

**Univerzita Karlova**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



**Sofie Winterová**

Vedlejší produkty dezinfekce v bazénech a jejich vliv na lidské zdraví  
Disinfection by-products in swimming pools and their effect on human health

Bakalářská práce

Školitelka: RNDr. Jana Načeradská, Ph.D.

Praha, 2022

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne .....

.....

## **Poděkování**

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

## **Abstrakt**

Dezinfekce bazénové vody je nutná k minimalizaci rizika přenosu infekčních chorob. Reakcí chloru s organickými látkami obsaženými ve vodě vznikají vedlejší produkty dezinfekce (DBPs, disinfection by-products). Takových produktů bylo v bazénech nalezeno více jak 600. Mezi nejčastěji se vyskytující DBPs v bazénech patří trihalogenmethany, haloctové kyseliny, chloraminy, halogenitromethany, halogenacetonitrily a nitrosaminy. Vedlejší produkty dezinfekce mohou být toxické. Těkavost některých z nich způsobuje jejich výskyt také v okolním vzduchu a představuje tak riziko nejen pro plavce, ale i pro osoby v okolí, které nejsou v přímém kontaktu s vodou. Do lidského organismu se dostávají inhalací, absorpcí pokožkou a požitím. DBPs v bazénech jsou spojovány se zdravotními riziky jako je podráždění očí a kůže, rakovina močového měchýře a řada respiračních onemocnění. Zabránění jejich vzniku je nelehký úkol; při jejich genezi hraje roli řada faktorů (množství organického materiálu, typ a množství dezinfekce, kvalita zdroje vody, teplota, pH) a všechny principy jejich vzniku ještě nebyly zcela objasněny. Další výzkum DBPs a jejich dostatečná regulace legislativou jsou důležité kroky pro zachování chemické bezpečnosti v bazénech.

**Klíčová slova:** vedlejší produkty dezinfekce, bazény, chlorace, toxicita

## **Abstract**

Disinfection of swimming pool water is necessary for reducing the risk of disease transmission. Disinfection by-products form when chlorine reacts with organic matter contained in water. More than six hundred disinfection by-products have been found in swimming pools. Trihalomethanes, haloacetic acids, chloramines, halonitromethanes, haloacetonitriles and nitrosamines are among the most frequently occurring. Disinfection by-products may be toxic. The volatility of some of them causes their occurrence in the surrounding air and poses a risk not only for swimmers, but also for people in the vicinity who are not in direct contact with the water. DBPs enter human body by inhalation, absorption through the skin and ingestion. They have been linked to health problems such as skin and eye irritation, bladder cancer and respiratory diseases. Preventing their occurrence is not an easy task; a number of factors play a role in their genesis (the amount of organic matter, type and the amount of disinfection, the quality of source water, temperature, pH) and not all principles of their formation have been fully clarified yet. Further research on DBPs and their sufficient regulation are important steps to maintain chemical safety in swimming pools.

**Key words:** disinfection by-products, swimming pool, chlorination, toxicity

## Seznam zkratek

AOM (Algal Organic Matter) – Organické látky produkované fytoplanktonem

BAN (Bromoacetonitrile) - Bromoacetonitril

BCAA (Bromochloroacetic Acid) - Kyselina bromchloroctová

BCAN (Bromochloroacetonitrile) - Bromchloracetonitril

BDCAA (Bromdichloroacetic Acid) - Kyselina bromdichloroctová

CAN (Chloroacetonitrile) - Chloracetonitril

C-DBPs (Carbonaceous Disinfection By-Products) - Uhlíkaté vedlejší produkty dezinfekce

DBAA (Dibromoacetic Acid) - Kyselina dibromoctová

DBAN (Dibromoacetonitrile) - Dibromacetonitril

DBCAA (Dibromochloroacetic Acid) - Kyselina dibromchloroctová

DBPs (Disinfection By-Products) – Vedlejší produkty dezinfekce

DCAA (Dichloroacetic Acid) - Kyselina dichloroctová

DCAN (Dichloroacetonitrile) - Dichloracetonitril

DCCNa (Sodium Dichloroisocyanurate) - Dichlorisokyanurát sodný

DEET (Diethyltoluamide) - Diethyltoluamid

DOC (Dissolved Organic Carbon) – Rozpuštěný organický uhlík

DOM (Dissolved Organic Matter) – Rozpuštěné organické látky

DON (Dissolved Organic Nitrogen) – Rozpuštěný organický dusík

EGMO (Electrochemically Generated Mixed Oxidants) – Elektrochemicky generované směsné oxidanty

HAAs (Haloacetic Acids) – Haloctové kyseliny

HANs (Haloacetonitriles) - Halogenacetonitrily

HKs (Haloketones) - Halogenketony

HNMs (Halonitromethanes) - Halogenitromethany

IAN (Iodoacetonitrile) - Jodoacetonitril

IARC (International Agency for Research on Cancer) – Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny

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

MBAA (Bromoacetic Acid) - Kyselina monobromoctová

MCAA (Chloroacetic Acid) - Kyselina monochloroctová

MCL (Maximum Contaminant Level) – Maximální úroveň znečišťujících látek

N-DBPs (Nitrogenous Disinfection By-Products) - Dusíkaté vedlejší produkty dezinfekce

NDMA (N-Nitrosodimethylamine) – N-nitrosodimethylamin

NOM (Natural Organic Matter) – Přírodní organické látky

PCPs (Personal Care Products) – Produkty osobní péče

TBAA (Tribromoacetic Acid) - Kyselina tribromoctová

TCAA (Trichloroacetic Acid) - Kyselina trichloroctová

TCAN (Trichloroacetonitrile) - Trichloracetonitril

TCCA (Trichlorisocyanuric Acid) - Kyselina trichlorisokyanurová

TCNM (Trichloronitromethane) – Trichlornitromethan

THMs (Trihalomethanes) - Trihalogenmetany

TOC (Total Organic Carbon) – Celkový organický uhlík

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

# Obsah

1	Úvod.....	9
2	Cíle práce .....	10
3	<b>Vznik vedlejších produktů dezinfekce.....</b>	<b>10</b>
3.1	Patogeny v bazénech .....	10
3.2	Druhy dezinfekce bazénů .....	10
3.2.1	Chlor.....	10
3.2.2	Ozon .....	12
3.2.3	UV záření .....	13
3.2.4	EGMO .....	13
3.3	Organické látky v bazénové vodě.....	14
3.4	Vznik DBPs v bazénech .....	15
4	<b>Vybrané skupiny vedlejších produktů dezinfekce v bazénech .....</b>	<b>16</b>
4.1	Trihalogenmethany.....	16
4.2	Halooctové kyseliny .....	17
4.3	Dusíkaté DBPs .....	19
4.3.1	Halogenacetonitrily .....	19
4.3.2	Halogenitromethany .....	20
4.3.3	Nitrosaminy .....	20
4.4	Chloraminy.....	22
4.5	Srovnání koncentrací DBPs v pitných a bazénových vodách .....	23
5	<b>Faktory ovlivňující vznik vedlejších produktů dezinfekce v bazénech .....</b>	<b>24</b>
5.1	Množství organického materiálu .....	24
5.2	Zdroj vody .....	24
5.3	Typ bazénu .....	25
5.4	Typ a množství dezinfekce.....	25
5.5	pH.....	26
5.6	Teplota.....	26
6	<b>Vliv vedlejších produktů dezinfekce na lidské zdraví.....</b>	<b>28</b>
6.1	Vstup do lidského těla .....	28
6.2	Toxicita a vliv na zdraví.....	28
7	<b>Regulace vedlejších produktů dezinfekce .....</b>	<b>30</b>
8	<b>Závěr.....</b>	<b>31</b>
9	<b>Seznam použité literatury .....</b>	<b>33</b>



# 1 Úvod

Bazénová voda představuje hned po pitné vodě druhý nejdůležitější styk člověka s vodou. Obliba plaveckých bazénů za poslední dekády výrazně stoupla a můžeme předpokládat, že tento trend bude pokračovat. Změna klimatu, extrémní výkyvy počasí a horká léta, která zažíváme již nyní, budou podnětem k navýšení kapacit plaveckých rekreačních zařízení. S rostoucí popularitou bazénů poroste i potřeba zachování mikrobiální bezpečnosti. Použití dezinfekce v bazénech je nezbytné k zachování mikrobiologicky čisté vody a k zabránění šíření infekčních onemocnění.

Nejčastěji se bazénová voda dezinfikuje dezinfekcí s přídavkem chloru. Reakcí chloru s organickými látkami obsaženými ve vodě vznikají vedlejší produkty dezinfekce (DBPs, disinfection by-products), jako jsou například trihalogenmethany, haloctové kyseliny, halogenacetonitrily, halogenitromethany a chloraminy. Vznik těchto produktů je závislý především na zdroji vody, množství organického materiálu, typu použité dezinfekce, teplotě a pH. DBPs vznikají chlorací také v pitné vodě. Veškeré reakční mechanismy vzniku DBPs ale zatím nejsou objasněny.

V mé práci se snažím o shrnutí nejdůležitějších informací o vybraných skupinách vedlejších produktů dezinfekce, které v bazénech vznikají. Tyto látky mohou být pro člověka toxické. Do organismu se dostávají inhalací (některé DBPs jsou těkavé a v podobě aerosolu jsou obsaženy v okolním vzduchu), absorpcí pokožkou a požitím. Chloraminy způsobují podráždění kůže a očí, trihalogenmethany jsou spojovány s rakovinou močového měchýře a tlustého střeva. DBPs také způsobují astma a další respirační onemocnění. V textu objasňuji rizika toxicity DBPs.

V konečné části mé bakalářské práce navrhuji regulaci v legislativě a kontrolu DBPs. Bazénová voda je výrazně toxičtější než pitná voda. V pitné vodě limituje Evropská unie koncentrace trihalogenmethanů a bromičnanů. V bazénech se regulují pouze trihalogenmethany a to jen v některých státech (Německo, Švýcarsko, Francie). Česká republika nemá zavedený žádný monitoring DBPs v bazénech.

## 2 Cíle práce

Cílem mé bakalářské práce je podat přehledný souhrn informací o významných skupinách vedlejších produktů dezinfekce v bazénech, popsat faktory ovlivňující jejich vznik, a dále pak zhodnotit jejich škodlivý vliv na lidské zdraví.

## 3 Vznik vedlejších produktů dezinfekce

### 3.1 Patogeny v bazénech

Dezinfekce bazénu je nezbytná k zabránění střetnutí s různými patogenními organismy. Voda bazénů je vystavena velkému přísunu organických a minerálních polutantů (Florentin et al., 2011). Zdrojem kontaminace organickými i minerálními látkami a patogeny jsou nejčastěji plavci; dalšími zdroji může být kontaminovaný zdroj vody a v případě venkovních bazénů fekálie zvířat. Tyto složky vytváří optimální prostředí pro růst patogenních organismů, který může vést k rozvoji infekčních onemocnění. Mezi patogeny s možností výskytu v bazénech řadíme bakterie (*Pseudomonas* spp., *Escherichia coli*, *Shigella* spp., *Proteus vulgaris*, *Staphylococcus aureus*, *Staphylococcus epidermidis*), viry (adenovirus, rotavirus, norovirus, enterovirus), protozoa (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Plasmodium* spp.) a houby (*Trichophyton* spp., *Epidermophyton floccosum*). Některé vodní bakterie mohou přežívat a množit se v bazénech, vířivkách i okolních zařízeních a představovat riziko respiračních a kožních infekcí a onemocnění centrálního nervového systému (WHO, 2000).

