ neovlivňuje barvu, chuť, zápach. Tvoří méně DBPs než ostatní dezinfekční prostředky na bázi chlóru.

9 Seznam použité literatury

- Adachi, J. A., Backer, H. D., & DuPont, H. L. (2007). Infectious diarrhea from wilderness and foreign travel. *Wilderness medicine*, 1418-1444.
- Ali, I., & Gupta, V. K. (2006). Advances in water treatment by adsorption technology. *Nature protocols*, 1(6), 2661-2667.
- Aljundi, I. H. (2011). Bromate formation during ozonation of drinking water: A response surface methodology study. *Desalination*, 277(1-3), 24-28.
- Allard, S., Tan, J., Joll, C. A., & Von Gunten, U. (2015). Mechanistic study on the formation of Cl-/Br-/I-trihalomethanes during chlorination/chloramination combined with a theoretical cytotoxicity evaluation. *Environmental science & technology*, 49(18), 11105-11114.
- Backer, H. (2002). TRAVEL MEDICINE-Water Disinfection for International and Wilderness Travelers. *Clinical Infectious Diseases*, 34(3), 355-364.
- Backer, H. D., Derlet, R. W., & Hill, V. R. (2019). Wilderness Medical Society clinical practice guidelines for water disinfection for wilderness, international travel, and austere situations. *Wilderness & Environmental Medicine*, 30(4), S100-S120.
- Backer, H., & Hollowell, J. (2000). Use of iodine for water disinfection: iodine toxicity and maximum recommended dose. *Environmental Health Perspectives*, 108(8), 679-684.
- Barnes, J. M., & Magee, P. N. (1954). Some toxic properties of dimethylnitrosamine. *British journal of industrial medicine*, 11(3), 167.
- Bellar, T. A., Lichtenberg, J. J., & Kroner, R. C. (1974). The occurrence of organohalides in chlorinated drinking waters. *Journal-American Water Works Association*, 66(12), 703-706.
- Bergmann, H., Iourtchouk, T., Schöps, K., & Bouzek, K. (2002). New UV irradiation and direct electrolysis—promising methods for water disinfection. *Chemical Engineering Journal*, 85(2-3), 111-117.
- Block, S. S. (Ed.). (2001). *Disinfection, sterilization, and preservation*. Lippincott Williams & Wilkins.
- Bloomfield, S. F., & MILES, G. A. (1979). The antibacterial properties of sodium dichloroisocyanurate and sodium hypochlorite formulations. *Journal of Applied Microbiology*, 46(1), 65-73.
- Boisson, S., Schmidt, W. P., Berhanu, T., Gezahegn, H., & Clasen, T. (2009). Randomized controlled trial in rural Ethiopia to assess a portable water treatment device. *Environmental science & technology*, 43(15), 5934-5939.
- Bond, T., Templeton, M. R., & Graham, N. (2012). Precursors of nitrogenous disinfection by-products in drinking water—a critical review and analysis. *Journal of hazardous materials*, 235, 1-16.