### 3.2 Druhy dezinfekce bazénů

Ke kontrole kvality bazénové vody většinou nestačí filtrující systém. Bazénová voda obsahuje mikrobiologické a chemické látky, provoz bazénů proto vyžaduje komplexní opatření pro filtraci a čištění vody. Čištění bazénové vody je složitý proces, zejména z důvodu široké škály povah znečišťujících látek.

#### 3.2.1 Chlor

Chlor byl objeven v roce 1774 Carlem Scheelem, ale až na začátku 20. století se začal využívat k dezinfekci ve větším množství. I dnes je dezinfekce na bázi chloru nejčastější metodou dezinfekce pitné vody ve většině států (Gordon, 1988). Chlor zabíjí patogeny rozbitím chemických vazeb v jejich molekulách. Sloučeniny chloru si ochotně vyměňují atomy s jinými sloučeninami, jako jsou například enzymy v patogenech. Jeden nebo více atomů vodíku v molekule enzymu jsou nahrazeny chlorem. Enzym tak mění svou podobu nebo se rozpadá. Když enzymy nefungují správně, buňky patogenů zanikají (Lenntech). Mezi mikroorganismy

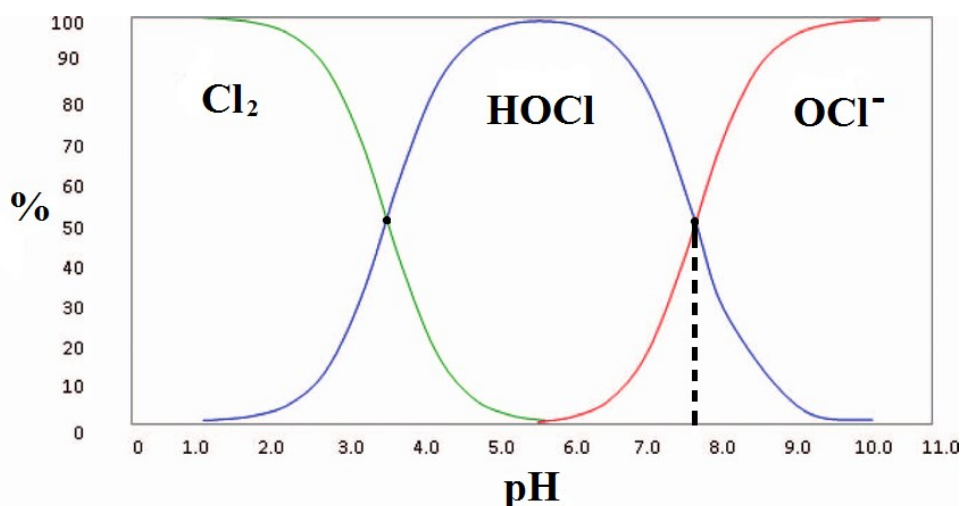
rezistentní vůči chloru řadíme např. *Cryptosporidium parvum* a *Giardia lamblia* (Ilyas et al., 2018).

Účinnou složkou je při dezinfekci na bázi chloru tzv. volný (aktivní) chlor ( $\text{Cl}_2$ ). Ten zneškodňuje organismy a oxiduje organickou hmotu. Molekulární chlor se ve vodě hydrolyzuje následovně za tvorby kyseliny chlorné (případně chlornanu) a kyseliny chlorovodíkové (Žáček, 1981).



Za přítomnosti bromu ve vodě (například ve formě přirozeně se vyskytujících bromidů) navíc vzniká kyselina bromná. Jak kyselina chlorná tak bromná se chovají jako silná oxidační činidla a fungují proto jako efektivní dezinfekční prostředky.

Jako volný chlor se označují tři formy sloučenin chloru vznikajících ve vodě po rozpouštění plynného chloru: rozpuštěný plynný chlor ( $\text{Cl}_2$ ), kyselina chlorná ( $\text{HOCl}$ ) a chlornanový anion ( $\text{OCl}^-$ ). Účinnost chloru při dezinfekci je závislá na pH vody a přítomné (převládající) formě. Plynný rozpuštěný chlor se ve vodě vyskytuje pouze při pH menším než 4. Se vzrůstajícím pH začíná převládat kyselina chlorná a následně chlornanový anion. Při pH 7,5 dochází k rovnováze mezi kyselinou chlornou a chlornanovým anionem (obr.1), jejich koncentrace ve vodě je tedy stejná (při teplotě 25 °C) (Žáček, 1981). Kyselina chlorná je slabá kyselina, která ve vodě částečně disociuje:



**Obrázek 1.** Distribuce plynného chloru, kyseliny chlorné a chlornanového aniontu v závislosti na pH.

Převzato z Gombas et al., 2017, upraveno.

Tyto tři podoby volného aktivního chloru mají odlišné dezinfekční účinky. Nejúčinnější je rozpuštěný plynný chlor, který se ve vodě ale díky běžně používanému pH nevyskytuje. Následuje kyselina chlorná, která je několikanásobně účinnější než chlornanový anion. Z hlediska efektivity dezinfekce je tedy výhodné udržovat hodnotu pH takovou, aby se většina aktivního chloru vyskytovala v podobě kyseliny chlorné (Kott et al., 1975).

Při dezinfekci chlorem je doporučováno pH vody 7,2 – 7,8. Koncentrace volného chloru by se měla pohybovat kolem 1 mg.l<sup>-1</sup> bazénech a 5 mg.l<sup>-1</sup> ve vířivkách (APSP, 2011).

K dezinfekci vody se využívají i další sloučeniny na bázi chloru, jako jsou oxid chloričitý nebo již připravený chlornan. Oxid chloričitý (ClO<sub>2</sub>) se pro oxidaci a dezinfekci většinou připravuje z chloritanu sodného (NaClO<sub>2</sub>). Spotřeba ClO<sub>2</sub> je závislá na složení vody (zejména na povaze organických látek) a na teplotě. ClO<sub>2</sub> je silnějším oxidačním činidlem a má menší chlorační účinky než chlor. Další výhodou použití ClO<sub>2</sub> představuje mnohem menší závislost oxidační účinnosti na pH než u chloru (Žáček, 1981).

Chlornan sodný (NaClO) je jeden z dezinfekčních přípravků na bázi chloru. Vyznačuje se velmi vysokým pH (13), k jehož snížení je zapotřebí přidání kyseliny. Ve vodě chlornan sodný reaguje za vzniku kyseliny chlorné a hydroxidu sodného:



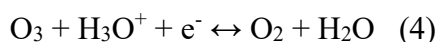
Chlornan vápenatý (Ca(ClO)<sub>2</sub>) je k dostání v podobě tablet. Problematické může být jeho použití ve venkovních bazénech, jelikož UV záření rozkládá část aktivního chloru a je obtížné zachovat jeho správnou koncentraci. Proto se k chlornanu vápenatému přidává vhodný stabilizátor, který zabraňuje rozkladu aktivního chloru. Jedním z takových stabilizátorů je kyselina kyanurová. Ta se přidává buď odděleně ke chlornanu vápenatému, nebo v podobě tabletek jako stabilní kyselina trichlorisokyanurová (TCCA) nebo dichlorisokyanurát sodný (DCCNa), které se rozpouští ve vodě. Tyto produkty fungují jako stabilizátor koncentrací aktivního chloru ve venkovních bazénech, ale zároveň snižují dezinfekční účinnost chloru a je tak nutné ho přidávat ve větším množství (Yang et al., 2018).

### 3.2.2 Ozon

Ozon (O<sub>3</sub>) je toxická, plynná, alotropická forma kyslíku (Barnes et al., 1983). Patří mezi velmi účinná dezinfekční a oxidační činidla. Jeho reakční čas je závislý na charakteru polutantů. Kvůli jeho nestabilitě a relativně vysokým požadovaným dávkám se často používá v kombinaci s chlorem. Jelikož při přidání do vody může oxidovat rozpuštěné polutanty, např. rozpuštěný organický uhlík (dissolved organic carbon, DOC), klesá reaktivita těchto polutantů s chlorem při

následné chloraci a můžeme předpokládat pokles vzniku DBPs. Většinou se používá proces ozonizace, kdy se část nebo veškerá voda v bazénu nechá reagovat s ozonem asi tři až deset minut. Následně se přebytek ozonu adsorbuje na filtru z aktivního uhlí. Dalším možným způsobem, vyvinutým v USA, je aplikování nízké dávky ozonu do bočního proudu filtračního proudu (Hansen et al., 2016).

Ozon se rozkládá řetězovou reakcí na řadu radikálů, z nichž nejvýznamnější je hydroxylový radikál. Poločas rozpadu ozonu závisí na kvalitě vody, pohybuje se od několika sekund až po hodiny. Důležitou roli hraje pH – se zvyšující se hodnotou pH se zvyšuje rychlost rozkladu ozonu. Díky nestabilitě a rozkladu ozonu ve vodě může oxidace ozonem probíhat dvěma způsoby. V kyselější oblasti pH převažuje jako oxidační činidlo molekulární ozon (O<sub>3</sub>), v alkalické oblasti pH převažují hydroxylové radikály (•OH). Hydroxylové radikály jsou velmi silným neselektivním oxidačním činidlem. Naopak ozon je selektivní a rychle reaguje např. s dvojnými vazbami, deprotonovanými aminy a aktivovanými aromatickými sloučeninami (Von Gunten, 2003).



### 3.2.3 UV záření

Ultrafialové záření je elektromagnetické záření s vlnovou délkou 5 – 400 nm (Barnes et al., 1983). Často se používá jako sekundární dezinfekční proces po chloraci. Efektivně funguje také pro kontrolu *Cryptosporidium parvum* a *Giardia lamblia*, mikroorganismů, které jsou rezistentní vůči chloraci (Ilyas et al., 2018). Při použití v bazénech dokáže inaktivovat mikroorganismy a odbourávat některé škodliviny (např. chloraminy) tzv. fotooxidací neboli oxidací iniciovanou UV složkou slunečního záření (Božym et al., 2018). Závislost baktericidního účinku UV záření na vlnové délce zkoumali Vermeulen et al. (2008) na bakterii *Escherichia coli*. Nejvíce účinná likvidace buněk byla zaznamenána při vlnové délce 265 nm. Při této vlnové délce jsou fotony schopny narušit v podstatě všechny chemické vazby biomolekul zkoumaných buněk (Vermeulen et al., 2008). Dezinfekce samotným UV zářením, která se využívá třeba u domácích bazénů, neprodukuje prakticky žádné DBPs. Nejčastěji je instalován UV systém za filtrační systém bazénu.

### 3.2.4 EGMO

Technologie EGMO (electrochemically generated mixed oxidants) je založená na systému, kdy solným roztokem prochází elektrický proud o velikosti 240 - 400 V za vzniku oxidantů. Primárním vznikajícím oxidantem je chlor ve formě kyseliny chlorné (HOCl) (Ilyas et al., 2018).

### 3.3 Organické látky v bazénové vodě

Obečně se ve vodách vyskytuje organická hmota přírodního a antropogenního původu. Zdrojem organické hmoty antropogenního původu jsou splaškové a průmyslové odpadní vody, zemědělství a skládky; jedná se například o uhlovodíky, organické halogenderiváty, fenoly, tenzidy, komplexotvorné látky a léčiva. Přírodní organické látky (natural organic matter, NOM) dělíme na rozpuštěné (dissolved organic matter, DOM) a nerozpuštěné. DOM (látky menší než 0,45  $\mu\text{m}$ ) rozdělujeme na huminové (fulvokyseliny, huminové kyseliny, huminy) a nehumínové látky (produkty metabolismu vodních organismů, především proteiny a polysacharidy, organické kyseliny atd). Veškeré organické látky se nepřímo stanovují jako tzv. celkový organický uhlík (total organic carbon, TOC) (Pitter, 1999).

V bazénové vodě jsou nejdůležitějším zdrojem organických látek plavci a jimi vylučované látky - pot, moč a částí pokožky a vlasů (Florentin et al., 2011). Dle Státního zdravotního ústavu přináší jeden návštěvník asi 4 g organických látek.

K vysokým koncentracím organické hmoty přispívají také produkty osobní potřeby (personal care products, PCPs). Jedná se o látky aplikované zevně na lidské tělo, které se ve značném množství vyskytují v životním prostředí. Látky obsažené v PCPs vyvolávají znepokojení jsou především sloučeniny se schopností absorbovat UV záření, které jsou hlavní složkou opalovacích krémů, a parabeny, které jsou používány jako antimikrobiální konzervační látky v kosmetice, léčivech a potravinách nebo jako aktivní látky např. v antiperspirantech. Některé sloučeniny ze skupiny PCPs mohou způsobovat alergické reakce a poruchy plodnosti a hormonálního systému (Lempart et al., 2018). Kofein nebo třeba diethyltoluamid (DEET, látka používaná na odpuzování hmyzu např. v repelentech) jsou dalšími příklady látek nalezených v bazénech.

Dalším zdrojem organických látek v bazénové vodě jsou řasy a další biota a v případě venkovních bazénů také napadané listy a další organická hmota z okolí (Florentin et al., 2011). Jistá část organické hmoty je již ve zdrojové vodě, kterou se bazén napouští (Lempart et al., 2018).

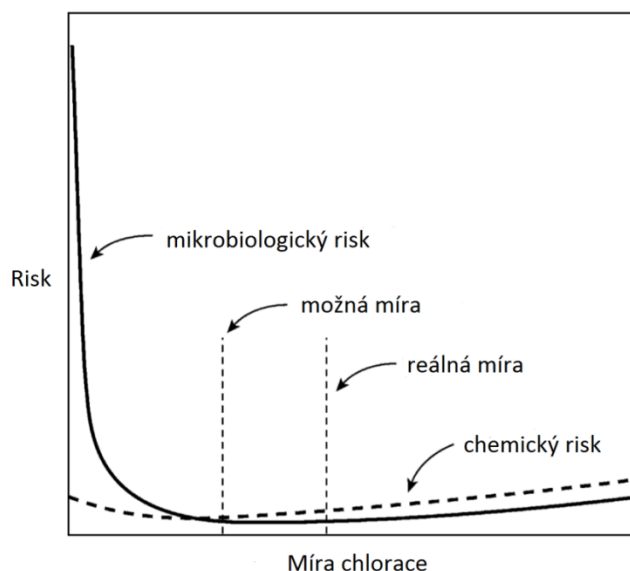
Zhao et al. (2020) porovnávali chemické parametry bazénové a pitné vody a zkoumali vznik jedné skupiny DBPs, haloctových kyselin. Pro výzkum bylo odebráno 27 vzorků z různých bazénů a 15 vzorků pitné vody v Číně. Organické složky v bazénové vodě byly naměřeny v dvakrát vyšší koncentraci než v pitné vodě: TOC se v bazénových vodách pohyboval kolem  $15 \pm 14 \text{ mg.l}^{-1}$ , v pitné vodě kolem  $7 \pm 7 \text{ mg.l}^{-1}$ . V bazénové vodě byla organická hmota tvořena především NOM, tělními tekutinami a PCPs, zatímco v pitné vodě byl zdrojem organiky hlavně

NOM. Simard et al. (2013) naměřili o něco menší hodnoty TOC v bazénech, zajímavý byl ale rozdíl mezi venkovním (8,40 mg.l<sup>-1</sup>) a vnitřním bazénem (4,53 mg.l<sup>-1</sup>), daný napadanou organickou hmotou zvenčí. Obsah organických látek v bazénu je vysoce variabilní díky neustálému přísunu nových organických látek od plavců. Recirkulace vody může vést k akumulaci některých chemikálií (Zhao et al., 2020).

### 3.4 Vznik DBPs v bazénech

Vedlejší produkty dezinfekce vznikají reakcí dezinfekce v plaveckých bazénech (např. chlor, chloramin, ozon, oxid chloričitý) s organickými a anorganickými částicemi, které se ve vodě vyskytují. Intenzivně s dezinfekčními činidly reagují např. dusíkaté sloučeniny, jako jsou močovina, amoniak nebo aminokyseliny, obsažené v potu a moči (Aprea et al., 2010). Některé z těchto interakcí mohou vést ke vzniku vedlejších produktů potenciálně toxických pro člověka (Florentin et al., 2011). Přítomnost parabenů a opalovacích prostředků ve vodě může ještě zvyšovat zdravotní riziko vzhledem k tomu, že některé tyto látky vykazují hormonální aktivitu (Teo et al., 2015). Vědci studují DBPs od 70. let minulého století a od té doby bylo v pitné vodě nalezeno více jako 600 produktů (Yang et al., 2018).

Úzký vztah mezi výhodami dezinfekce a potenciálním chemickým rizikem znázorňuje následující graf na příkladu využití chloru jako dezinfekčního prostředku (Jolley et al., 1978, obr. 2).



**Obrázek 2.** Rizika a výhody chlorace vody. Převzato z Jolley et al., 1978, upraveno.

Riziko přenosu infekčních onemocnění bez využití chlorace je velmi vysoké. Prudce klesá, když je využití dezinfekce chlorem byť jen minimální, ale nikdy nebude nulové. Podobně ani

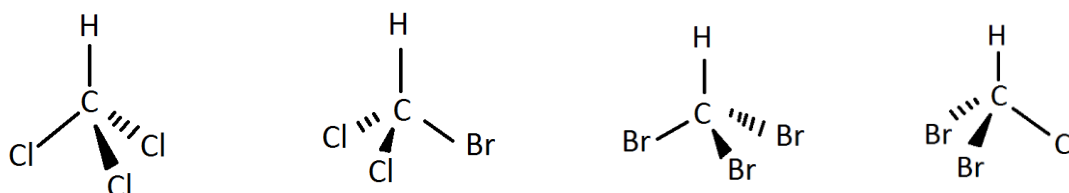
chemický risk nezačíná na nule. Zpočátku klesá, protože destrukce chemických látek oxidací převažuje nad tvorbou nových chemických sloučenin. Tvorbou vedlejších produktů dezinfekce stoupá chemické riziko při zvýšeném přidavku chloru. Možnou mírou se rozumí stav, kdy je mikrobiologický i chemický risk nejmenší. V praxi se těžko udržuje, a jelikož je důležité zachovat mikrobiologickou bezpečnost, míra chlorace je lehce vyšší než nezbytně nutná. Takový stav je v grafu znázorněn jako reálná míra chlorace. Stále platí, že chemické riziko vzniklé použitím chloru je velmi malé v porovnání s mikrobiálním riskem přítomným v nedezinfikované vodě. Regli et al. (1993) usuzují, že riziko smrti způsobené patogeny je 100 až 1000 krát vyšší než riziko rakoviny vzniklé vedlejšími produkty dezinfekce.

## 4 Vybrané skupiny vedlejších produktů dezinfekce v bazénech

### 4.1 Trihalogenmethany

Trihalogenmethany (trihalomethanes, THMs) jsou nejvíce známou a zkoumanou skupinou vedlejších produktů dezinfekce od svého objevu v roce 1974 (Zwiener et al., 2007). Patří do skupiny halogenových derivátů uhlovodíku (halogenderivátů). Jsou těkavé a vypařují se do atmosféry (Chu et al., 2002). Vyskytují se v bazénech dezinfikovaných chlorem - vznikají reakcí chloru s organickou hmotou. Prekurzorem vzniku THMs je organický uhlík přírodního a antropogenního původu. Mezi trihalogenmethany patří např. chloroform ( $\text{CHCl}_3$ ), bromdichlormetan ( $\text{CHBrCl}_2$ ), dibromchlormetan ( $\text{CHClBr}_2$ ) a bromoform ( $\text{CHBr}_3$ ), viz obr. 3.

THMs mají jeden atom uhlíku. Tři atomy vodíku jsou nahrazeny atomem halogenu – chloru, bromu, fluoru nebo jodu. Jejich struktura odpovídá vzorci  $\text{CHX}_3$ , kde X představuje atom halogenu (Florentin et al., 2011).



**Obrázek 3.** *Nejběžnější trihalogenmethany: zleva chloroform, dichlorbrommetan, bromoform a dibromchlormetan.*

Průměrné koncentrace v bazénech se pohybují v řádech desítek  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Nejvyšší naměřené koncentrace THMs byly zaznamenány v Indii - 335  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Božym et al., 2018). Nejvyšší koncentrace zaznamenáváme u chloroformu (Zwiener et al., 2007). Studie prováděná v Londýně



v osmi různých bazénech vykazala průměrnou hodnotu THMs  $132 \mu\text{g.l}^{-1}$ , z toho průměrná koncentrace chloroformu byla  $121 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Byl zjištěn lineární vztah mezi počtem lidí v bazénu a celkovými THMs a také mezi TOC a THMs (Chu et al., 2002). Jiný výzkum (Aprea et al., 2010) ukázal rozdíl v naměřených koncentracích trihalogenmethanů v moči zaměstnanců bazénu a plavců. V celkem čtyřech bazénech bylo sledováno celkem šest plavčků pracujících v areálu bazénu mimo vodu, čtyři instruktoři pracující ve vodě a 31 plavců. Od nich byly odebrány vzorky moči před a po expozici THMs. Je zajímavé, že chloroform, bromdichlormethan, dibromchlormethan i bromoform byly nalezeny ve vzorcích všech osob. Chloroform byl nalezen v nejvyšší koncentraci. Dále bylo zjištěno, že významnou roli při vstupu trihalogenmethanů do těla hraje vedle inhalace (57 % celkové dávky) absorpce pokožkou (43 %), způsobující významně vyšší koncentrace v moči u osob v přímém kontaktu s vodou (Aprea et al., 2010).