- Branz, A., Levine, M., Lehmann, L., Bastable, A., Ali, S. I., Kadir, K., ... & Lantagne, D. (2017). Chlorination of drinking water in emergencies: a review of knowledge to develop recommendations for implementation and research needed. *Waterlines*, 4-39.
- Bull, R. J., Reckhow, D. A., Li, X., Humpage, A. R., Joll, C., & Hrudehy, S. E. (2011). Potential carcinogenic hazards of non-regulated disinfection by-products: haloquinones, halo-cyclopentene and cyclohexene derivatives, N-halamines, halonitriles, and heterocyclic amines. *Toxicology*, 286(1-3), 1-19.
- Carter, R. A., & Joll, C. A. (2017). Occurrence and formation of disinfection by-products in the swimming pool environment: A critical review. *Journal of Environmental Sciences*, 58, 19-50.
- Clasen, T., & Edmondson, P. (2006). Sodium dichloroisocyanurate (NaDCC) tablets as an alternative to sodium hypochlorite for the routine treatment of drinking water at the household level. *International journal of hygiene and environmental health*, 209(2), 173-181.
- Clasen, T., Saeed, T. F., Boisson, S., Edmondson, P., & Shipin, O. (2007). Household water treatment using sodium dichloroisocyanurate (NaDCC) tablets: a randomized, controlled trial to assess microbiological effectiveness in Bangladesh. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, 76(1), 187-192.
- Culp, R. L., Wesner, G. M., & Culp, G. L. (1978). *Handbook of advanced wastewater treatment* (No. Ed. 2). Van Nostrand Reinhold Co. Ltd..
- Dąbrowska, A., Świetlik, J., & Nawrocki, J. (2003). Formation of aldehydes upon ClO₂ disinfection. *Water Research*, 37(5), 1161-1169.
- de Lima Isaac, R., & Fernandes, R. (2017). Point of use granular activated carbon filters (POU) efficiency for atrazine removal. *Multi-Science Journal*, 1(7), 103-108.
- Devices, I. W. P. Iodine Disinfection in the Use of Individual Water Purification Devices.
- Ding, W. H., Wu, J., Semadeni, M., & Reinhard, M. (1999). Occurrence and behavior of wastewater indicators in the Santa Ana River and the underlying aquifers. *Chemosphere*, 39(11), 1781-1794.
- DYCHDALA, G. R. (1977). Chlorine and chlorine compounds. *Disinfectants, Sterilization and Preservation*, 167-196.
- Edition, F. (2011). Guidelines for drinking-water quality. *WHO chronicle*, 38(4), 104-8.
- Edzwald, J. K. (1995). Principles and applications of dissolved air flotation. *Water Science and Technology*, 31(3-4), 1-23.
- Ellis, K. V. (1991). Water disinfection: a review with some consideration of the requirements of the third world. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 20(5-6), 341-407.
- Epa, U. S. (2006). National primary drinking water regulations: Stage 2 disinfectants and disinfection byproducts rule. *Fed Regist*, 71, 388-493.

- Ericsson, C. D., Steffen, R., & Backer, H. (2002). Water disinfection for international and wilderness travelers. *Clinical infectious diseases*, 34(3), 355-364.
- Feng, S., Chen, C., Wang, Q. F., Zhang, X. J., Yang, Z. Y., & Xie, S. G. (2013). Characterization of microbial communities in a granular activated carbon–sand dual media filter for drinking water treatment. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10, 917-922.
- Florentin, A., Hautemanière, A., & Hartemann, P. (2011). Health effects of disinfection by-products in chlorinated swimming pools. *International journal of hygiene and environmental health*, 214(6), 461-469.
- Gough, R., Holliman, P. J., Willis, N., & Freeman, C. (2014). Dissolved organic carbon and trihalomethane precursor removal at a UK upland water treatment works. *Science of the total environment*, 468, 228-239.
- Hebert, A., Forestier, D., Lenès, D., Benanou, D., Jacob, S., Arfi, C., ... & Levi, Y. (2010). Innovative method for prioritizing emerging disinfection by-products (DBPs) in drinking water on the basis of their potential impact on public health. *Water research*, 44(10), 3147-3165.
- Hu, X., Geng, S., Wang, X., & Hu, C. (2012). Inactivation and photorepair of enteric pathogenic microorganisms with ultraviolet irradiation. *Environmental Engineering Science*, 29(6), 549-553.
- Hua, G., & Reckhow, D. A. (2007). Comparison of disinfection byproduct formation from chlorine and alternative disinfectants. *Water research*, 41(8), 1667-1678.
- Chang, S. L., & Morris, J. C. (1953). Elemental iodine as a disinfectant for drinking water. *Industrial & Engineering Chemistry*, 45(5), 1009-1012.
- Charrois, J. W., Boyd, J. M., Froese, K. L., & Hrudey, S. E. (2007). Occurrence of N-nitrosamines in Alberta public drinking-water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 6(1), 103-114.
- Chhetri, R. K., Baun, A., & Andersen, H. R. (2017). Algal toxicity of the alternative disinfectants performic acid (PFA), peracetic acid (PAA), chlorine dioxide (ClO₂) and their by-products hydrogen peroxide (H₂O₂) and chlorite (ClO₂⁻). *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220(3), 570-574.
- Chu, H., & Nieuwenhuijsen, M. J. (2002). Distribution and determinants of trihalomethane concentrations in indoor swimming pools. *Occupational and Environmental Medicine*, 59(4), 243-247.
- Ilyas, H., Masih, I., & Van der Hoek, J. P. (2018). Disinfection methods for swimming pool water: Byproduct formation and control. *Water*, 10(6), 797.
- Imanishi, M., Kweza, P. F., Slayton, R. B., Urayai, T., Ziro, O., Mushayi, W., ... & Zimbabwe Typhoid Fever Outbreak Working Group. (2014). Household water treatment uptake during a public health response to a large typhoid fever outbreak in Harare, Zimbabwe. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, 90(5), 945.
- Ito, H., Pickering, A. E., Igawa, Y., Kanai, A. J., Fry, C. H., & Drake, M. J. (2017). Muro-neuro-urodynamics; a review of the functional assessment of mouse lower urinary tract function. *Frontiers in physiology*, 8, 49.