Těkavost trihalogenmethanů způsobuje jejich možné hromadění v okolním vzduchu bazénové haly. Významnou cestou do těla je také inhalace aerosolu obsahující tyto látky. Významnost inhalace při přechodu těkavých DBPs do těla zdůrazňuje také Strähle et al. (2000), který porovnal koncentrace THMs v krvi plavců s koncentracemi ve vodě bazénu a ve vzduchu. Koncentrace ve vodách vnitřních bazénů ( $19.6 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) byl nižší než ve vodách venkovních bazénů ( $73,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ ). Průměrná koncentrace THMs v krvi plavců, kteří plavali ve vnitřním bazénu, byla  $0,48 \mu\text{g.l}^{-1}$ ; těch, kteří plavali ve venkovním bazénu,  $0,11 \mu\text{g.l}^{-1}$  (Strähle et al. 2000). Toxicita je při inhalaci vyšší než při požití nebo absorpci pokožkou. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (International Agency for Research on Cancer, IARC) řadí chloroform a dichlorbrommethan do skupiny 2B – možný karcinogen pro člověka (Božym et al., 2018). Možným řešením omezení vlivu na člověka by byla prevence a monitoring vzniku THMs a fungující systém ventilace v prostorách bazénu. Důležité je také zavedení správných regulací v legislativě. Zatímco v pitné vodě je koncentrace celkových THMs regulována směrnici Evropské unie 98/83/EC povolující koncentraci  $100 \mu\text{g.l}^{-1}$ , v bazénové vodě nejsou THMs v České Republice systematicky sledovány (viz kap. 7.)

## 4.2 Haloctové kyseliny

Jedná se o skupinu organických látek založených na molekule kyseliny octové ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ), kde je jeden nebo více atomů vodíku navázaných na atom uhlíku nahrazen některým halogenem (Cl, Br, F, I). Jsou to bezbarvé, ve vodě dobře rozpustné látky. Na rozdíl od THMs nejsou těkavé.

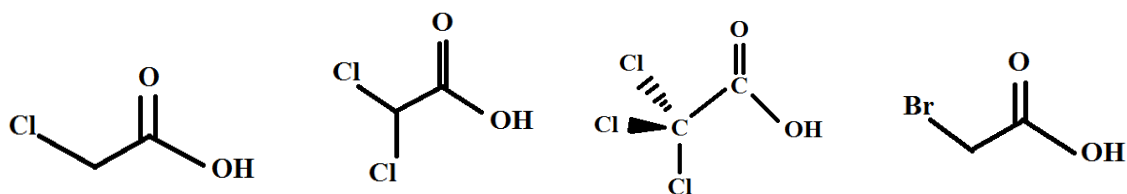
Haloctové kyseliny (haloacetic acids, HAAs) vznikají rovněž ve vodě dezinfikované chlorem. Mezi halogenderiváty kyseliny octové, vznikají při dezinfekci pitné vody chlorem, se řadí 9 sloučenin (HAA9): kyselina monobromoctová (MBAA), monochloroctová (MCAA),

dibromoctová (DBAA), dichloroctová (DCAA), bromchloroctová (BCAA), tribromoctová (TBAA), trichloroctová (TCAA), dibromchloroctová (DBCAA) a kyselina bromdichloroctová (BDCAA). Pouze 5 z nich je považováno za rizikové pro zdraví člověka a jejich koncentrace v pitné vodě jsou tudíž kontrolovány: MCAA, DCAA, TCAA, MBAA, DBAA. DCAA je v systému IARC řazen do skupiny 2B – podezřelý karcinogen pro člověka (Florentin et al., 2011).

Bromované HAAs mají pravděpodobně více nepříznivé účinky na lidské zdraví než chlorované HAAs. Některé studie ukázaly, že HAAs jsou více karcinogenní než THMs. Primárně se distribuují do jater a svalů, ale mohou se objevovat ve všech tkáních. Jsou rapidně metabolizovány nebo vyloučeny močí. Po subchronické expozici MCAA se u myši a krysy vyskytly poruchy jater, srdce a ledvin. Dlouhodobé vystavení DCAA, TCAA a DBAA způsobilo u hlodavců rakovinu jater. DCAA a TCAA navíc indukují vývojové a teratogenní účinky jako nižší hmotnost novorozených mláďat a kardiovaskulární a urogenitální malformace (Florentin et al., 2011).

V bazénové vodě se haloctové kyseliny objevují v zásadě ve větších koncentracích než trihalogenmethany, často byly naměřeny v řádech stovek  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Při studii šesti vnitřních, šesti venkovních a tří lázeňských bazénových vod se koncentrace HAAs pohybovaly od 70 do 3980  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , s průměrem 1440  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Wang et al., 2014). Spojené státy americké regulují koncentrace HAAs limitem 60  $\mu\text{g.l}^{-1}$  v pitné vodě a můžeme předpokládat, že průměrné koncentrace v pitné vodě se tak pohybují v řádech desítek  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Celkem asi 90 vzorků pitné vody bylo odebráno při studii ve Velké Británii: průměrné koncentrace se pohybovaly od 35-95  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , maximální koncentrace byla 244  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Malliarou et al., 2005).

Je zjevné, že koncentrace v bazénech bývají řádově vyšší než v pitné vodě. Přesto regulovány nejsou. Limitní hodnoty HAA5 pro pitnou vodu (60  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) nařizuje i směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/2184. Jedná se o sumu následujících sloučenin: MCAA, DCAA, TCAA, MBAA a DBAA. Jde o 5 HAAs, které se považují za možné riziko pro zdraví člověka. Tato směrnice vešla v platnost 12.1.2021 a její transpozice do české legislativy by měla proběhnout do dvou let.



*Obrázek 4. Nejběžnější halooctové kyseliny: zleva MCAA, DCAA, TCAA, MBAA.*

### 4.3 Dusíkaté DBPs

Přírodní organické látky ve vodě obsahují většinou malé množství organického dusíku (obecně <5% hmotnosti DOC). Proto se donedávna pozornost zaměřovala na uhlíkaté vedlejší produkty dezinfekce (C-DBPs). V posledních letech jsou zkoumány i dusíkaté vedlejší produkty dezinfekce (N-DBPs). Vznikají zejména ve vodách s vysokým obsahem organického dusíku; především se jedná o vodu zčásti znečištěnou odpadní vodou nebo vodu s vysokým obsahem řas a sinic (Shah et al., 2012).

Mezi dusíkaté DBPs patří například nitrosaminy, halogenkyany, halogenacetonitrily, halogenacetamidy a halogennitromethany (Bond et al., 2011, tabulka č. 1).

Některé studie ukázaly, že N-DBPs mohou být více genotoxické, cytotoxické a karcinogenní než uhlíkaté vedlejší produkty dezinfekce. Například podle systému IRIS (Integrovaný informační systém o rizicích, Integrated Risk Information System) americké Agentury pro ochranu životního prostředí (United States Environmental Protection Agency, US EPA) má N-nitrosodimethylamin (NDMA), jeden ze zástupců N-nitrosaminů, při orální expozici asi 600x větší potenciál vyvolání rakoviny než THMs. Proto, ačkoliv se N-DBPs většinou vyskytují v řádově menších koncentracích než třeba THMs nebo HAAs, může být jejich význam pro celkovou toxicitu dezinfikované vody velký (Shah et al., 2012).

#### 4.3.1 Halogenacetonitrily

Halogenacetonitrily (haloacetonitriles, HANs) jsou toxické dusíkaté vedlejší produkty dezinfekce vznikající při dezinfekci vody prostředky na bázi chloru. Řadíme mezi ně například jodoacetonitril (IAN), bromoacetonitril (BAN), dibromoacetonitril (DBAN), bromchloracetonitril (BCAN), chloracetonitril (CAN), dichloracetonitril (DCAN) a trichloracetonitril (TCAN) (Muellner et al., 2007). Jedná se o rozpustné látky, které jsou náchylné k degradaci hydrolytickou reakcí nebo reakcí se zbytkovým chlorem. Jsou těkavé, ale méně než chloroform. Za určitých podmínek jsou to také vedlejší produkty degradace THMs a HAAs. Ve sladkovodních bazénech se v nejvyšších koncentracích vyskytuje DCAN a BCAN, zatímco

DBAN převládá v chlorované slané vodě, která obsahuje vyšší koncentrace bromidů (Manasfi et al., 2017).

Muellner et al. (2007) zjistili, že HANs se při *in vitro* testech jeví jako více toxické než HAAs. Výzkum byl proveden mikrotitračním testem pro chronickou cytotoxicitu a akutní genotoxicitu na ovariálních buňkách čínského křečka. Tato metoda měří snížení hustoty buněk jako funkci koncentrace DBPs po dobu přibližně tří buněčných dělení. Ze skupiny HANs se nejvíce cytotoxický (schopný ničit buňky) ukázal DBAN, nejméně TCAN. Nejvyšší hodnoty genotoxicity (schopnosti poškozovat DNA) vykazoval IAN, nejmenší DCAN. Vysoké hodnoty cytotoxicity i genotoxicity vykazoval DBAN, který se vyskytuje v chlorovaných slaných bazénech. Nejnižší koncentrace, při které již DBAN indukoval významnou cytotoxickou odpověď, byla  $1 \cdot 10^{-6}$  M. Nejnižší koncentrace, při které DBAN indukoval genotoxickou odpověď, byla  $3 \cdot 10^{-5}$  M (Muellner et al., 2007).

HANs nejsou regulované ani v bazénech, ani v pitné vodě. WHO stanovila doporučenou maximální koncentraci v pitné vodě  $70 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  pro DBAN a  $20 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  pro DCAN (Muellner et al., 2007). Williams et al. (1997) odebrali vzorky vody z 53 úpraven pitné vody v Kanadě. Jednalo se o tři vzorky z každého místa: surovou vodu před úpravou, upravenou vodu po dezinfekci, ale ještě před distribucí a nakonec vzorek odebraný z místa vzdáleného asi 5-10 km od úpravny. Probíhala analýza vybraných skupin DBPs včetně THMs a HANs. DCAN byl nalezen v 97 %, DBAN v 57 % všech vzorků. Koncentrace DCAN se v pitných vodách pohybovaly kolem  $1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  (Williams et al., 1997).

### 4.3.2 Halogennitromethany

Halogennitromethany (halonitromethanes, HNMs) jsou rozpustné sloučeniny, které vznikají při použití chloru a/nebo ozonu jako dezinfekce. Strukturálně jsou podobné halogenmethanům, ale místo vodíku mají na centrální atom uhlíku navázanou nitrososkupinu (Liviatic et al., 2009). Jsou to jedny z nejvíce cytotoxických a genotoxických produktů nalezených ve vodě. Tato toxicita je připisována velké reaktivitě nitrososkupiny. Největší pozornost se věnuje chlorpikrinu (trichloronitromethan, TCNM) (Montesinos et al., 2011), který se mimo jiné dříve využíval jako chemická zbraň. Obecně jsou nitromethany obsahující brom více toxické než chlorované nitromethany (Plewa et al., 2004). V bazénech se koncentrace HNMs pohybovaly od 1,4 do  $13,3 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  s průměrnou hodnotou  $5,4 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  (Kanan, 2010).

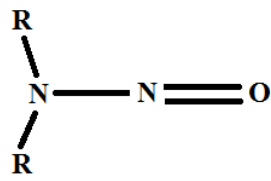

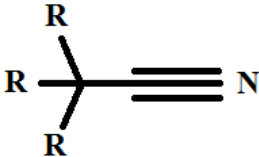
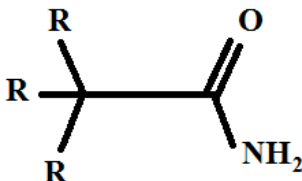
### 4.3.3 Nitrosaminy

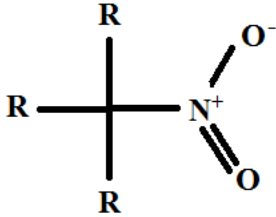
Nitrosaminy byly zařazeny mezi vedlejší produkty dezinfekce při chloraci teprve nedávno, výzkum jejich karcinogeneze je ale pokročilý. Tyto nehalogenované sloučeniny jsou vysoce

karcinogenní pro tkáň močového měchýře (Walse et al., 2008). NDMA je v systému IARC řazen do skupiny 2A – pravděpodobně karcinogenní pro člověka.

Ve výzkumu (Walse et al., 2008) byly měřeny hodnoty nitrosaminů včetně NDMA v 27 veřejných bazénech. Ve vnitřních bazénech byly naměřeny šestkrát vyšší koncentrace NDMA (v řádech desítek  $\text{ng.l}^{-1}$ ; maximální koncentrace  $44 \text{ ng.l}^{-1}$ ) než ve venkovních bazénech (v řádech jednotek  $\text{ng.l}^{-1}$ , maximální koncentrace  $6.9 \text{ ng.l}^{-1}$ ) za stejné teploty vody ( $24^\circ\text{C}$ ). Ve vířivkách, tedy při zhruba  $41^\circ\text{C}$ , byly koncentrace NDMA až desetkrát vyšší než ve vnitřních bazénech (s maximem  $429 \text{ ng.l}^{-1}$ ). Pro srovnání: v pitné vodě se hodnota NDMA pohybuje kolem  $0,7 \text{ ng.l}^{-1}$ , vířivky tedy obsahovaly až 500x více NDMA než pitná voda. Zatím není jasné, jaké riziko pro plavce takto velké koncentrace představují (Walse et al., 2008).

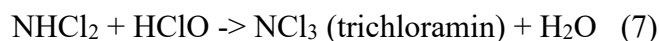
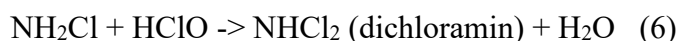
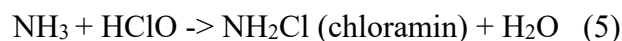
*Tabulka 1. Významné dusíkaté vedlejší produkty dezinfekce (N-DBPs). Převzato z Bond et al., 2011, upraveno.*

Skupina produktů	Vzorec	Struktura	Příklady zástupců
Nitrosaminy	$\text{R}_2\text{NNO}$		NDMA, NPYR
Halogenkyany (CNX)	$\text{RCN}$		Chlorkyan (CNCl), Bromkyan (CNBr)
Halogenacetonitrily (HANs)	$\text{R}_3\text{CCN}$		DBAN, BCAN, DCAN, TCAN
Halogenacetoamidy (HAcAms)	$\text{R}_3\text{CCONH}_2$		Dichloracetamid (DCAcAm), Dibromacetamid (DBAcAm)

Halogenitromethany (HNMs)	$R_3CNO_2$		Chlorpikrin (TCNM)
------------------------------	------------	--	-----------------------

#### 4.4 Chloraminy

Reakcí chloru s vodou vzniká kyselina chlorná, která interaguje s amoniakálním dusíkem (z potu, moči) za vzniku chloraminů (Bernard, 2007):



Některé chloraminy, např. monochloramin a dichloramin, jsou rozpustné ve vodě. Trichloramin (chlorid dusitý,  $NCl_3$ ) ve vodě rozpustný není. Vyskytuje se v okolí bazénové vody jako volný plyn a je zodpovědný za typický zápach bazénu (Bernard, 2007). Jaký typ chloraminu bude vznikat, závisí na poměru chloru a amoniakálního dusíku, na teplotě a na pH vody (Wyczarska-Kokot, 2015). Trichloramin převládá v kyselějších vodách, v zásadité vodě vzniká hlavně monochloramin (Hery et al., 1995).

Ve venkovních bazénech nepředstavuje trichloramin tak velký problém díky dostatečnému větrání (Bernard, 2007). Ve vnitřních bazénech může být absorbován inhalací, požitím i pokožkou a může způsobovat podráždění očí a krku nebo astma. Hery et al. (1995) ve své studii analyzovali koncentrace chloraminů v atmosféře nad 13 bazény. Uvedli, že všichni dotázaní cítili podráždění očí a dýchacích cest při dosažené naměřené koncentraci trichloraminu  $0,7 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Zajímavé jsou také další faktory hrající roli při vzniku chloraminů; vliv má například vyšší teplota vody (často v rekreačních zařízeních), nedostatečná ventilace vnitřních prostor (při recyklaci vzduchu se některé polutanty jako trichloramin kompletně neodstraňují), disturbance vodního povrchu (vodní atrakce, proudy a fontány podporují disperzi polutantů do okolního vzduchu) nebo hygienické požadavky, které jsou na návštěvníky kladeny. Některé z těchto vlivů

jsou podmíněny vyššími finančními náklady (např. kvalitní ventilace) a zdraví návštěvníků tak závisí také na ochotě provozovatele tyto zařízení platit (Hery et al., 1995).

Je důležité zmínit, že chloraminace se často užívá jako sekundární metoda dezinfekce pitné vody po chloraci, kdy se ale chloraminy tvoří ve výrazně nižších koncentracích. Chloraminy jsou méně účinné dezinfekční prostředky než volný chlor, ale nejsou tak reaktivní s organickými látkami a jejich rozklad je pomalejší (přetrvávají déle v distribučním systému). Nejvyšší biocidní schopnost má monochloramin. Jak už bylo zmíněno výše, jaký typ chloraminu bude vznikat, závisí na správném poměru chloru a amoniaku. Žádoucí monochloramin vzniká při nadbytku amoniaku (CIWEM).

#### 4.5 Srovnání koncentrací DBPs v pitných a bazénových vodách

Koncentrace vedlejších produktů dezinfekce v bazénech bývají obecně větší než v pitné vodě. Jejich vznik závisí ale na mnoha faktorech, nedá se přesně říct, při jakých podmínkách vzniká produktů nejvíce. Naměřené koncentrace vybraných skupin DBPs v pitné a bazénové vodě z různých studií jsou znázorněny v tabulce č. 2.

*Tabulka 2. Srovnání koncentrací DBPs v pitné vodě a bazénech.*

DBP	Maximální koncentrace v pitné vodě ( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Reference	Maximální koncentrace v bazénové vodě ( $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ )	Reference
THMs	~63	Wang et al., 2007	113,5	Simard et al., 2013
	~42,4	Wang et al., 2007	335	Thacker et al., 2003
	5,58	Ding et al., 2013		
HAA5	17,2	Kurajica et al., 2020	3980	Wang et al., 2014
	41	Zhang et al., 2010	407	Zhao et al., 2020
	120	Dojlido et al., 1999		
NDMA	0,0103	Jurado-Sánchez et al., 2010	0,0059	Jurado-Sánchez et al., 2010
HNMs	0,96	Ding et al., 2013	0,1	Zhang et al., 2015
HANs	6,4	Huang et al., 2017	~100-210	Hang et al., 2016
Chloraminy	- <sup>1</sup>		100-1500	Florentin et al., 2011

<sup>1</sup>Chloraminy v pitné vodě jsou měřeny jako žádoucí chloraminy při procesu chloraminace, proto zde koncentraci vynechávám.

## **5 Faktory ovlivňující vznik vedlejších produktů dezinfekce v bazénech**

Obecně je množství DBPs nalezené v bazénových vodách vyšší než v pitné vodě. Tento jev je pravděpodobně způsoben vyššími dávkami činidel při dezinfekci bazénové vody, velkým přísunem organického materiálu od plavců a vyšší teplotou vody (Simard et al., 2013). Různé aspekty managementu plaveckých bazénů ovlivňují tvorbu a přetrvávání DBPs ve vodě. Mezi klíčové faktory patří zejména kvalita zdroje vody, typ bazénu, typ použité dezinfekce, teplota, pH, expozice větru a slunečnímu záření a počet plavců (Teo et al., 2015). Nízký celkový organický uhlík (TOC) odpovídá nižšímu potenciálu vzniku DBPs, proto je TOC často používaným parametrem k vyjádření prekurzorů DBPs (Zhao et al., 2020).

### **5.1 Množství organického materiálu**

Množství organického materiálu ve vodě se obvykle uvádí jako celkový organický uhlík (TOC, total organic carbon) nebo rozpuštěný organický uhlík (DOC, dissolved organic carbon). Složení a koncentrace přirozeně se vyskytujícího organického materiálu ve vodě bude determinovat typ a množství formovaných DBPs ve vodě. Snížení TOC může být dosaženo například redukováním použití kosmetických přípravků a PCPs, z nichž některé mohou být po chloraci přeměněny na mutageny (Liviatic et al., 2010).

### **5.2 Zdroj vody**

Voda, kterou je bazén napouštěn, může mít různé složení. To je klíčové pro řadu procesů, které následně ve vodě probíhají a při kterých mohou vznikat DBPs. Například voda znečištěná odpadní vodou nebo voda s vysokým obsahem řas, které jsou bohaté na rozpuštěný organický dusík (DON, dissolved organic nitrogen), povede pravděpodobně k větším koncentracím N-DBPs (Bond et al., 2011).

Některé chemikálie vyskytující se v bazénech jsou vázány na zdroj bazénové vody. Zdrojová voda může sama o sobě obsahovat velké množství organických látek, které vede ke vzniku DBPs. Některá voda sloužící jako zdroj již může dokonce obsahovat DBPs, například pokud byla v minulosti chlorována (Teo et al., 2015).

Některé bazény jsou plněny slanou mořskou vodou. Tato voda obsahuje bromidy, které při použití dezinfekce na bázi chloru vedou ke vzniku bromovaných DBPs. Ve výzkumu



(Parinet et al., 2012) zkoumajícím osm bazénů ve Francii naplněných mořskou vodou převládala z vzniklých bromovaných produktů bromoform a DBAA.

### 5.3 Typ bazénu

Na koncentrace DBPs má vliv také typ bazénu – vnitřní nebo venkovní. Nedá se obecně říci, jaký typ je náchylnější ke vzniku vedlejších produktů. Studie (Zwiener et al., 2007) ukázala, že koncentrace THMs naměřené ve vodě byly nižší u venkovních bazénů. Důvodem je pravděpodobně těkání THMs do okolního vzduchu podpořené větrem. Na druhou stranu venkovní prostředí slouží jako velký zdroj organického materiálu (listy, půda, dešťová voda, hmyz,...), který se do vody může dostat. Nejspíš proto naměřili Simard et al. (2013) ve venkovních bazénech až dvojnásobné hodnoty THMs a HAAs ve srovnání s krytými bazény. Navíc, vznik THMs je urychlován vlivem UV záření. Hodnoty vzniklých THMs tedy budou záviset na relativních rychlostech vzniku a vytěkání, které se liší v různých oblastech a v různých obdobích. Roli také bude hrát příkrytí bazénu, které brání těkavosti některých DBPs do ovzduší a povede k jejich akumulaci (Teo et al., 2015).