- Jahan, B. N., Li, L., & Pagilla, K. R. (2021). Fate and reduction of bromate formed in advanced water treatment ozonation systems: A critical review. *Chemosphere*, 266, 128964.
- Jiuhui, Q. U. (2008). Research progress of novel adsorption processes in water purification: a review. *Journal of environmental sciences*, 20(1), 1-13.
- Kerwick, M., Holt, D., Kerwick, M., Reddy, S., & Chamberlain, A. (2005). A methodology for the evaluation of disinfection technologies. *Journal of water and health*, 3(4), 393-404.
- Kogevinas, M. (2011, December). Epidemiological approaches in the investigation of environmental causes of cancer: the case of dioxins and water disinfection by-products. In *Environmental Health* (Vol. 10, No. 1, pp. 1-10). BioMed Central.
- Korzeniewski, K. (2011). Examinations regarding the prevalence of intestinal parasitic diseases in Polish soldiers contingents assigned to missions abroad. *International Maritime Health*, 63(1), 31-36.
- Krasner, S. W., Weinberg, H. S., Richardson, S. D., Pastor, S. J., Chinn, R., Scilimenti, M. J., ... & Thurston, A. D. (2006). Occurrence of a new generation of disinfection byproducts. *Environmental science & technology*, 40(23), 7175-7185.
- Küpper, T. E., Schöffl, V., & Milledge, J. S. (2009). Water disinfection in the mountains—state of the art recommendation paper of the Union Internationale des Associations d'Alpinisme Medical Commission. *Travel Medicine and Infectious Disease*, 7(1), 7-14.
- Lantagne, D. S., Cardinali, F., & Blount, B. C. (2010). Disinfection by-product formation and mitigation strategies in point-of-use chlorination with sodium dichloroisocyanurate in Tanzania. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, 83(1), 135.
- Lee, M. C., Snoeyink, V. L., & Crittenden, J. C. (1981). Activated carbon adsorption of humic substances. *Journal-American Water Works Association*, 73(8), 440-446.
- Liang, L., & Singer, P. C. (2003). Factors influencing the formation and relative distribution of haloacetic acids and trihalomethanes in drinking water. *Environmental science & technology*, 37(13), 2920-2928.
- Liang, W., Zhu, D., Cui, X., Su, J., Liu, H., Han, J., ... & Xie, W. (2013). Knockdown BMI1 expression inhibits proliferation and invasion in human bladder cancer T24 cells. *Molecular and Cellular Biochemistry*, 382, 283-291.
- Loos, R., & Barcelo, D. (2001). Determination of haloacetic acids in aqueous environments by solid-phase extraction followed by ion-pair liquid chromatography–electrospray ionization mass spectrometric detection. *Journal of Chromatography A*, 938(1-2), 45-55.
- M.J. McGuire. 2006. Eight revolutions in the history of US drinking. *Journal Am. Water Works Assoc.* 98(3). 123-149.
- Ma, D., Weir, M. H., & Hull, N. M. (2023). Fluence-based QMRA model for bacterial photorepair and regrowth in drinking water after decentralized UV disinfection. *Water Research*, 231, 119612.