### 5.4 Typ a množství dezinfekce

Při vzniku DBPs hrají velkou roli typ použité dezinfekce a její množství. Richardson et al. (2000) zkoumali vedlejší produkty vznikající při různých metodách dezinfekce: ozonem, při použití chloru, oxidu chloričitého a chloraminu. Nejvíce halogenovaných DBPs vzniklo při použití chloru. Při chloraminaci vznikly stejné produkty dezinfekce jako při chloraci, ale v menším množství a koncentraci než při chloraci. Ozon neprodukoval žádné halogenované DBPs kromě DBAN, který vznikal za zvýšené koncentrace bromidů. Při absenci bromidů produkoval oxid chloričitý jen relativně malé množství DBPs, za přítomnosti bromidů vznikla celá řada bromovaných produktů. Vznikající nehalogenované produkty byly podobné pro všechny typy dezinfekce (karboxylové kyseliny, aldehydy, etc.) (Richardson et al., 2000).

Koncentrace celkových DBPs (THMs, HAAs, HANs a chloralhydrátu) byla v jiné studii asi pětikrát vyšší při použití samotného chloru ve srovnání s použitím chloru za přídavku ozonu. Nezávisle na druhu použité dezinfekce byly nejvyšší koncentrace HAAs, což je pravděpodobně dané jejich netěkavostí (Lee et al., 2010). Na druhou stranu mají ozonizované bazény tendenci ke vzniku vyššího množství dusičnanů. To může být způsobeno oxidací amoniaku na dusičnan ozonem (Teo et al., 2015):



Bazény dezinfikované bromovanými přípravky vykazují asi čtyřikrát větší genotoxicitu než bazény dezinfikované přípravky na bázi chloru a UV záření. Obecně v bazénech vystavených

slunečnímu záření (venkovní bazény) byla i přes stejné hodnoty TOC a celkového zbytkového chloru zaznamenána pětikrát nižší genotoxicita. Možným důvodem je zvýšení těkavosti chemických látek ve venkovním prostředí, vedoucí ke snížení jejich celkové genotoxicity (Liviác et al., 2010).

Ding et al. (2018) provedli výzkum, při kterém provedl proces chlorace (použití např. chlornanu sodného) a chloraminace (chlorování vody za přítomnosti amoniaku a solí) na paracetamolu, běžném analgetiku, jako zástupci PCPs. Sledovali vznik dusíkatých a uhlíkatých DBPs. Produkce všech zkoumaných DBPs (chloroform, dichloracetonitril, dichloracetamid, trichloracetamid) byla vyšší při chloraci než při chloraminaci. Navíc genotoxicita a cytotoxicita produktů vzniklých při chloraci byla o dva řády vyšší než těch při chloraminaci (Ding et al., 2018).

## 5.5 pH

Kolísání pH ovlivňuje disociační rovnováhu jak dezinfekčního prostředku (např. v případě chloru přeměnu mezi  $\text{HClO}$  a  $\text{ClO}^-$ ), tak organického materiálu (přeměna mezi neutrálními a iontovými formami). To částečně působí na potenciál reakce a výsledné množství zformovaných DBPs. Při dezinfekci chlorem se při vyšším pH tvoří více chlornanových iontů a efektivita dezinfekce klesá (Lenntech).

Při vyšším pH se tvoří více THMs; při nižším pH se tvoří více HAAs. Při vysokých hodnotách pH podléhají HANs a halogenketony (haloketones, HKs) rozkladu hydrolyzou. Také bylo zjištěno, že genotoxicita bazénové vody roste s pH klesajícím pod 6,7, pravděpodobně proto, že s nižším pH vzniká více HANs (Hansen et al., 2011), které mají hlavní podíl na mutagenních účincích dezinfikované vody (Hansen et al., 2011; Wei et al., 2020). Nižší, kyselé pH tedy indukuje vznik spíše dusíkatých DBPs, zatímco zásadité pH dává vzniknout chloroformu (Ding et al., 2018).

## 5.6 Teplota

Při vyšší teplotě probíhají reakce rychleji, což vede k potřebě většího množství chloru k řádné dezinfekci. Následkem toho vzniká více DBPs. Zvýšení teploty také vede k lepšímu rozkladu HANs a HKs (Lenntech).

Obecně platí, že bazény s vyšší teplotou (tedy i vířivky) obsahují více THMs, HAAs, HANs a NDMA (Teo et al., 2015). Walse et al. (2008) naměřili výrazně vyšší hodnoty NDMA ve vířivkách oproti studenějším bazénům. Ve výzkumu v laboratoři se koncentrace THMs a HNMs při 40 °C zdvojnásobily a koncentrace HAAs vzrostly o 60% oproti 26 °C.

Při studii 28 vzorků ze sedmi různých stanovišť se prokázala 1,7x větší mutagenita vířivek než klasických plaveckých bazénů (Daiber et al., 2016).

Vznik DBPs při vyšších teplotách může také podporovat vyšší uvolňování polutantů od plavců jako je pot, představující organický materiál schopný reakce s dezinfekcí.

Shrnutí vlivu pH, teploty a UV záření na vznik DBPs v bazénech znázorňuje následující tabulka č. 3.

*Tabulka 3. Vliv pH, teploty a UV na vznik DBPs v bazénech. Převzato z Teo et al., 2015, upraveno.*

	<b>Efekt na vznik DBPs</b>
<b>Rostoucí pH (<math>6 \leq \text{pH} \leq 8</math>)</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• rostoucí THMs, HNMs</li><li>• beze změny / rostoucí HAAs</li><li>• pokles HANs</li></ul>
<b>Rostoucí teplota</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• přírůstek NDMA, THMs, HAAs, HANs i HNMs</li></ul>
<b>Sluneční UV záření</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• rostoucí <math>\text{CHCl}_3</math>, <math>\text{CHBrCl}_2</math>, DCAN</li><li>• pokles <math>\text{CHClBr}_2</math>, <math>\text{CHBr}_3</math> a chloraminů</li></ul>

## 6 Vliv vedlejších produktů dezinfekce na lidské zdraví

### 6.1 Vstup do lidského těla

DBPs se do lidského těla dostávají třemi mechanismy: požitím, absorpcí přes pokožku a inhalací. Významnost těchto tři mechanismů vstupu do těla není přesně objasněna a liší se u různých skupin produktů.

Nejvýznamnějším mechanismem vstupu DBPs do lidského těla je inhalace těkavých DBPs nebo aerosolu obsahujícího DBPs. Předpokládá se, že příjem trihalogenmetanů skrze inhalaci s sebou přináší vyšší riziko karcinogeneze než příjem požitím a absorpcí (Carter et al., 2017).

Při přechodu látek přes pokožku se bude množství přijatých DBPs lišit. Při výzkumu permeability tří vedlejších produktů dezinfekce, THMs, HAAs a HKs, vykazovaly největší propustnost THMs následované halogenketony. Halogenderiváty kyseliny octové nevykazovaly téměř žádnou propustnost (Xu et al., 2002).

Obecně představují DBPs větší riziko pro děti. Při přítomnosti v bazénu nelze většinou zabránit požití malého množství vody. Průměrné množství spolykané vody u dospělých je 21 ml za hodinu, u dětí je hodnota dvojnásobně vyšší. (Carter et al., 2017). Zvýšená rychlost dýchání dětí je příčinou vyššího příjmu DBPs inhalací. Nedokonale vyvinutá trávicí soustava a hematoencefalická bariéra dětí pak může vést ke zvýšené absorpci. Obecně zvýšené riziko vlivu DBPs na dětské zdraví je ještě posíleno ne zcela vyvinutými orgány, především játry a ledvinami, jejichž funkce - rozklad chemických sloučenin - není plně rozvinuta. Děti tak nemusí být schopné DBPs metabolizovat a odstraňovat (Thompson, 2004).

### 6.2 Toxicita a vliv na zdraví

Florentin et al. (2011) dospěl k závěru, že chemická expozice DBPs v bazénech představuje potenciální zdravotní rizika vzhledem k různým reportům o podráždění kůže a očí, respiračních potížích a zvýšeném toxickém riziku z DBPs během plavání. *In vitro* studie ukázaly, že bazénové vody jsou výrazně toxičtější než kohoutkové vody. Na druhou stranu další *in vitro* studie ukázala, že bazénová voda má stejný mutagenní potenciál jako chlorovaná pitná voda (Teo et al., 2015).

První nalezenou skupinou DBPs v pitné vodě v roce 1974 Rookem byly trihalogenmethany. Byly spojeny s chorobami jako rakovina močového měchýře a tlustého střeva, astma a podráždění očí a sliznic. Pozornost věnovaná DBPs v bazénech není tak velká jako ta mířená na DBPs v pitné vodě. Přitom například močovina, která se v bazénech často vyskytuje ve vysokých koncentracích, může reagovat s volným chlorem za vzniku chloraminu, což může vést

k podráždění očí a horních dýchacích cest, změnám biomarkerů v plicích a rozvoji astmatu. Navíc expozice DBPs v bazénové vodě může být mnohem větší než expozice produktům v pitné vodě (skrze orální požití) a to především díky těkavým látkám jako THMs (Yang et al., 2018).

Expozice plavců THMs z bazénu nebo kohoutkové vody vede ke zvýšenému riziku vzniku rakoviny. Cesta přes pokožku představuje asi 94 % veškeré expozice THMs (Panyakapo et al., 2008). Epidemiologická studie identifikovala souvislost mezi zvýšeným výskytem rizika rakoviny močového měchýře a dlouhodobou expozicí THMs při požití pitné vody a při dermální absorpci a inhalaci při sprchování a koupání v bazénech (Villanueva et al., 2007). Kromě rakoviny močového měchýře hrozí rakovina konečníku a rakovina tlustého střeva. Také se našla spojitost mezi DBPs a rakovinou slinivky břišní, ledvin, prsu a plic (Villanueva et al., 2015).

Dále byla zaznamenána spojitost mezi opakovanou expozicí DBPs při plavání a zhoršeným zdravím dýchacích cest. Lidé pravidelně vystavováni vzduchu nad bazénovou vodou hlásili větší respirační příznaky, pravděpodobně způsobené expozicí trichloraminu. Chloraminy způsobují podráždění kůže a očí. Bylo dokázáno, že u pracovníků vyvolává trichloramin dokonce tzv. profesionální astma. Je tedy důležité zmínit, že negativní následky pocítují i lidé, kteří nejsou v přímém kontaktu s vodou (Thickett et al., 2002)

Li et al. (2015) provedli výzkum, ve kterém zkoumali účinky 12ti týdenního tréninkového programu v chlorované bazénové vodě na pokusných krysách. Tento trénink byl identický těm ve veřejných bazénech. Růst a vzorce chování zůstaly nepozměněné. Oči a kůže byly podrážděny více než plíce. Proto poškození plic není podle Li et al. (2015) způsobené chlorací, nýbrž intenzitou a frekvencí tréninku a také množstvím vdechnuté vody. Z pěti orgánů (srdce, játra, slezina, plíce a ledviny) bývají pravděpodobně nejvíce zasaženy játra. Dalším projevem vlivu DBPs bylo vypadávání srsti (Li et al., 2015).

DBPs mohou zasahovat také reprodukční soustavu. Mezi zaznamenané efekty DBPs patří například nízká porodní váha, předčasný porod, spontánní potrat, smrt plodu a různé vrozené vady (především poškození centrálního nervového systému) (Villanueva et al., 2015). THMs zkracují podle Windham et al. (2003) délku menstruačního cyklu a folikulární fáze. Výzkum byl prováděn na 403 ženách po dobu 6 měsíců, sledována byla kvalita pitné vody, kterou pily (Windham et al., 2003).

Wei et al. (2020) tvrdí, že většinu toxicity spojené s dezinfikovanou vodou představují HANs a další dusíkaté vedlejší produkty dezinfekce. Ty se přesto v pitné vodě na rozdíl od jiných DBPs

neregulují. Při expozici *in vivo* vyvolaly dusíkaté DBPs nepříznivé účinky ve vývoji dánía pruhovaného (*Danio rerio*). Studie prováděná na myších ukázala, že toxicita HANs se zvyšovala se zvyšujícím se množstvím bromových substituentů. DCAN vykazuje mutagenitu v bakteriálních testech; DBAN a BCAN ukazují u myši karcinogenní nebo mutagenní účinky (Lee et al., 2010).

## 7 Regulace vedlejších produktů dezinfekce

První regulovanou skupinou DBPs v pitné vodě byly trihalogenmetany; americká EPA povolila v roce 1979 maximální hodnotu kontaminace (maximum contaminant level, MCL)  $100 \mu\text{g.l}^{-1}$  a ke konci století ji snížila na  $80 \mu\text{g.l}^{-1}$ . Zatímco Spojené státy americké regulují celou řadu DBPs v pitné vodě, Evropská unie limituje v pitné vodě pouze koncentrace trihalogenmethanů ( $< 100 \mu\text{g.l}^{-1}$ ), bromičnanů ( $< 10 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) a HAA5 ( $< 60 \mu\text{g.l}^{-1}$ ).

Ze všech nalezených DBPs v bazénech jsou v Evropské unii regulovány jen THMs a to pouze v některých státech (Yang et al., 2018). Povolené koncentrace DBPs v bazénech v evropských státech ukazuje následující tabulka č. 4.

**Tabulka 4.** Maximální hodnoty kontaminace DBPs v bazénech ve vybraných evropských státech.

*Převzato z Yang et al., 2018, upraveno.*

Stát	Maximální hodnota kontaminace ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	Poznámka
Německo	20	Chloroform
Švýcarsko	30	THMs pro vnitřní bazény
Dánsko	25 nebo 50	THMs (závisí na typu bazénu)
Belgie	100	Chloroform
Francie	100	THMs
Velká Británie	100	THMs
Finsko	100	THMs

V České republice nemáme zavedenou žádnou legislativu týkající se vedlejších produktů dezinfekce v bazénech. Ani další vyspělé státy světa jako Spojené státy americké, Kanada nebo Singapur DBPs v bazénech neregulují (Yang, 2018).

Většina studií je zaměřena pouze na vybrané skupiny DBPs. Ale s mnoha chemickými kontaminanty vyskytujícími se v bazénech mohou být jejich kombinované zdravotní účinky pro plavce významnější (Teo et al., 2015).

Dále je třeba sledovat a zvážit potenciální zdravotní rizika i dalších chemických látek vyskytujících se ve vodě mimo DBPs, jako jsou opalovací krémy a další chemikálie z PCPs. Degradace těchto látek může vést ke vzniku produktů, které jsou toxičtější než jejich mateřská sloučenina a mohou ohrožovat zdraví plavců (Teo et al., 2015).

## 8 Závěr

Dezinfekce bazénů je nezbytný proces vedoucí k mikrobiologicky bezpečnému prostředí pro plavce. Nejčastěji se bazény dezinfikují chlorem. Účinnou složkou je volný chlor, který ničí chemické vazby v molekulách patogenů. Alternativní metody dezinfekce představuje např. ozon, který se většinou používá v kombinaci s chlorem, nebo UV záření.

Řadou komplexních reakcí ve vodě, nejčastěji mezi chlorem a organickými látkami, vznikají vedlejší produkty dezinfekce (disinfection by-products, DBPs). Za přítomnosti bromu ve vodě vznikají také bromované DBPs (např. bromované haloctové kyseliny), které jsou toxičtější než uhlíkaté DBPs. V bazénech bylo objeveno více jak 600 zástupců DBPs (Yang et al., 2018). Většinou se jedná o toxické látky s potenciálně škodlivým vlivem na zdraví lidí.

Nejvíce zkoumanými skupinami jsou trihalogenmethany (THMs) a haloctové kyseliny (HAAs). Koncentrace THMs v bazénech se pohybují v řádech stovek  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Simard et al., 2013, Thacker et al., 2003) a jako jediná skupina DBPs jsou v bazénech regulovány a to pouze v některých evropských státech. V pitných vodách se vyskytují v menších koncentracích, řádově v jednotkách až desítkách  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Wang et al., 2007, Ding et al., 2013), a jsou regulovány směrnicí Evropské unie 98/83/EC s maximální povolenou koncentrací 100  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Dále je v pitné vodě limitováno ( $<60 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) 5 vybraných haloctových kyselin (HAA5), které se považují za zdraví škodlivé. HAAs se v bazénech vyskytují v opravdu vysokých koncentracích, řádově ve stovkách  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Wang et al., 2014, Zhao et al., 2020), přesto v bazénech limitovány ani kontrolovány nejsou. HAAs jsou navíc pravděpodobně více karcinogenní než THMs (Florentin et al., 2011).

Další velkou skupinou DBPs vyskytujících se v bazénech jsou dusíkaté vedlejší produkty dezinfekce (N-DBPs). Vyskytují se v menších koncentracích (setiny až jednotky  $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) než uhlíkaté DBPs, ale mohou být oproti nim více genotoxické, cytotoxické a karcinogenní. Řadíme mezi ně halogenacetonitrily, halogenitromethany, nitrosaminy, halogenkyany a halogenacetoamidy.

DBPs se do organismu dostávají požitím, inhalací a absorpcí přes pokožku. V současné době není zcela objasněno, jaká metoda expozice u jednotlivých skupin produktů převládá. Volatilní látky, vyskytující se v okolním vzduchu bazénové vody, se do organismu dostávají zejména inhalací. Požití zase může představovat problém například u malých dětí. DBPs jsou toxické a mají škodlivý vliv na lidské zdraví. Řada z nich je v systému IARC řazena do skupin 2A (pravděpodobně karcinogenní pro člověka) nebo 2B (podezřelý karcinogen pro člověka).

Přestože studií dokazujících negativní důsledky DBPs v bazénech na lidský organismus je mnoho, nejsou dosud tyto látky většinou regulovány. A to i přesto, že se mnohdy vyskytují v násobně vyšších koncentracích než v pitné vodě. Na druhou stranu lze předpokládat, že většina populace nepřichází do styku s bazénovou vodou na rozdíl od pitné vody každý den. Při expozici těmto sloučeninám hraje roli intenzita a četnost vystavení těmto látkám. Škodlivé dopady DBPs tak pocítí hlavně profesionální plavci, kteří přichází do styku s bazénovou velmi často. Těkavost některých látek představuje riziko také pro zaměstnance bazénu, kteří v přímém kontaktu s vodou nejsou, ale dýchají okolní vzduch, ve kterém se tyto látky vyskytují.

Bazénová voda představuje komplexní prostředí, ve kterém dochází k mnoha reakcím látek. Vznikající DBPs jsou v poslední době více zkoumány. V bazénu se vyskytují ve velmi vysokých koncentracích, mnohdy překračující maximální povolené limity kontaminace pro pitnou vodu. V současné době není jasně prokázáno, jaké množství toxických DBPs způsobuje zdravotní problémy. DBPs byly jasně spojeny s rakovinou močového měchýře, podráždění kůže, očí a horních dýchacích cest a také s narušením reprodukčního systému. Stejně jako je těžké určit prokázané škodlivé koncentrace, je těžké systematicky kontrolovat koncentrace DBPs v bazénové vodě. Každá bazénová voda je komplexní mix látek, které spolu mohou reagovat. V jaké míře se budou látky v bazénu vyskytovat je souhrnou několika faktorů. Proto nelze předpokládat, že lze DBPs v bazénech regulovat jednotně. Žádoucí je spíše důraz na individuální kontrolu kvality vody, včetně základních parametrů (jako je např. množství organických látek). Důraz by měl být také kladen na co největší možnou redukci přísunu organických látek od plavců, tedy hlavně plnění hygienických požadavků. Dále je třeba další výzkum především v oblasti vzniku DBPs v závislosti na různých typech dezinfekce. Některé alternativní metody dezinfekce s sebou nemusí nést tak velké riziko vzniku DBPs a na rozdíl od pitné vody mohou být tyto metody v dezinfekci bazénu snadněji zavedeny. V neposlední řadě je důležitý další výzkum vznikajících látek a jejich toxicity.



## 9 Seznam použité literatury

- Apra, M. C., Banchi, B., Lunghini, L., Pagliantini, M., Peruzzi, A., & Sciarra, G. (2010). Disinfection of swimming pools with chlorine and derivatives: formation of organochlorinated and organobrominated compounds and exposure of pool personnel and swimmers. *Natural Science*, 2(02), 68.
- Barnes, D., & Wilson, F. (1983). *Chemistry and Unit Operations in Water Treatment*. Applied Science Publications.
- Bernard, A. (2007). Chlorination products: emerging links with allergic diseases. *Current medicinal chemistry*, 14(16), 1771-1782.
- Bond, T., Huang, J., Templeton, M. R., & Graham, N. (2011). Occurrence and control of nitrogenous disinfection by-products in drinking water—a review. *Water research*, 45(15), 4341-4354.
- Bożym, M., Kłosok-Bazan, I., & Wzorek, M. (2018). Analyzing THM Concentrations in Selected Indoor Swimming Pool Waters in the Opole Region. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(3).
- 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.
- Daiber, E. J., DeMarini, D. M., Ravuri, S. A., Liberatore, H. K., Cuthbertson, A. A., Thompson-Klemish, A., ... & Richardson, S. D. (2016). Progressive increase in disinfection byproducts and mutagenicity from source to tap to swimming pool and spa water: impact of human inputs. *Environmental science & technology*, 50(13), 6652-6662.
- Ding, H., Meng, L., Zhang, H., Yu, J., An, W., Hu, J., & Yang, M. (2013). Occurrence, profiling and prioritization of halogenated disinfection by-products in drinking water of China. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 15(7), 1424-1429.
- Ding, S., Chu, W., Bond, T., Wang, Q., Gao, N., Xu, B., & Du, E. (2018). Formation and estimated toxicity of trihalomethanes, haloacetonitriles, and haloacetamides from the chlor (am) ination of acetaminophen. *Journal of hazardous materials*, 341, 112-119.
- Disinfection byproducts*. (n.d.). Lenntech.  
<https://www.lenntech.com/processes/disinfection/byproducts/disinfection-byproducts.htm>.