- Magdalera, J. J., Sanchez, P. A. J., Sobremisana, M. J., & Bautista, R. P. Drinking Water Treatment using Hybrid Biosand Filter with Locally Produced Coconut Shell Carbon for Brgy. San Juan, Kalayaan, Laguna, Philippines.
- Magnus, P., Jaakkola, J. J., Skrondal, A., Alexander, J., Becker, G., Krogh, T., & Dybing, E. (1999). Water chlorination and birth defects. *Epidemiology*, 10(5), 513-517.
- Malliarou, E., Collins, C., Graham, N., & Nieuwenhuijsen, M. J. (2005). Haloacetic acids in drinking water in the United Kingdom. *Water Research*, 39(12), 2722-2730.
- Manasfi, T., Coulomb, B., & Boudenne, J. L. (2017). Occurrence, origin, and toxicity of disinfection byproducts in chlorinated swimming pools: An overview. *International journal of hygiene and environmental health*, 220(3), 591-603.
- Marsà, A., Cortés, C., Hernández, A., & Marcos, R. (2018). Hazard assessment of three haloacetic acids, as byproducts of water disinfection, in human urothelial cells. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 347, 70-78.
- Matilainen, A., & Sillanpää, M. (2010). Removal of natural organic matter from drinking water by advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 80(4), 351-365.
- Mattos, et al. (2021). Reaching those left behind: knowledge gaps, challenges, and approaches to achieving SDG 6 in high-income countries. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 11(5), 849-858.
- McFeters, G. A. (Ed.). (2013). Drinking water microbiology: progress and recent developments.
- Menya, E., Olupot, P. W., Storz, H., Lubwama, M., & Kiros, Y. (2018). Production and performance of activated carbon from rice husks for removal of natural organic matter from water: a review. *Chemical Engineering Research and Design*, 129, 271-296.
- Mitch, W. A., & Sedlak, D. L. (2002). Formation of N-nitrosodimethylamine (NDMA) from dimethylamine during chlorination. *Environmental Science & Technology*, 36(4), 588-595.
- Mitro, B., Wolfe, M. K., Galeano, M., Sikder, M., Gallandat, K., & Lantagne, D. (2019). Barriers and facilitators to chlorine tablet distribution and use in emergencies: a qualitative assessment. *Water*, 11(6), 1121.
- Muellner, M. G., Wagner, E. D., McCalla, K., Richardson, S. D., Woo, Y. T., & Plewa, M. J. (2007). Haloacetonitriles vs. regulated haloacetic acids: are nitrogen-containing DBPs more toxic?. *Environmental science & technology*, 41(2), 645-651.
- Naranjo, J., & Gerba, C. (1995). Evaluation of portable water treatment devices by a condensed version of the guide of standard protocol for microbiological purifiers (US Environmental Protection Agency, 1987), 28 June 1995. Tucson: University of Arizona.
- Nawrocki, J., & Andrzejewski, P. (2011). Nitrosamines and water. *Journal of Hazardous Materials*, 189(1-2), 1-18.
- Perez-Rosas, N., & Hazen, T. C. (1989). In situ survival of *Vibrio cholerae* and *Escherichia coli* in a tropical rain forest watershed. *Applied and Environmental Microbiology*, 55(2), 495-499.

Pivokonsky, M., Naceradska, J., Kopecka, I., Baresova, M., Jefferson, B., Li, X., & Henderson, R. K. (2016). The impact of allogenetic organic matter on water treatment plant operation and water quality: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 46(4), 291-335.

PIVOKONSKÝ, Martin, Petra VAŠATOVÁ, Jana NAČERADSKÁ a Lenka PIVOKONSKÁ. *Koagulace při úpravě vody: teorie a praxe*. Praha: Academia, 2020. ISBN 978-80-200-3116-7.

Plewa, M. J., Simmons, J. E., Richardson, S. D., & Wagner, E. D. (2010). Mammalian cell cytotoxicity and genotoxicity of the haloacetic acids, a major class of drinking water disinfection by-products. *Environmental and molecular mutagenesis*, 51(8-9), 871-878.

Punyani, S., Narayana, P., Singh, H., & Vasudevan, P. (2006). Iodine based water disinfection: A review.

Richardson, S. D. (2011). Disinfection By-Products: Formation and Occurrence in Drinking Water** This article has been reviewed in accordance with the US EPA's peer and administrative review policies and approved for publication. Mention of trade names or commercial products does not constitute endorsement or recommendation for use by the US EPA. *Encyclopedia of environmental health*, 2, 110-136.

Richardson, S. D., & Plewa, M. J. (2020). To regulate or not to regulate? What to do with more toxic disinfection by-products?. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(4), 103939.

Richardson, S. D., & Ternes, T. A. (2014). Water analysis: emerging contaminants and current issues. *Analytical chemistry*, 86(6), 2813-2848.

Richardson, S. D., Fasano, F., Ellington, J. J., Crumley, F. G., Buettner, K. M., Evans, J. J., ... & Plewa, M. J. (2008). Occurrence and mammalian cell toxicity of iodinated disinfection byproducts in drinking water. *Environmental science & technology*, 42(22), 8330-8338.

Richardson, S. D., Plewa, M. J., Wagner, E. D., Schoeny, R., & DeMarini, D. M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 636(1-3), 178-242.

Richardson, S. D., Thruston, A. D., Collette, T. W., Patterson, K. S., Lykins, B. W., Majetich, G., & Zhang, Y. (1994). Multispectral identification of chlorine dioxide disinfection byproducts in drinking water. *Environmental science & technology*, 28(4), 592-599.