- Dojlido, J., Zbieć, E., & Świetlik, R. (1999). Formation of the haloacetic acids during ozonation and chlorination of water in Warsaw waterworks (Poland). *Water research*, 33(14), 3111-3118.
- 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.
- Gombas, D., Luo, Y., Brennan, J., Shergill, G., Petran, R., Walsh, R., ... & Deng, K. (2017). Guidelines to validate control of cross-contamination during washing of fresh-cut leafy vegetables. *Journal of Food Protection*, 80(2), 312-330.
- Gordon, G., Cooper, W. J., Rice, R. G., & Pacey, G. E. (1988). Methods of measuring disinfectant residuals. *Journal-American Water Works Association*, 80(9), 94-108.
- Hang, C., Zhang, B., Gong, T., & Xian, Q. (2016). Occurrence and health risk assessment of halogenated disinfection byproducts in indoor swimming pool water. *Science of the Total Environment*, 543, 425-431.
- Hansen, K. M. S., Willach, S., Mosbæk, H., Albrechtsen, H. J., & Andersen, H. R. (2011). Effect of selection of pH in swimming pool on formation of chlorination by-products. In *International conference swimming pool & spa* (pp. 19-24).
- Hansen, K. M., Spiliotopoulou, A., Cheema, W. A., & Andersen, H. R. (2016). Effect of ozonation of swimming pool water on formation of volatile disinfection by-products—A laboratory study. *Chemical Engineering Journal*, 289, 277-285.
- Hery, M., Hecht, G., Gerber, J. M., Hubert, G., & Rebuffaud, J. (1995). Exposure to chloramines in the atmosphere of indoor swimming pools. *The Annals of Occupational Hygiene*, 39(4), 427-439.
- Huang, H., Zhu, H., Gan, W., Chen, X., & Yang, X. (2017). Occurrence of nitrogenous and carbonaceous disinfection byproducts in drinking water distributed in Shenzhen, China. *Chemosphere*, 188, 257-264.
- Chartered Institution of Water and Environmental Management. (n.d.). *Chlorination and Chloramination of Drinking Water*.  
<https://www.ciwem.org/assets/pdf/Policy/Policy%20Position%20Statement/Chlorination-and-Chloramination-of-Drinking-Water.pdf>

*Chlorine as disinfectant for water.* (1998-2022). Lenntech.

<https://www.lenntech.com/processes/disinfection/chemical/disinfectants-chlorine.htm>.

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.

Jolley, R. L., Gorchev, H., & Hamilton Jr, D. H. (1978). *Water chlorination: environmental impact and health effects. Volume 2* (No. CONF-771070-). Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI.

Jurado-Sánchez, B., Ballesteros, E., & Gallego, M. (2010). Screening of N-nitrosamines in tap and swimming pool waters using fast gas chromatography. *Journal of Separation Science*, 33(4-5), 610-616.

Kanan, A. A. (2010). *Occurrence and formation of disinfection by-products in indoor swimming pools water* (Doctoral dissertation, Clemson University).

Kott, Y., Nupen, E. M., & Ross, W. R. (1975). The effect of pH on the efficiency of chlorine disinfection and virus enumeration. *Water Research*, 9(10), 869-872.

Kurajica, L., Bošnjak, M. U., Stankov, M. N., Kinsela, A. S., Štiglić, J., Waite, D. T., & Capak, K. (2020). Disinfection by-products in Croatian drinking water supplies with special emphasis on the water supply network in the city of Zagreb. *Journal of Environmental Management*, 276, 111360.

Lee, J., Jun, M. J., Lee, M. H., Lee, M. H., Eom, S. W., & Zoh, K. D. (2010). Production of various disinfection byproducts in indoor swimming pool waters treated with different disinfection methods. *International journal of hygiene and environmental health*, 213(6), 465-474.

Lempart, A., Kudlek, E., Lempart, M., & Dudziak, M. (2018). The presence of compounds from the personal care products group in swimming pool water. *Journal of Ecological Engineering*, 19(3).

- Li, J. H., Wang, Z. H., Zhu, X. J., Deng, Z. H., Cai, C. X., Qiu, L. Q., ... & Lin, Y. J. (2015). Health effects from swimming training in chlorinated pools and the corresponding metabolic stress pathways. *PLoS One*, *10*(3), e0119241.
- Liviac, D., Creus, A., & Marcos, R. (2009). Genotoxicity analysis of two halonitromethanes, a novel group of disinfection by-products (DBPs), in human cells treated in vitro. *Environmental research*, *109*(3), 232-238.
- Liviac, D., Wagner, E. D., Mitch, W. A., Altonji, M. J., & Plewa, M. J. (2010). Genotoxicity of water concentrates from recreational pools after various disinfection methods. *Environmental Science & Technology*, *44*(9), 3527-3532.
- 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.
- Mitch, W. A. (2009). *Occurrence and formation of nitrogenous disinfection by-products*. Water Research Foundation.
- Montesinos, I., Cardador, M. J., & Gallego, M. (2011). Determination of halonitromethanes in treated water. *Journal of Chromatography A*, *1218*(18), 2497-2504.
- 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.
- Panyakapo, M., Soontornchai, S., & Paopuree, P. (2008). Cancer risk assessment from exposure to trihalomethanes in tap water and swimming pool water. *Journal of environmental Sciences*, *20*(3), 372-378.
- Parinet, J., Tabaries, S., Coulomb, B., Vassalo, L., & Boudenne, J. L. (2012). Exposure levels to brominated compounds in seawater swimming pools treated with chlorine. *water research*, *46*(3), 828-836.
- Pitter, P. (1999). *Hydrochemie*. Praha: Vydavatelství VŠCHT.

- Plewa, M. J., Wagner, E. D., Jazwierska, P., Richardson, S. D., Chen, P. H., & McKague, A. B. (2004). Halonitromethane drinking water disinfection byproducts: chemical characterization and mammalian cell cytotoxicity and genotoxicity. *Environmental science & technology*, 38(1), 62-68.
- Regli, S., Berger, P., Macler, B., & Haas, C. (1993). Proposed decision tree for management of risks in drinking water: consideration for health and socioeconomic factors. *Safety of water disinfection: Balancing chemical and microbial risks*, 39-80.
- Richardson, S. D., Thruston, A. D., Caughran, T. V., Chen, P. H., Collette, T. W., Schenck, K. M., ... & Glezer, V. (2000). Identification of new drinking water disinfection by-products from ozone, chlorine dioxide, chloramine, and chlorine. *Water, air, and soil pollution*, 123(1), 95-102.
- 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.
- Simard, S., Tardif, R., & Rodriguez, M. J. (2013). Variability of chlorination by-product occurrence in water of indoor and outdoor swimming pools. *Water Research*, 47(5), 1763-1772.
- Státní zdravotní ústav. (2017, 28. prosince). *Stanovisko trichloramin*.  
[http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/voda/pdf/stanovisko\\_trichloramin.pdf](http://www.szu.cz/uploads/documents/chzp/voda/pdf/stanovisko_trichloramin.pdf)
- Strähle, J., Sacre, C., Schwenk, M., Jovanovic, S., Gabrio, T., & Lustig, B. (2000). Risk assessment of exposure of swimmers to disinfection by-products formed in swimming pool water treatment. *Final report on the research project of DVGW 10*, 95.
- Teo, T. L., Coleman, H. M., & Khan, S. J. (2015). Chemical contaminants in swimming pools: Occurrence, implications and control. *Environment International*, 76, 16-31.
- Thacker, N. P., & Nitnaware, V. (2003). Factors influencing formation of trihalomethanes in swimming pool water. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 71(3), 633-640.
- The Association of Pool & Spa Professionals. (2011). *Trichloro-S-Triazinetrione (Trichlor)*.  
<https://www.phta.org/pub/?id=09389576-1866-DAAC-99FB-F58144F4F5DF>
- Thickett, K. M., McCoach, J. S., Gerber, J. M., Sadhra, S., & Burge, P. S. (2002). Occupational asthma caused by chloramines in indoor swimming-pool air. *European Respiratory Journal*, 19(5), 827-832.

- 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).
- 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., Cantor, K. P., Grimalt, J. O., Malats, N., Silverman, D., Tardon, A., ... & Kogevinas, M. (2007). Bladder cancer and exposure to water disinfection by-products through ingestion, bathing, showering, and swimming in pools. *American journal of epidemiology*, 165(2), 148-156.
- 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(1), 107-115.
- Von Gunten, U. (2003). Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water research*, 37(7), 1443-1467.
- Walse, S. S., & Mitch, W. A. (2008). Nitrosamine carcinogens also swim in chlorinated pools. *Environmental science & technology*, 42(4), 1032-1037.
- Wang, G. S., Deng, Y. C., & Lin, T. F. (2007). Cancer risk assessment from trihalomethanes in drinking water. *Science of the Total Environment*, 387(1-3), 86-95.
- Wang, X., MI, G. L., Zhang, X., Yang, H., & Xie, Y. (2014). Haloacetic acids in swimming pool and spa water in the United States and China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 8(6), 820-824.
- Wei, X., Yang, M., Zhu, Q., Wagner, E. D., & Plewa, M. J. (2020). Comparative quantitative toxicology and QSAR modeling of the haloacetonitriles: forcing agents of water disinfection byproduct toxicity. *Environmental Science & Technology*, 54(14), 8909-8918.
- Williams, D. T., LeBel, G. L., & Benoit, F. M. (1997). Disinfection by-products in Canadian drinking water. *Chemosphere*, 34(2), 299-316.
- 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.

World Health Organization. (2000). Guidelines for safe recreational-water environments, Swimming Pools, Spas and Similar Recreational-Water Environments, vol. 2. World Health Organization, Geneva.

Wyczarska-Kokot, J. (2015). Comparison of chloramine concentration in swimming pool water depending on swimming pool intended use. *Ecological Chemistry and Engineering. A*, 22(1).

Xu, X., Mariano, T. M., Laskin, J. D., & Weisel, C. P. (2002). Percutaneous absorption of trihalomethanes, haloacetic acids, and haloketones. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 184(1), 19-26.

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.

Zhang, X., Yang, H., Wang, X., Zhao, Y., Wang, X., & Xie, Y. (2015). Concentration levels of disinfection by-products in 14 swimming pools of China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 9(6), 995-1003.

Zhang, Y., Collins, C., Graham, N., Templeton, M. R., Huang, J., & Nieuwenhuijsen, M. (2010). Speciation and variation in the occurrence of haloacetic acids in three water supply systems in England. *Water and Environment Journal*, 24(3), 237-245.

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.

Zwiener, C., Richardson, S. D., De Marini, D. M., Grummt, T., Glauner, T., & Frimmel, F. H. (2007). Drowning in disinfection byproducts? Assessing swimming pool water. *Environmental Science & Technology*, 41(2), 363-372.

Žáček, L. (1981). *Chemické a technologické procesy úpravy vody*. Státní nakladatelství technické literatury.