Richardson, S. D., Thruston, A. D., Rav-Acha, C., Groisman, L., Popilevsky, I., Juraev, O., ... & Wagner, E. D. (2003). Tribromopyrrole, brominated acids, and other disinfection byproducts produced by disinfection of drinking water rich in bromide. *Environmental Science & Technology*, 37(17), 3782-3793.

Rivera-Sánchez, S. P., Ocampo-Ibáñez, I. D., Silva-Leal, J. A., Flórez-Elvira, L. J., Castaño-Hincapié, A. V., Dávila-Estupiñan, A., ... & Pérez-Vidal, A. (2020). A novel filtration system based on ceramic silver-impregnated pot filter combined with adsorption processes to remove waterborne bacteria. *Scientific Reports*, 10(1), 11198.

Rozelle, L. T. (1987). Point-of-Use and Point-of-Entry Drinking Water Treatment. *Journal-American Water Works Association*, 79(10), 53-59.

Shafiee, M., Reza, M., & Taghavi, L. (2012). Health effects of trihalomethanes as chlorinated disinfection by products: A review article. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 68, 2090-2096.

Shah, A. D., & Mitch, W. A. (2012). Halonitroalkanes, halonitriles, haloamides, and N-nitrosamines: a critical review of nitrogenous disinfection byproduct formation pathways. *Environmental science & technology*, 46(1), 119-131.

Shao, S., Liang, H., Qu, F., Yu, H., Li, K., & Li, G. (2014). Fluorescent natural organic matter fractions responsible for ultrafiltration membrane fouling: Identification by adsorption pretreatment coupled with parallel factor analysis of excitation–emission matrices. *Journal of Membrane Science*, 464, 33-42.

Sharma, S., & Bhattacharya, A. J. A. W. S. (2017). Drinking water contamination and treatment techniques. *Applied water science*, 7(3), 1043-1067.

Schlosser, O., Robert, C., Bourderieux, C., Rey, M., & De Roubin, M. R. (2001). Bacterial removal from inexpensive portable water treatment systems for travelers. *Journal of travel medicine*, 8(1), 12-18.

Sillanpää, M., Ncibi, M. C., & Matilainen, A. (2018). Advanced oxidation processes for the removal of natural organic matter from drinking water sources: A comprehensive review. *Journal of environmental management*, 208, 56-76.

Smith, E. M., Plewa, M. J., Lindell, C. L., Richardson, S. D., & Mitch, W. A. (2010). Comparison of byproduct formation in waters treated with chlorine and iodine: relevance to point-of-use treatment. *Environmental Science & Technology*, 44(22), 8446-8452.

Snyder, S. A., Water Research Foundation, & American Water Works Association. (2009). *Hypochlorite: An assessment of factors that influence the formation of perchlorate and other contaminants*. American Water Works Association.

Sobsey, M. D., Water, S., & World Health Organization. (2002). *Managing water in the home: accelerated health gains from improved water supply* (No. WHO/SDE/WSH/02.07). World Health Organization.

Sommer, R., Lhotsky, M., Haider, T., & Cabaj, A. (2000). UV inactivation, liquid-holding recovery, and photoreactivation of Escherichia coli O157 and other pathogenic Escherichia coli strains in water. *Journal of food protection*, 63(8), 1015-1020.

Sorlini, S., Gialdini, F., Biasibetti, M., & Collivignarelli, C. (2014). Influence of drinking water treatments on chlorine dioxide consumption and chlorite/chlorate formation. *Water research*, 54, 44-52.

Steiner, MD, T. S., Thielman, MD, N. M., & Guerrant, MD, R. L. (1997). Protozoal agents: what are the dangers for the public water supply?. *Annual review of medicine*, 48(1), 329-340.

- Thompson, K. M. (2004). Changes in children's exposure as a function of age and the relevance of age definitions for exposure and health risk assessment. *Medscape General Medicine*, 6(3).
- Timmermann, L. F., Ritter, K., Hillebrandt, D., & Küpper, T. (2015). Drinking water treatment with ultraviolet light for travelers—Evaluation of a mobile lightweight system. *Travel medicine and infectious disease*, 13(6), 466-474.
- USEPA (US Environmental Protection Agency). (2006). Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule. *EPA 815-R-06-007, US EPA Office of Water (4601)*.
- Velten, S., Boller, M., Köster, O., Helbing, J., Weilenmann, H. U., & Hammes, F. (2011). Development of biomass in a drinking water granular active carbon (GAC) filter. *Water research*, 45(19), 6347-6354.
- Velten, S., Hammes, F., Boller, M., & Egli, T. (2007). Rapid and direct estimation of active biomass on granular activated carbon through adenosine tri-phosphate (ATP) determination. *Water Research*, 41(9), 1973-1983.
- Vermeulen, N., Keeler, W. J., Nandakumar, K., & Leung, K. T. (2008). The bactericidal effect of ultraviolet and visible light on *Escherichia coli*. *Biotechnology and bioengineering*, 99(3), 550-556.
- Villanueva, C. M., Cordier, S., Font-Ribera, L., Salas, L. A., & Levallois, P. (2015). Overview of disinfection by-products and associated health effects. *Current environmental health reports*, 2, 107-115.
- Vyhláška č. 252/2004 Sb.: Vyhláška, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. In: .
- Wagner, E. D., & Plewa, M. J. (2017). CHO cell cytotoxicity and genotoxicity analyses of disinfection by-products: an updated review. *Journal of Environmental Sciences*, 58, 64-76.
- Walse, S. S., & Mitch, W. A. (2008). Nitrosamine carcinogens also swim in chlorinated pools. *Environmental science & technology*, 42(4), 1032-1037.
- Wei, X., Wang, S., Zheng, W., Wang, X., Liu, X., Jiang, S., ... & Qu, W. (2013). Drinking water disinfection byproduct iodoacetic acid induces tumorigenic transformation of NIH3T3 cells. *Environmental science & technology*, 47(11), 5913-5920.
- Werner, D., Valdivia-Garcia, M., Weir, P., & Haffey, M. (2016). Trihalomethanes formation in point of use surface water disinfection with chlorine or chlorine dioxide tablets. *Water and Environment Journal*, 30(3-4), 271-277.
- WHO (2005) Trihalomethanes in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva, World Health Organization (WHO/ SDE/WSH/05.08/64).
- WHO (2008) Sodium dichloroisocyanurate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/AMR/08.03/3).
- WHO (2011). Guidelines for drinking-water quality. Geneva. World Health Organization, 216, 303-304.
- WHO (2018). Alternative drinking-water disinfectants: bromine, iodine and silver. Geneva, World Health Organization.

- WHO (2022) Drinking-water. Geneva, *World Health Organization* [online]. [cit. 2023-08-07]. Dostupné z: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- Windham, G. C., Waller, K., Anderson, M., Fenster, L., Mendola, P., & Swan, S. (2003). Chlorination by-products in drinking water and menstrual cycle function. *Environmental health perspectives*, 111(7), 935-941.
- Wyckoff, K. N. (2013). *The Development of a Point-of-use Biological Sand Filter with an Added Activated Carbon Layer for Applications in the Mekong Delta* (Doctoral dissertation, Mercer University).
- Xu, L., Campos, L. C., Li, J., Karu, K., & Ciric, L. (2021). Removal of antibiotics in sand, GAC, GAC sandwich and anthracite/sand biofiltration systems. *Chemosphere*, 275, 130004.
- Yang, L., Chen, X., She, Q., Cao, G., Liu, Y., Chang, V. W. C., & Tang, C. Y. (2018). Regulation, formation, exposure, and treatment of disinfection by-products (DBPs) in swimming pool waters: A critical review. *Environment International*, 121, 1039-1057.
- Yang, R. T. (1997). *Gas Separation by Adsorption processes*, Imperial College Press.”.
- Yang, R. T. (2003). *Adsorbents: fundamentals and applications*. John Wiley & Sons.
- Zhao, H., Yang, L., Li, Y., Xue, W., Li, K., Xie, Y., ... & Cao, G. (2020). Environmental occurrence and risk assessment of haloacetic acids in swimming pool water and drinking water. *RSC advances*, 10(47), 28267-28276.
- Zhao, Y. Y., Boyd, J. M., Woodbeck, M., Andrews, R. C., Qin, F., Hrudey, S. E., & Li, X. F. (2008). Formation of N-nitrosamines from eleven disinfection treatments of seven different surface waters. *Environmental Science & Technology*, 42(13), 4857-4862.
- Zhao, Y. Y., Boyd, J., Hrudey, S. E., & Li, X. F. (2006). Characterization of new nitrosamines in drinking water using liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Environmental science & technology*, 40(24), 7636-7641.
- Žáček, L. (1981). *Chemické a technologické procesy úpravy vody*. SNTL.